8ª JORNADAS RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE

CÓRDOBA

2, 3 y 4 de octubre de 2024

Rectorado
Universidad
de Córdoba

LIBRO DE ACTAS

RESIDUOS CERO: EL HORIZONTE FUTURO

COMPOSTAJE
RED ESPAÑOLA

8ª Jornadas de la Red Española de Compostaje
“Residuo Cero: Horizonte Futuro”

8ª Jornadas de la Red Española de Compostaje
"Residuo Cero: Horizonte Futuro"

Córdoba, del 2 al 4 de octubre de 2024

ORGANIZA:

COLABORA:

LOS AUTORES:

Arturo F. Chica Pérez

Mª del Carmen Gutiérrez Martín

Mª de los Ángeles Martín Santos

José Ángel Siles López

Universidad de Córdoba

Edita: Red Española de Compostaje.

ISBN: 978-84-09-65478-9

8ª Jornadas de la Red Española de Compostaje
"Residuo Cero: Horizonte Futuro"

Comité Organizador

PRESIDENCIA

- Arturo F. Chica Pérez
- María del Carmen Gutiérrez Martín

SECRETARÍA

- María de los Ángeles Martín Santos
- José Ángel Siles López

ORGANIZACIÓN

- Francisco Javier Ruiz Castilla
- Hansi Martinez Alvarenga
- María Salinas Sugráñez

8ª Jornadas de la Red Española de Compostaje
"Residuo Cero: Horizonte Futuro"

Comité Científico

- Arturo F. Chica Pérez (Universidad de Córdoba)
- María del Carmen Gutiérrez Martín (Universidad de Córdoba)
- Mª Pilar Bernal Calderón (CEBAS-CSIC, Murcia)
- Juan Carlos Rad Moradillo (Universidad de Burgos)
- Antonio Rosal Raya (Universidad Pablo de Olavide)
- Remedios Morales Corts (Universidad de Salamanca)
- Marga López Martínez (Universitat Politècnica de Catalunya)
- María Teresa Gea Leiva (Universidad Autónoma de Barcelona)
- Raúl Moral Herrero (Universidad Miguel Hernández)
- José Luis García Morales (Universidad de Cádiz)
- Rafael López Núñez (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC)
- María José López López (Universidad de Almería)
- Mª Cruz García González (Universidad de Valladolid)
- Germán Tortosa Muñoz (Estación Experimental del Zaidín, CSIC)
- Mª Teresa Barral Silva (Universidad de Santiago de Compostela)
- Francisco Jesús Fernández Morales (Universidad de Castilla y La Mancha)
- Frutos Marhuenda Egea (Universidad de Alicante)

Índice de trabajos

CARACTERIZACIÓN DE ESTIÉRCOLES VACUNOS. FUENTE DE MATERIA ORGÁNICA, NUTRIENTES Y SOSTENIBILIDAD: PROYECTO PROVACUNO **21**

Rosa Rubio, Elena Sanchís, Miguel A. Mira-Urios, Ana Garcia-Rández, Aurelia Perez-Espinosa, Encarnación Martínez-Sabater, Javier Andreu, Salvador Calvet, Raúl Moral

ESTUDIO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA LA OPTIMIZACIÓN DE FLUJOS DE MATERIA: VALORIZACIÓN Y COMPOSTAJE **25**

María Salinas, Hansi Martínez, Encarnación Muñoz-Serrano, María del Carmen Gutiérrez, Arturo F. Chica, José Ángel Siles y María de los Ángeles Martín

GESTIÓN DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS MEDIANTE EL COMPOSTAJE **29**

Lorena Zajara, Susana Ruiz, Julian Rufo, Elena Ordiales

OBTENCIÓN Y EVALUACIÓN FISICOQUÍMICA DE COMPOSTAS OBTENIDAS CON RESIDUO SOLIDO DE CAFÉ Y ESTIERCOL BOVINO **33**

Angélica López-Gómez, Martha Rosales-Castro, María Elena Pérez-López

OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS PARA EL TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE LA BIOMASA DE LAS ALGAS DEL GÉNERO *SARGASSUM* **37**

Fany Omary Arias-Ruiz, Concepción Paredes

PROYECTO AL-COMPOST: MEJORA DE LA CINÉTICA DEL COMPOSTAJE DE ALPERUJO MEDIANTE ESTRATEGIAS DE DEFENOLIZACIÓN Y BIOAUMENTO **41**

Tatiana Robledo-Mahón, Guillermo Rodríguez-Gutiérrez, Juan Fernández-Bolaños Guzmán, Fernando González Fermoso, Agustín Andreu, Fernando Bautista, Juan Cubero-Cardoso, Jesús González, Elisabet Aranda, Concepción Calvo y Antonio Serrano

PROYECTO DE CIENCIA CIUDADANA RECICOMPHUERTOS: RECICLAMOS EL COMPOST DE RESIDUOS URBANOS DE RECOGIDA SELECTIVA EN LOS HUERTOS URBANOS..... **45**

Rafael López, Sabina Rossini, Paula Madejón, Adela Moreno

RECIRCULACIÓN DE LOS RESTOS DE PODA URBANA DE VALENCIA MEDIANTE COMPOSTAJE IN SITU. RESUMEN DE TRES AÑOS DE EXPERIENCIAS **49**

Z. Emil Blesa Marco, Ana García-Rández, Carlos Gómez, Jamil J. Sánchez, Mª Dolores Perez-Murcia, Encarnación Sabater, Enrique Agulló, Javier Andreu, Raul Moral

VALORIZACIÓN DE RECURSOS ECOSISTÉMICOS FORESTALES MEDIANTE COMPOSTAJE. PROYECTO BIOCOMFOREST **53**

María Cruz García-González, Mercedes Sánchez-Báscones, Ernesto Gómez- Sobrino, Elisa Herrero, Beatriz Molinuevo-Salces, Baudilio Herrero, Laura Buzón- Durán

VALORIZACIÓN DEL COMPOST MEDIANTE LA RECUPERACIÓN DE FÓSFORO Y PROTEÍNAS..... **56**

Paula Calvo de Diego, María Cruz García-González, Matías B. Vanotti, Ernesto Gómez-Sobrino, Laura Buzón-Durán, Mercedes Sánchez-Báscones y Beatriz Molinuevo-Salces

OPTIMIZACIÓN DEL CO-COMPOSTAJE DE RESTOS DE VIVERO DE VID **60**

Ana García-Rández, Carlos Gómez, Mª Dolores Perez-Murcia, Encarnación Sabater, Enrique Agulló, Javier Andreu, M. T. Cháfer2, R. Moral

GO-CHAMPLAST: CREACIÓN DE UNA NUEVA CADENA DE VALOR EN LA PRODUCCIÓN DE CHAMPIÑONES MEDIANTE LA ECONOMÍA CIRCULAR **65**

Emilio Rascón, Daniela Ramírez y Martin Hitzl

ANÁLISIS DE MATERIA ORGÁNICA EN PROCESOS DE COMPOSTAJE: METABOLÓMICA Y TERMOGRAVIMETRÍA..... **69**

Sánchez-Méndez, F.J. Andreu-Rodríguez, L. Orden, I. Irigoien, M. López, R. Moral, C. Paredes, F.C. Marhuenda Egea

ASPECTOS LIMITANTES DEL COMPOSTAJE DE DESTRÍO DE GRANADA. CARACTERÍSTICAS NECESARIAS DE LOS COINGREDIENTES..... **74**

Z. Emil Blesa Marco, Ana García-Rández, Joaquín Parra, Alfonso Giner, Carlos Baixauli, Mª Dolores Perez-Murcia, Encarnación Sabater, Enrique Agulló, Javier Andreu, Raul Moral

BIOCHAR: APORTACIONES PRESENTES Y FUTURAS EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE..... **78**

Antoni Sánchez

CAMBIOS ESTRUCTURALES Y COMPOSICIONALES EN EL COMPOST DE ALPERUJO DURANTE LA TORREFACCIÓN: UN ESTUDIO ESPECTROSCÓPICO..... **82**

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

CAMPUSTAJES: EL COMPOSTAJE EN CAMPUS UNIVERSITARIOS. ANÁLISIS DE LA SITUACIÓN A NIVEL ESTATAL..... **86**

Carlos Jiménez-Martínez, Inazio Irigoien-Iriarte

ELIMINACIÓN DE FÁRMACOS DE USO VETERINARIO MEDIANTE COMPOSTAJE HIPERTERMÓFILO: OPORTUNIDADES PARA CULTIVOS DEL SECTOR ECOLÓGICO..... **90**

Esther Vega, Isabella de Bona, Nagore Guerra, Meritxell Gros, Alexandre Sànchez-Melsió, Mabel Mora

EVALUACIÓN DEL COMPOSTAJE PARA EL TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE RESIDUOS RECALCITRANTES PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA EXTRACTIVA DEL ACEITE DE OLIVA..... **93**

Luis Manuel Torres Ginés, Antonio Davó Sarrión, Francisco Javier Andreu Rodríguez, Raúl Moral, Frutos C. Marhuenda Egea, Germán Tortosa

HIGIENIZACIÓN DE RESIDUOS VEGETALES DE TOMATE INFECTADOS CON EL VIRUS DEL RUGOSO (TOBRFV) MEDIANTE COMPOSTAJE..... **97**

Ana J. Toribio, Melisa Preda, Francisca Suárez-Estrella, Jesús Salinas, Víctor Carpena-Istán, Rosario Lerma-Moliz, Raúl Jiménez, Martín Segado-Pérez, María J. López**CARACTERIZACIÓN DE LA MICROBIOTA IMPLICADA EN LA DEGRADACIÓN DE PLÁSTICO DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES DE LA HORTICULTURA INTENSIVA** **101**

Martín Segado-Pérez, Marta del Pino-Fortes, Jesús Salinas, Víctor Carpena-Istán, María J. Estrella-González y María J. López

CO-COMPOSTAJE DE LODOS DE DEPURADORA CON DIFERENTES PROPORCIONES DE RESIDUOS DE PODA. ESTUDIO DE CASO EN LA CIUDAD DE AMBATO (ECUADOR) **106**

Julio Idrovo-Novillo, Irene Gavilanes-Terán, Abigail Cevallos-Guamán, Cristoffer Sánchez-Bonilla, Cristian Chuquín-Enríquez, Concepción Paredes

EFECTOS DE LA ADICIÓN DE LACTOSUERO EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROPECUARIOS Y EN LA HIGIENIZACIÓN Y CALIDAD DEL COMPOST OBTENIDO **110**

Irene Gavilanes-Terán, Steven Ramos-Romero, Julio Idrovo-Novillo, Sandra Noemí Escobar-Arrieta, María José-Bermeo, Víctor Hugo Valverde-Orozco, Alessandro Idrovo-Gavilanes, Julio Idrovo-Gavilanes, Concepción Paredes

GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS PRODUCIDOS EN UNA BODEGA Y UNA INDUSTRIA DE SELECCIÓN DE CEREALES MEDIANTE COMPOSTAJE **114**

Mercedes Sánchez-Báscones, María Cruz García-González, Ernesto Gómez- Sobrino, Beatriz Molinuevo-Salces, Paula Calvo Diego y Laura Buzón-Durán

EVALUACIÓN DE LA BIODEGRADABILIDAD DE NUEVAS BATERÍAS BIODEGRADABLES Y COMPOSTABLES EN DIFERENTES ESCENARIOS DE FIN DE VIDA **118**

Raquel Barrena, Jonathan Michel Barba Godinez, Marina Cabrera, Laura Talens, Teresa Gea

OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE INDUSTRIAL DE NTPURINES PORCINOS, ALPERUJO Y RESTOS DE PODA, USANDO PELOTAS DE TENIS USADAS COMO ESTRUCTURANTE INERTE **122**

Juan Aviño-Calero, Ernesto Santateresa, Luciano Orden, Evan A.N. Marks, Encarnación Martínez Sabater, Javier Andreu-Rodriguez, José Antonio Saéz- Tovar, M. Dolores Pérez-Murcia, M. Ángeles Bustamante, Raúl Moral

APLICACIÓN DE LA BIOECONOMÍA CIRCULAR A SARMIENTOS CON PATOLOGÍAS DE LA MADERA: EL COMPOSTAJE COMO ALTERNATIVA DE GESTIÓN **127**

Mª Dolores Vela-Delgado; Carlos Agustí-Brisach; Zulema Piñeiro, David Ruano, José L. García-Morales

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA EN PILAS DE COMPOSTAJE DE LODOS DE EDAR: UNA APROXIMACIÓN METAGÉNOMICA PARA BÚSQUEDA DE SOLUCIONES A LA CONTAMINACIÓN POR PLÁSTICOS. **131**

Valentín Ángel Limón, Inmaculada García-Romero, Laura Pérez, Francisca Reyes-Ramírez, Juan Carlos Gutiérrez, Eva María Camacho, Enrique Ramos, María del Valle Palenzuela, María de las Nieves López de Lerma, Fernando Sánchez, Rafael Andrés Peinado, Antonio Rosal

CO-COMPOSTAJE DE DEYECCIONES CUNÍCOLAS COMO ESTRATEGIA REGIONAL HACIA LA BIOECONOMIA CIRCULAR **136**

Nagore Guerra, Roser Iborra, Laura Foix, Daniel Cantabella, Oscar Martínez

CO-COMPOSTAJE DE LA CÁSCARA DE PLÁTANO Y RESIDUO SÓLIDO MUNICIPAL: EFECTO EN EL IMPACTO ODORÍFERO **141**

Arturo Fco. Chica, M. Ángeles Martín, José A. Siles, M. Carmen Gutiérrez

COVS GENERADOS EN LOS CONTENEDORES DE CÓRDOBA: CUANTIFICACIÓN MEDIANTE CG-EM **146**

Mª Ángeles Martín, Hansi Martínez, María Salinas, Arturo Fco. Chica, Mª Carmen Gutiérrez, José Ángel Siles

ESTUDIO DEL EFECTO DEL USO DE DIFERENTES ADITIVOS Y CUBIERTA GEOTEXTIL EN EL CO-COMPOSTAJE DE DIFERENTES MEZCLAS CON ALPECHIN **150**

Miguel Ángel Mira Urios, José A. Sáez, Enrique Agulló, Encarnación Martínez Sabater, Zbigniew Emil Blesa Marco, Luciano Orden, María Dolores Pérez- Murcia, Raúl Moral

OPTIMIZACIÓN DE COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL VACUNO. COCOMPOSTAJE Y ADITIVACIÓN **154**

Rosa Rubio, Miguel Ángel Mira-Urios, Aurelia Pérez-Espinosa, José A. Sáez- Tovar, Javier Andreu, Encarnación Martínez-Sabater, Enrique Agulló, Luciano Orden, Raúl Moral

SEGUIMIENTO DEL PROCESO DE CO-COMPOSTAJE DE ALPERUJO Y OTROS RESIDUOS AGRÍCOLAS Y GANADEROS A ESCALA INDUSTRIAL: EVOLUCIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS Y ESPECTROSCÓPICOS **158**

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

TÉ DE COMPOST: UNA ALTERNATIVA SOSTENIBLE PARA EL CRECIMIENTO Y LA RESILIENCIA FRENTE A SEQUÍA EN PLANTAS DE TOMATE **162**

Ana Isabel González-Hernández, María Ángeles Gómez-Sánchez, Rodrigo Pérez-Sánchez, María Remedios Morales-Corts

USO DE COMPOST PROCEDENTES DE COMPOSTAJE COMUNITARIO Y URBANO DESCENTRALIZADO COMO ENMIENDA DE SUELO: DINÁMICA DEL NITROGENO **166**

C. Álvarez-Alonso, M.D. Pérez-Murcia, N. Manrique, E. Martínez-Sabater, S. Sánchez-Méndez, I. Irigoien, M. López, L. Orden, Raúl Moral, M.A. Bustamante

MEJORA DEL MANEJO DE PURINES MEDIANTE CO-COMPOSTAJE INFARM EN LA COMUNIDAD VALENCIANA **170**

Ana García-Rández, Mª Dolores Perez-Murcia, Encarnación Sabater, Enrique Agulló, J. Andreu, M. T. Cháfer, J. Gómez, E. Sanchís, S. Calvet, R. Moral

CERTIFICACIÓN E&T&C: UNA NUEVA FORMA DE CALIFICAR EL COMPROMISO, LA TRANSPARENCIA Y LA COMUNICACIÓN EN LA INDUSTRIA - CUANDO LA UNIDAD DE OLOR NO ES SUFICIENTE **175**

Ainhoa Antón, Carlos Díaz, Cyntia Izquierdo

PROLOR, UN SOFTWARE DE PRONÓSTICO DE OLOR SENCILLO PARA CUMPLIR CON LA MTD 37 ..... **179**

Diaz Jiménez Carlos, Izquierdo Zamora Cyntia, Antón García Ainhoa, Bianconi Roberto, Bellasio Roberto

PRIMERA NORMA UNE 77270: CONSTRUCCIÓN DE MAPAS DE OLOR COLABORATIVOS MEDIANTE CIENCIA CIUDADANA **183**

Cyntia Izquierdo, Carlos Diaz, Ainhoa Antón, Fernando Andrés, Jose Manuel Felisi, Isabel de Lucas

DEODORIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS CON INSECTOS: bioingeniería con larvas de mosca soldado negra **187**

María Salinas; Belén Ceular, María de los Ángeles Martín

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN PROCESOS DE CO-COMPOSTAJE DE ALPERUJO **191**

Francisco J. Ruiz-Castilla, María del Carmen Gutierrez, José Ángel Siles, Arturo F. Chica, María de los Ángeles Martín

CARACTERÍSTICAS DEL BIOCHAR PROCEDENTE DE BIOMASA GENERADA EN PROCESOS DE FITO-RECUPERACIÓN **195**

Mª Pilar Bernal, Alicia Fernández Guerrero, Paula Bernal Molina, Rafael Clemente

CONVERSIÓN DE LODOS PROCEDENTES DE UNA EDAR URBANA EN CARBONES ACTIVADOS DE ALTA CALIDAD **199**

Hansi Martínez, Mª Carmen Gutiérrez, Almudena Benítez, Juan Luis Gómez- Cámer, Álvaro Caballero, Mª Ángeles Martín Santos

EFECTO DE DISTINTAS ESTRATEGIAS DE OPERACIÓN DE UN REACTOR ANAEROBIO DE MEMBRANA **203**

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

CARACTERIZACIÓN DE LODOS DE ALPECHÍN: ESTUDIO FUNCIONAL Y TOXICOLÓGICO **207**

María R. Martínez-Gallardo, Anabel Miñarro, Macarena M. Jurado, Víctor Carpena- Istán, Jesús Salinas, María J. López

MICORREMEDIACIÓN DEL ALPERUJO PARA SU USO COMO ENMIENDAS ORGANICAS **211**

Maria Camila Espinosa-Araque, Gloria Andrea Silva-Castro, Silvia Moreno- Morillas, Marina Pareja-Valero, Hanan El Bakkali, Inmaculada García-Romera

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE LIXIVIADOS PROCEDENTES DEL COMPOSTAJE DE RESTOS VEGETALES A ESCALA INDUSTRIAL **215**

María José Estrella González, Paula Vílchez Sánchez, Víctor Carpena, Francisca Suárez Estrella y María J. López

VALORIZACIÓN AGRONÓMICA DE ALGAS INVASORAS: PROYECTO BIOKAMURAE **220**

Juan A. López-González, Macarena del Mar Jurado, María J. Estrella-González, Francisca Suárez-Estrella, María del Carmen Salas, María Luz Segura, Ismael Hachero, María J. López

APLICACIÓN AGRÍCOLA DE COMPOST DE LODOS DE EDARs EN VIÑEDOS DE UNA ZONA DE SECANO DE EXTREMADURA **224**

Fernando Sánchez, María del Valle Palenzuela, Laura Pérez, María de las Nieves López de Lerma, Juan Carlos Gutiérrez, Enrique Ramos, Rafael Andrés Peinado, Antonio Rosal

APLICACIÓN AGRONÓMICA DE COMPOST PROCEDENTES DE COMPOSTAJE COMUNITARIO Y URBANO DESCENTRALIZADO EN EL CULTIVO DE LECHUGA **228**

C. Álvarez-Alonso, M.A. Bustamante, N. Manrique, S. Sánchez-Méndez, F.J. Andreu-Rodríguez, L. Orden, A. Pérez-Espinosa, E. Martínez-Sabater, I. Irigoien, M. López, R. Moral y M.D. Pérez-Murcia

APLICACIÓN DE COMPOSTA DE CAFÉ: SU EFECTO SOBRE LAS CARACTERISTICAS FISICOQUÍMICAS DEL SUELO Y EL CULTIVO DE RÁBANO. **232**

Angélica López-Gómez, Martha Rosales-Castro, María Elena Pérez-López

COMPOST ECOLÓGICO Y CUBIERTAS VEGETALES PARA AUMENTAR LA CALIDAD DEL SUELO EN EL CONTEXTO DE LA AGRICULTURA ECOLÓGICA..... **236**

Laura L. de Sosa, Carmen García, Paula Madejón y Engracia Madejón

EJEMPLO DE GESTIÓN SOSTENIBLE MEDIANTE AGROCOMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DE ALMAZARA EN UNA COOPERATIVA DE LA COMUNIDAD

VALENCIANA **240**

N. Manrique, Cristina Álvarez-Alonso, S. Sánchez-Méndez, Carlos Gómez, Enrique Agulló, Ana García-Rández, Vicente Blay, Ignacio Irigoien, Marga López, Raúl Moral, Mª Dolores Pérez-Murcia, Mª Ángeles Bustamante

EL COMPOSTAJE COMO EJE VERTEBRADOR EN LA ECONOMÍA CIRCULAR DE LAS BODEGAS LUIS PÉREZ..... **244**

Paula Rodríguez-Reyes; Encarnación Díaz-Domínguez; María Eugenia Ibáñez- López; Mª Dolores Vela-Delgado; José L. García-Morales

EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES AGRONÓMICAS DE RESIDUOS AGRO-GANADEROS TRANSFORMADOS..... **249**

Jorge Márquez-Moreno, Sara M. Pérez-Dalí, Águeda Sánchez-Martín, Antonio Moreno2, Pablo Souza, Daniel Silva, Agustín Merino, y José Mª De la Rosa

EL COMPOST DE ALPERUJO COMO FUENTE DE BACTERIAS FIJADORAS DE NITRÓGENO PARA LA ELABORACIÓN DE BIOFERTILIZANTES..... **253**

Sara Pérez González, María J. Delgado, Socorro Mesa, Germán Tortosa

SEGUIMIENTO DEL SISTEMA DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS DOMÉSTICOS Y DEL MERCADO MUNICIPAL DE LA VALL D'HEBRON (BARCELONA) PARA LA OBTENCIÓN DE COMPOST Y SU APLICACIÓN EN UN HUERTO URBANO **257**

Marcelo Guzmán, Ignasi Riera, Josep Maria Vallès, Marga López

PRODUCCIÓN DE HIDRÓGENO MEDIANTE FERMENTACIÓN OSCURA DE RESIDUOS AGRO-INDUSTRIALES..... **261**

Encarnación Díaz-Domínguez, M. Eugenia Ibáñez-López, José L. García- Morales, Francisco J. Fernández-Morales

TRATAMIENTO DE RESIDUOS DEL OLIVAR CON LARVAS DE MOSCA SOLDADO NEGRA COMO ALTERNATIVA MÁS SOSTENIBLE AL COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE..... **265**

Ana Isabel Palma Toro, Antonio Rodríguez García, Rogelio Nogales Vargas- Machuca, Jesús Dionisio Fernández Bayo

UTILIZACIÓN DE COMPOST E INOCULACIÓN MICROBIANA PARA PROMOVER EL CRECIMIENTO VEGETAL Y LA DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES EN SUELOS AGRÍCOLAS **269**

Rafael Clemente, Fuensanta Caravaca, Antonio Roldán, Mª Pilar Bernal

APLICACIÓN DE EXTRACTOS DE COMPOST EN TOMATE MEDIANTE ESTRATEGIAS COMBINADAS CON MICORRIZAS ARBUSCULARES: EFECTO SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO Y LA RESISTENCIA A HONGOS PATÓGENOS **273**

Francisca Suárez-Estrella, Natalia Requena, David Figueira-Galán, Diana Schwarz, Stephanie Heupel, Macarena Jurado, Juan A. López-González y María J. López

CARÁCTER BIOPESTICIDA DE LA MICROBIOTA PRESENTE EN LODOS DE ALPECHÍN: APLICACIONES AGROBIOTECNOLÓGICAS **277**

Rosario Lerma-Moliz, Francisca Suárez-Estrella, Víctor Fernández-González, Raúl Jiménez, Raúl Moral, José A. Sáez, María José López

EFECTO DE LAS CONDICIONES DE CONSERVACIÓN SOBRE LA BIODIVERSIDAD MICROBIANA DE EXTRACTOS DE COMPOST Y SU CAPACIDAD SUPRESIVA FRENTE A HONGOS FITOPATÓGENOS **281**

Raúl Jiménez, Francisca Suárez-Estrella, Alejandro Robles Rull, Rosario Lerma- Moliz, María J. López

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE COMPOST VEGETAL Y BIOCHAR DE ALPERUJO EN LA CALIDAD DEL SUELO, FISIOLOGÍA VEGETAL Y DINÁMICA DEL CARBONO EN UN OLIVAR SUPERINTENSIVO **286**

José M. de la Rosa, Sara M. Pérez-Dalí, Águeda Sánchez-Martín, Jorge Márquez- Moreno, Paloma Campos, Ana Z. Miller, Sara Gutierrez-Patricio, Beatriz Cubero, Layla M. San-Emeterio, Jorge Osman, Nicasio T. Jiménez-Morillo, Jesús Moreno, José A. González-Pérez

FERTILIZACIÓN CON COMPOST EN PISTACHERO: EFECTO EN LA PRODUCCIÓN Y COMPOSICIÓN DE LOS FRUTOS **290**

M.R. Morales-Corts, M.I Saludes-Zanfaño, A.M. Vivar-Quintana

FUNCIONALIDAD BIOFERTILIZANTE Y BIOPESTICIDA DE COMPOST DE LODOS DE ALPECHÍN **294**

María José López, Maria del Mar Sánchez, Nerea Hernández, Macarena del Mar Jurado, María J. Estrella-González, Victor Carpena-Istán, Martín Segado-Pérez, José A. Sáez, Raúl Moral, Francisca Suárez-Estrella

INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES DE USO DE UN COMPOST DE RSU DE RECOGIDA SELECTIVA EN EL RENDIMIENTO DE HORTALIZAS CULTIVADAS EN HUERTOS URBANOS **298**

Rafael López, Paula Madejón, Sabina Rossini

LA INOCULACIÓN DE SUELO CONTAMINADO CON PLÁSTICO CON UN CONSORCIO MICROBIANO VEHICULIZADO EN VERMICOMPOST AUMENTA LAS ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS INVOLUCRADAS EN LA DEGRADACIÓN DE LOS ALCANOS **302**

Víctor Carpena-Istán, Macarena M. Jurado, Jesús Salinas, Martín Segado- Pérez, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, Ana Toribio, María R. Martínez-Gallardo, Francisca Suárez-Estrella, José Sáez, Raúl Moral, María J. López

RESIDUOS ORGÁNICOS COMO ENMIENDAS Y COMO BARRERAS ADSORBENTES: EFECTO EN LA MOVILIDAD DE FUNGICIDAS EN UN SUELO DE VIÑEDO **306**

Asier Barrio, Marisol Andrades, M. Sonia Rodríguez Cruz, Jesús M. Marín Benito

AISLAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DE UN INÓCULO MICROBIANO ESPECIALIZADO EN LA ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO A PARTIR DE MUESTRAS DE PURINES **310**

Macarena M. Jurado, Ana T. Morente, María R. Martínez-Gallardo, Jesús Salinas, Ana J. Toribio, María J. Estrella-González, Juan A. López-González, Francisca Suárez-Estrella, María L. Segura, María J. López

COMPOSTAJE DE LODOS DE DEPURADORA MEDIANTE TÉCNICAS DE BIOAUMENTO PARA LA ELIMINACIÓN DE MICROCONTAMINANTES..... **314**

Gabriela Angeles-de Paz; Tatiana Robledo-Mahón, María del Mar López- Rodríguez; Luna Guirado-Mendoza; Antonio Blanco-González, Antonio Martínez-Cortizas; Paul Bankole; Concepción Calvo; Elisabet Aranda

EXOPOLISACÁRIDOS BACTERIANOS COMO BIOESTIMULANTES A PARTIR DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES: LA FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO COMO UNA HERRAMIENTA DE INTERES **319**

Enric Garcia-Muchart, Laura Mejias, Nancy Peña, Oscar Martínez-Avila

TRANSFORMANDO PURINES EN SOLUCIONES: OBTENCIÓN DE UN CONSORCIO MICROBIANO BIORREMEDIADOR **323**

Jesús Salinas, Ainhoa Valido, Martín Segado-Pérez, María R. Martínez- Gallardo, Ana J. Toribio, Juan A. López-González, Macarena M. Jurado, Francisca Suárez-Estrella, María L. Segura y María J. López

EFICIENCIA DE PROCESO DE TRANSFORMACIÓN DE DISTINTOS RESIDUOS A TRAVÉS DE LARVAS DE *Tenebrio molitor*. **327**

Lucía Nieto, Nadia Agudo, Oscar Huerta, Marga López

BALANCE DE 3 AÑOS DE GESTIÓN DE RESIDUOS EN UN HUERTO URBANO. ANÁLISIS DE UN MODELO COMUNITARIO...... **331**

Fátima Azougagh, Ignasi Riera, Josep Maria Vallès, Marga López

CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DEL ALPERUJO: PROMOVIENDO LA ECONOMÍA CIRCULAR EN EL SECTOR AGROINDUSTRIAL **335**

J.A. Siles, M.A. Martín, A.F. Chica y M.C. Gutiérrez

COMPOSTAJE URBANO DESCENTRALIZADO: EJEMPLO DE GESTIÓN EN LAS POBLACIONES DE TREMP Y LUMBIER..... **339**

C. Álvarez-Alonso, M.D. Pérez-Murcia, N. Manrique, S. Sánchez Méndez, E. Martínez-Sabater, L. Orden, I. Irigoien, M. López, R. Moral y M.A. Bustamante

DEGRADACIÓN DE AMINOPIRALIDA EN UN SUELO AGRÍCOLA ENMENDADO CON COMPOST VEGETAL..... **343**

Jesús M. Marín Benito, José M. Ordax, M. Jesús Sánchez Martín, M. Sonia Rodríguez Cruz

DIGESTIÓN ANAEROBIA DE BIOPLÁSTICOS Y POLÍMEROS EN DIFERENTES CONDICIONES **347**

Sara Boo, Mónica Figueroa e Iria Regueiro

ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL FERTILIZANTE DE LODOS DE DEPURADORA A PARTIR DE NIRS E INTELIGENCIA ARTIFICIAL (IA): PROYECTO OPTIFANGS **351**

Xavier Barber, Javier Martín-Pozuelo, Encarnación Martinez-Sabater, Luciano Orden, Evan Marks, María Dolores Pérez Murcia, Jerónimo Franco, Amadeo Samper, Antonio Ruiz Canales, Javier Andreu, Raul Moral

EVALUACIÓN DE FUENTES FOSFÓRICAS ORGÁNICAS Y ORGÁNICAS-MINERALES EN LA NUTRICIÓN DE HORTALIZAS DE HOJA **355**

Lucía Valverde-Vozmediano, Encarnación Martínez-Sabater, Miguel A. Mira- Urios, Silvia Sánchez-Méndez, Jose A. Sáez- Tovar, Luciano Orden, Ernesto Santateresa, M. Dolores Pérez-Murcia, M. Ángeles Bustamante, Raúl Moral

EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE BIOPOLÍMEROS EN SUELOS MEDIANTE LA DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO **359**

Aarón Lagoa, David Gutiérrez-Rial, Iria Villar, Salustiano Mato, Benedicto Soto

INFLUENCIA DE UN PRE-TRATAMIENTO CON OZONO EN LA FERMENTACIÓN OSCURA TERMOFÍLICA: EFECTO SOBRE LA MICROBIOTA DEL PROCESO **363**

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

PISTAHULL: OBTENCIÓN DE UN BIOHERBICIDA A PARTIR DE LOS RESIDUOS PROCEDENTES DEL PELADO DEL PISTACHO PARA EL CONTROL DE MALAS HIERBAS DE HOJA ANCHA Y ESTRECHA **367**

Ana Isabel González-Hernández, Verónica Ponce-López, Marta I. Saludes- Zanfaño, Ana María Vivar Quintana, María Remedios Morales-Corts

EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS GANADEROS PARA SU TRANSFORMACIÓN EN ABONO ORGÁNICO **371**

Paula Calvo de Diego, María Cruz García-González, Ernesto Gómez-Sobrino, Laura Buzón-Durán, Mercedes Sánchez-Báscones y Beatriz Molinuevo-Salces

META-ANÁLISIS SOBRE EL EFECTO DEL COMPOST Y DEL VERMICOMPOST EN LA NODULACIÓN DE LA SIMBIOSIS RIZOBIOLEGUMINOSA **375**

Carol V. Amaya-Gómez, Diego H. Flórez-Martínez, Mª Luz Cayuela, Germán Tortosa

VALIDACIÓN AGRONÓMICA DE NUEVAS ESTRATEGIAS DE FERTILIZACION ORGANICAS Y ORGÁNICO MINERALES EN UN CULTIVO DE TRIGO **379**

Silvia Sánchez-Méndez, Luciano Orden, Miguel A. Mira-Urios, Javier Andreu- Rodríguez, José A. Saéz, Encarnación Martínez-Sabater,Jorge Álvaro-Fuentes, Raúl Moral

EXTRACCIÓN DE P DE RESIDUOS ORGÁNICOS MEDIANTE FERMENTACIÓN LÁCTICA Y RECUPERACIÓN DE MINERALES DE P **383**

Lucía Valverde-Vozmediano, Encarnación Martínez-Sabater, Miguel A. Mira- Urios, Luciano Orden, Ernesto Santateresa, Javier Andreu, M. Dolores Pérez- Murcia, M. Ángeles Bustamante, Matias Vanotti, Raúl Moral

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES COMO HARINAS DE PIENSO ANIMAL DEL ALTO VALOR NUTRICIONAL USANDO LARVAS DE MOSCA SOLDADO NEGRA. **387**

Jesús D. Fernández Bayo, Nazaret Rubiejo Pérez

APROVECHAMIENTO DE ALPEORUJO PARA OBTENCIÓN DE CARBONES ACTIVADOS ALTAMENTE POROSOS **391**

Mª Carmen Gutiérrez, Hansi Martínez, Almudena Benítez, Mª Ángeles Martín, Álvaro Caballero

ESTUDIO DE LA REDUCCIÓN DE LA HUMEDAD DEL ALPERUJO PARA FACILITAR SU COMPOSTAJE **395**

María Elena Escuderos, Mercedes García Ruiz, Concepción García-Ortiz Civantos, Jose Antonio García Mesa

ESTUDIO DEL EFECTO DEL USO DE DIFERENTES ADITIVOS Y CUBIERTA GEOTEXTIL EN EL CO-COMPOSTAJE CON DIFERENTES PODAS DE FRUTALES COMO ESTRUCTURANTE **399**

Miguel Ángel Mira Urios, José A. Sáez, Enrique Agulló, Encarnación Martínez Sabater, Zbigniew Emil Blesa Marco, Luciano Orden, María Dolores Pérez- Murcia, Raúl Moral

INFLUENCIA DE LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS SOBRE LA PRODUCCIÓN DE CARBONES ACTIVADOS DE LODOS DE DEPURADORA **403**

Hansi Martínez, Mª Carmen Gutiérrez, Almudena Benítez, Juan Luis Gómez- Cámer, Álvaro Caballero, Mª Ángeles Martín

OBTENCIÓN DE EXTRACTOS DE COMPOST A LA CARTA MEDIANTE BIOAUMENTACIÓN CON MICROORGANISMOS AUTÓCTONOS Y SU EFECTO SOBRE EL CONTROL DE *FUSARIUM OXYSPORUM* F.SP. *LYCOPERSICUM* EN PLANTAS DE TOMATE **407**

Francisca Suárez-Estrella, Daniel Lorente Escánez, Juan A. López-González, Raúl Jiménez, Rosario Lerma-Moliz, Ana J. Toribio y María J. López

OPTIMIZACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DEL AGUA EN UN HUERTO URBANO EN CUBIERTA **411**

Guillem Roura, Francisco Iranzo, Ignasi Riera, Josep Maria Vallès, Marga López

VALOR FERTILIZANTE DEL ESTIERCOL DE *Tenebrio molitor* OBTENIDO A PARTIR DE DISTINTOS RESIDUOS Y MANEJO DEL PROCESO. **415**

Nadia Agudo, Lucía Nieto, Oscar Huerta, Marga López

ESTUDIO DEL CO-COMPOSTAJE DE ALPERUJO CON DISTINTOS CO-SUTRASTOS: ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DEL PROCESO **419**

Francisco J. Ruiz-Castilla, Concepción Calvo, Elisabet Aranda, María del Carmen Gutiérrez, María de los Ángeles Martín, Tatiana Robledo-Mahón

VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE AGUAS Y LODOS DE MATADERO **423**

María Candel, Laura Ballesteros, Montserrat Pérez y Rosario Solera

CALIDAD DE LA ENMIENDA ORGÁNICA GENERADAS POR COMPOSTAJE PARTIR DE ALGAS DEL MAR MENOR **427**

Marco A. Jiménez-González, Carlos García-Delgado, Verónica Polo, Begoña Mayans, Teresa Fresno, Laura Delgado-Moreno, Enrique Eymar, Sandra López-Rayo

SOSTENIBILIDAD EN LA AGRICULTURA MEDIANTE LA CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE BIOESTABILIZADOS **431**

Lucía Guerrero-Gallardo, Sana Boubehziz, María de los Ángeles Martín Santos, María del Carmen Gutiérrez Martín, María Carmen del Campillo, Antonio Rafael Sánchez-Rodríguez

SUSTRATOS MEJORADOS CON BIOCHAR PARA AGRICULTURA EN AZOTEAS: AUMENTANDO LA PRODUCTIVIDAD Y LA SOSTENIBILIDAD **435**

Giuseppe Picca, Asier Goñi-Urtiaga, Laura Lozano de Sosa, Cesar Plaza y Marco Panettieri

RESPUESTA DE *PORTULACA OLEARACEA* Y SU MICROBIOMA RIZOSFÉRICO A LA APLICACIÓN DE CAROZO SÓLIDO Y LÍQUIDO PROCEDENTE DE LA INDUSTRIA APÍCOLA TRANSFORMADO CON *PENICILLIUM CHRYSOGENUM* **439**

María del Mar Alguacil, Ángel Carrascosa, Miguel Costa, Jessica Cuartero, Inmaculada García-Romera, Gloria Silva-Castro, Margarita Ros, José Antonio Pascual

FINHAVA®: LA CIRCULARIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA **443**

Aina Canaleta Safont

CARACTERIZACIÓN DE ESTIÉRCOLES VACUNOS. FUENTE DE MATERIA ORGÁNICA, NUTRIENTES Y SOSTENIBILIDAD: PROYECTO PROVACUNO

Rosa Rubio[1], Elena Sanchís[2], Miguel A. Mira-Urios[1], Ana Garcia-Rández[1], Aurelia Perez-Espinosa[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Javier Andreu[1], Salvador Calvet[2], Raúl Moral[1]

[1] Grupo GIAAMA, Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental CIAGRO.
Universidad Miguel Hernández de Elche. Ctra. Beniel km 3,2 C.P. 03312
[2]Instituto Universitario de Ciencia y Tecnología Animal. Univ. Politécnica Valencia
rosarubio8@gmail.com

Resumen: En este trabajo se ha estudiado el sector vacuno de carne en España, analizando los diferentes tipos de explotaciones ganaderas en función de su estructura de producción y de la gestión del estiércol, con la finalidad de obtener unos valores característicos promedio para cada tipología que nos ayude a definir su gestión más conveniente. Para ello se seleccionaron 37 explotaciones de distintas zonas, para caracterizar su estiércol respecto diferentes parámetros agronómicos y ambientales: pH, CE, materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (N total, N amoniacal, N nitrato), carbono total extraíble (C-ácido húmico y C-ácido fúlvico), fósforo total, potasio total, Ca, Mg, Na, micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) y metales pesados (Cd, Ni, Pb, Hg y Cr). Según los resultados medios de caracterización, se observó un valor medio de MOT del 80,4% y de COT del 41,4%, lo que indica un aporte orgánico muy elevado para los suelos si se utilizan como enmiendas orgánicas, ya sea para uso directo o compostado con residuos agrícolas. El valor medio del pH es de 8,5 (básico) y la CE es elevada (7,6), hecho que debe tenerse en cuenta para su uso agrícola en cultivos sensibles. Por término medio 1 tonelada de estiércol contiene 7,3 kg de N, 14,6 kg de P_2O_5 y 6,8 kg de K_2O (sobre materia fresca) y 42,6 kg de ácidos húmicos y fúlvicos. Los valores medios de NPK del estiércol indican un alto contenido en nutrientes, también el Ca y Fe.

Palabras clave: sector bovino, gestión, valor agronómico, micronutrientes, metales pesados.

1. Introducción

España es uno de los principales países productores de vacuno de carne en Europa, siendo el tercer país en importancia, tras Francia y Alemania. A nivel nacional, el sector vacuno de carne representa alrededor del 15% de la Producción Final Ganadera y el 5% de la Producción Final Agraria, lo que posiciona al sector en tercer puesto en importancia económica, tras la carne de porcino y el conjunto del sector lácteo (vaca, oveja y cabra) (MAPA, 2023b). El censo actual ronda los 6,5 millones de cabezas distribuidas en aproximadamente 140 mil explotaciones (MAPA, 2023a).

En consecuencia, se producen más de 800.000 t de N en forma de deyecciones ganaderas, de las cuales 40% corresponden al ganado vacuno (láctica y cárnica). El ganado vacuno se concentra principalmente en Castilla y León (22%), Galicia (14%), Extremadura (13%) y Cataluña (10%), según Eurostat (2019).

Respecto a su marco legislativo, el RD 1053/2022 de ordenación del sector bovino, obliga a todas las explotaciones de bovino, a gestionar los estiércoles de acuerdo a la normativa vigente disminuyendo al máximo la diseminación de agentes patógenos y los riesgos de filtración y escorrentía, siendo crucial en el ámbito ambiental la adecuada gestión de los estiércoles y en el caso de su aplicación al suelo, será necesario seguir los requisitos del RD 1051/2022 por el que se establecen normas para la nutrición sostenible de los suelos agrarios, donde se regulan

la dosificación y aplicación de los estiércoles a los suelos de modo que se asegure la protección de la salud humana y el medio ambiente.

Este estudio pretende conocer el perfil característico analítico de los estiércoles producidos en el sector bovino de nuestro país con la finalidad de realizar una propuesta de gestión adecuada según su caracterización y acorde a la normativa vigente que promueve sobre todo técnicas que mejoren la sostenibilidad de los sistemas agropecuarios como parte esencial del medio ambiente.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño del estudio

En este trabajo se ha estudiado el sector vacuno de carne de España, estructurando, mediante trabajo previo de gabinete, los diferentes tipos de explotaciones ganaderas en función de su estructura de producción y de la gestión del estiércol, diseñando posteriormente una propuesta de muestreo de granjas que englobaran las distintas tipologías y zonas de nuestro país, seleccionaron 37 explotaciones repartidas por distintas comunidades autónomas, obteniendo un total de 41 muestras de estiércol.

2.2 Métodos analíticos y estadísticos

De cada granja se realizó el muestreo y se centralizaron todas las muestras en los laboratorios de la EPSO-UMH, donde se procedió a su análisis por triplicado. Se determinó pH y conductividad eléctrica, en suspensión (1:10 p/V), materia orgánica total (MOT) se determinó por pérdida por ignición a 430 ºC durante 24 h. El carbono orgánico total (COT) y el nitrógeno total (NT) se determinaron mediante un microanalizador elemental automático. El carbono orgánico extraíble (Cex) y carbono fúlvico (Cful) se determinó mediante microanálisis automático con NaOH 0,1 M, tras precipitación del carbono tipo ácido húmico (Chum) procedente de la extracción con NaOH a pH 2,0. Chum se calculó por diferencia entre Cful y Cex. El nitrato (NO_3^-) y el amonio (NH_4^+) se midieron en un extracto 1:5 (p/v) con KCl 0,2M con analizador multiparamétrico K-365 Dist Line (BÜCHI Labortechnik AG). Tras la digestión ácida en microondas, se analizó el contenido elemental total de P, K, Ca, Mg, Na y metales pesados mediante ICP-OES.

Para evaluar la incidencia del tipo de estiércol (n=41) en sus características físico-químicas, se analizó la agrupación de las muestras según: tamaño de la explotación (número de cabezas), tipo de explotación (engorde/mixta) y manejo de la cama (sin cama/con cama), mediante un ANOVA. Se confirmó la normalidad de los datos y la homogeneidad de la varianza, y las medias se compararon mediante la prueba LSD Fisher ($\alpha = 0,05$) mediante el software Infostat (v.2020).

3. Resultados y Discusión

En la tabla 1, se muestran las características agronómicas mas destacables con los valores medios obtenidos y la influencia de las variables, en cada parámetro.

Respecto a los valores medios podemos decir que el estiércol presenta un pH básico (8,5) y CE de 7,6 dS/m, lo que indica un contenido en sales solubles importante, aumentando en las explotaciones de mayor tamaño. El valor de MOT es bastante elevado de 80,4 % lo que indica un aporte importante de C al suelo tras su empleo como enmienda. Se observa un incremento importante en la relación C/N con el tamaño y la presencia de cama predominando el proceso de humificación frente a la mineralización siendo esperable procesos donde la descomposición

es más lenta que para estiércoles sin cama. El uso de cama genera un estiércol con menor humedad y mayor salinidad, donde el contenido en materia orgánica también es menor. Para el extracto C_{hum}/C_{ful} hay que indicar un aumento del carbono C_{ful} que aumenta también con el tamaño y la presencia de cama.

Tabla 1. Resultados de las características agronómicas del conjunto de los estiércoles analizados en el estudio desglosado por las variables analizadas. (Expresado sobre materia seca)

Variable	Humedad (%)	pH	CE (dS m-1)	MOT (%)	COT (%)	Cext (%)	Cful (%)	Chum (%)
Engorde	64,9 a	8,44 a	6,85 a	81,8 b	41,7 b	13,1	6,2 b	6,9 a
Mixta	70,4 b	8,66 b	7,88 b	78,0 a	40,3 a	13,1	4,9 a	8,2 b
F-anova	5,93*	5,23*	5,91*	9,26*	4,67*	ns	9,2**	13,0***
Sin Cama	74,4 b	8,65	6,25 a	84,7 b	43,6 b	10,9 a	3,1 a	7,7
Con Cama	66,4 a	8,52	7,75 b	79,8 a	41,1 a	13,3 b	5,9 b	7,4
F-anova	5,46*	0,74 ns	5,56*	7,02**	8,2**	11,6**	18,0**	ns
tamaño<200	69,0	8,43	7,12 a	79,5	41,3	13,0	4,7 a	8,3 b
200-600	66,3	8,41	7,09 a	81,7	41,9	13,3	6,3 b	7,0 a
>600	65,9	8,59	8,82 b	80,5	40,9	13,0	6,4 b	6,6 a
F-anova	0,82 ns	0,80 ns	7,08**	1,12 ns	0,72 ns	ns	7,1**	8,0***
Valores medios	**67,5**	**8,5**	**7,6**	**80,4**	**41,4**	**13,1**	**5,74**	**7,36**

Variable	NT (%)	Norg (g·kg^{-1})	N-NH_4^+ (mg·kg^{-1})	C/N	P_2O_5 (%)	K_2O (%)	Fe (mg·kg^{-1})	Zn (mg·kg^{-1})
Engorde	2,45 b	22,4 b	1943	21,1 a	4,9 a	2,2	1724 a	211 a
Mixta	1,94 a	17,9 a	2142	28,5 b	4,1 b	2,1	5703 b	255 b
F-anova	*8,22***	*6,45**	*0,34 ns*	4,17*	*8,16***	ns	13,0**	*5,2**
Sin Cama	2,12	14,5 a	2996 b	22,8 a	3,7 a	1,6 a	3604	351 b
Con Cama	2,27	23,6 b	1914 a	38,5 b	4,7 b	2,0 b	3328	251 a
F-anova	*0,25 ns*	*11,2***	*3,96**	*3,90**	*3,9**	*9,9***	*ns*	*21,6****
tamaño<200	2,3 b	21,4 b	1815 ab	21,9 a	4,1 a	2,3	5582 b	284 b
200-600	2,4 b	22,2 b	2299 b	25,6 a	4,9 b	2,0	1956 a	206 a
>600	1,6 a	15,4 a	1534 a	37,8 b	4,8 b	2,1	1651 a	175 a
F-anova	*5,86***	*4,72**	*2,46**	*4,25**	*3,5**	*ns*	*5,8***	15,3***
Valores medios	*2,24*	*20,7*	*1939*	*26,1*	*4,5*	*2,1*	*3289*	*225*

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

El valor fertilizante de los estiércoles analizados presenta un elevado contenido de nutrientes N-P-K (2,24-4,5-2,1) y de C del extracto húmico total de 13,1%. Las granjas con mayor tamaño presentan estiércoles con menor contenido de N y mayor de P, no existiendo diferencias respecto a K. Los estiércoles de engorde presentan mayor contenido de N y P.

Es muy significativa la mayor presencia de Fe y Zn en las explotaciones pequeñas. Respecto al análisis de los datos según el tipo de explotación engorde/mixta hay mayor presencia de Fe, Mn y en menor grado de Zn en las explotaciones mixtas. La presencia de cama o no, no ha conllevado grandes diferencias salvo en el Zn donde presenta valores más elevados en estiércoles sin cama.

El contenido de metales pesados en los productos fertilizantes está regulado en el RD 506/2013, sobre productos fertilizantes, modificado por la Orden AAA/2564/2015, por el RD 535/2017 y por el RD 999/2017. En estas normativas, se regulan los niveles máximos permitidos de estos metales en función del uso que se le vaya a dar al estiércol y en el caso que se vaya a comercializar como compost. En la tabla 2, se muestran todos los valores promedio de metales de estiércoles y verifican la calidad máxima (Clase A) y también para los valores máximos detectados que también alcanzan la calidad máxima.

Tabla 2. Resultados del contenido de metales pesados en el conjunto de los estiércoles analizados en el estudio (n=41, expresado sobre materia seca), basado en el Real Decreto 506/2013.

Metal	Promedio	Mín	Máx	Coeficiente variación (%)	Valores límites [mg/kg] R.D. 506/2013 (Clase A)
Cd ($mg \cdot kg^{-1}$)	0,04	0,003	0,17	102	0,7
Ni ($mg \cdot kg^{-1}$)	12,1	2,9	69,3	94	25
Pb ($mg \cdot kg^{-1}$)	2,8	0,01	42,1	225	45
Hg ($mg \cdot kg^{-1}$)	0,12	0,01	1,3	177	0,4
Cr ($mg \cdot kg^{-1}$)	15,7	1,9	63,4	82	70

4. Conclusiones

El valor fertilizante de los estiércoles analizados es elevado, así como las sustancias húmicas siendo materiales muy apreciados como enmiendas orgánicas tradicionales, contribuyendo a mejorar el contenido orgánico de los suelos. Únicamente habría que tener en cuenta para su uso agronómico el aporte de sales solubles al sistema agrícola.

5. Bibliografía

Eurostat. 2019. https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=agr_r_animal&lang=en.

MAPA. 2023a. Anuario de Estadística. Años 2018-2023. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

MAPA. 2023b. Informe resumen caracterización sector vacuno de carne. Datos año 2022. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid (España)

Real decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes. https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/06/28/506/con

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por la asociación PROVACUNO y el programa AICO de la Conselleria de Educación, Universidades y Empleo de la Comunidad Valenciana

ESTUDIO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA LA OPTIMIZACIÓN DE FLUJOS DE MATERIA: VALORIZACIÓN Y COMPOSTAJE

María Salinas[1], Hansi Martínez[1], Encarnación Muñoz-Serrano[2], María del Carmen Gutiérrez[1], Arturo F. Chica[1], José Ángel Siles[1] y María de los Ángeles Martín[1]

[1]Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química (Área de Ingeniería Química).
[2]Departamento de Física. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba. Campus Universitario de Rabanales. Carretera N-IV, km 396, Edificio Marie Curie, 14071 Córdoba.
maria.salinas@uco.es

Resumen: El desarrollo de estrategias y herramientas de gestión eficiente de residuos urbanos es uno de los mayores retos a los que se enfrentan las sociedades modernas. El presente trabajo se centra en establecer las bases de estrategias de manejo y gestión de residuos urbanos mayoritarios, con el objetivo de valorizar y favorecer la recirculación de nutrientes dentro del marco de la economía circular. Se ha analizado y evaluado la composición de 228 muestras de residuos sólidos urbanos depositados en contenedores de orgánica y envases/inertes (inorgánica) en la ciudad de Córdoba. La evaluación se ha llevado a cabo mediante clasificación en tipología de los residuos, caracterización físico-química y olfatometría dinámica. Los resultados muestran que la separación selectiva de basura por los habitantes se encuentra muy lejos de ser considerada óptima, ya que 54% y 28% de la masa es depositada incorrectamente (impropios) en los contenedores de inorgánica y orgánica, respectivamente. El estudio estadístico de los distintos distritos de la ciudad revela que no se detectan diferencias significativas entre ellos, ni en la tipología de residuos, ni en la caracterización físico-química (excepto para el pH y N-NTK en contenedores de inorgánica), aunque estas diferencias sí son significativas en relación a la producción olorosa, siendo la fracción orgánica la responsable de una mayor emisión. Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de fomentar una mayor sensibilización ciudadana, que mejore la separación selectiva y efectiva de residuos, favoreciendo su reciclado y valorización, y mitigando el impacto social derivado de sus emisiones olorosas.

Palabras clave: clasificación de residuos; caracterización físico-química, olfatometría dinámica, compostaje de biorresiduos.

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en las sociedades modernas constituye uno de los grandes desafíos en términos de salud pública, impacto ambiental, impacto económico y de calidad de vida de sus habitantes. La composición de estos RSU está influenciada por diversos factores, como el número de habitantes, poder adquisitivo, nivel de educación, hábitos o costumbres, condiciones climáticas o condiciones políticas, entre otras (Campos-Alba y col., 2021). Con el objetivo de promover estrategias de desarrollo urbano enmarcadas en el concepto de *Smart City* e *Internet of Things* (IoT) integradas en la gestión y recogida eficiente de RSU, y fomentar estrategias de reciclado de nutrientes y recursos, se ha propuesto estudiar y caracterizar tales residuos en la capital cordobesa. La finalidad es determinar la relación entre variables físico-químicas características de su composición con las emisiones olorosas que emanan de las mismas. Con ello se pretende poder asesorar sobre estrategias y herramientas digitales para una gestión más eficiente que minimice el impacto social, así como favorecer la posterior valorización de la fracción orgánica en forma de compost o digestión anaerobia, y la recogida separada de material inorgánico que, tras su separación selectiva, cumpla con los estándares de Ecoembes para su valorización.

2. Material y Métodos

2.1 Descripción del muestreo

La ciudad de Córdoba se ha dividido en 8 áreas de muestreo o distritos, coincidentes en su mayoría con los distritos sanitarios de la capital. Proporcional a la densidad poblacional censada y número de contenedores existentes, se ha determinado el número de contenedores a muestrear como muestra representativa del subgrupo poblacional que constituye un distrito (Tabla 1). El estudio se ha realizado en tres campañas de muestreo y en diferentes épocas del año, manteniendo los puntos de muestreo invariables. En total se han analizado 228 muestras entre los contenedores de orgánica e inorgánica.

Tabla 1. Descripción y características de los distritos de muestreo.

Distritos	Id	Población (nº habitantes)	Superficie (km^2)	Densidad demográfica (habitantes/km^2)	Renta per cápita (€/habitante)	Muestras por campaña	Total muestras
Centro	0	45.780	2,85	16.063	13.970	10	30
Levante	1	47.714	1,76	27.110	12.187	18	54
Norte-noreste	2	56.293	3,75	15.011	16.127	6	18
Norte-sierra	3	36.076	8,29	4.352	10.441	6	18
Periurbano	4	33.275	12,68	2.624	11.519	6	18
Poniente-sur	5	42.396	3,12	13.588	13.545	10	30
Sur	6	35.883	2,49	14.411	10.916	10	30
Sureste	7	27.663	1,82	15.199	14.611	10	30
TOTAL	8	325.080	36,76	13.545[1]	12.915[1]	76	228

[1] valor promedio.

2.2 Estudio de separación de residuos sólidos urbanos según tipología

Las muestras han sido clasificadas mediante triaje manual según tipología. Los resultados se han determinado sobre 100 kg de basura, obteniendo, por un lado, una visión promediada de los residuos depositados en los contenedores de orgánica e inorgánica en la capital, y por otro, el estudio específico por distritos. Para el estudio comparativo entre distritos, los datos han sido normalizados sobre 10.000 habitantes y analizados mediante análisis ANOVA heterocedástico con la corrección de Welch.

2.3 Caracterización físico-química de residuos

Los residuos han sido caracterizados siguiendo métodos estandarizados (*US Department of Agriculture and the US Composting Council,* 2002). Se han estudiado cinco variables: pH, sólidos volátiles (SV), carbono orgánico total soluble (COT), nitrógeno total soluble (Nt soluble) y nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK), tanto en la fracción orgánica como en la fracción extractada con agua de los residuos inorgánicos.

2.4 Cuantificación de emisiones olorosas

Se ha utilizado la Olfatometría Dinámica para determinar la concentración de olor (ou_E/m^3) en cada muestra gaseosa, tomada del espacio de cabeza de los contenedores de las fracciones orgánica e inorgánica, acorde a la normativa UNE-EN 13725. Las muestras se tomaron previa apertura del contenedor para la extracción de la fracción sólida. La temperatura ambiente osciló en el rango 25-43˚C.

3. Resultados y discusión

3.1 Estudio de separación de residuos sólidos urbanos

La Figura 1 muestra la tipología de los residuos urbanos depositados en los contenedores de orgánica e inorgánica en la ciudad de Córdoba. Como principal resultado destaca el elevado porcentaje de impropios encontrado en ambos tipos de contenedores. Un 54% de la basura recolectada en el contenedor de envases/inertes (basura inorgánica) estaba incorrectamente depositada, siendo un 40% correspondiente a residuos orgánicos (materia orgánica y celulosa) (Figura 1a). Los contenedores de orgánica presentan un menor grado de impropios (28%), aunque la mezcla de residuos es más diversa (Figura 1b).

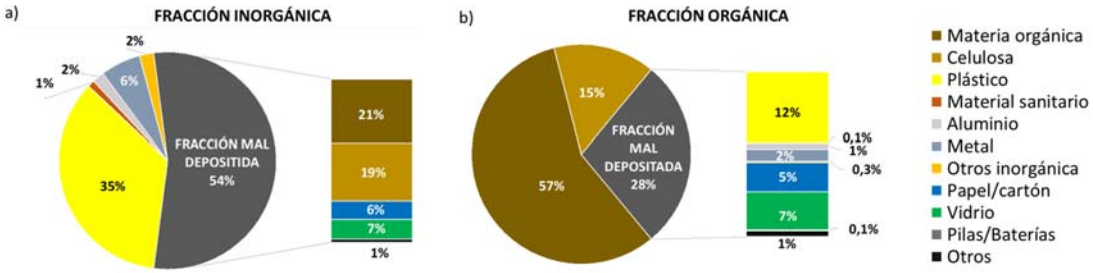


Figura 1. Clasificación promedio de residuos sólidos urbanos en las fracciones a) inorgánica y b) orgánica.

A nivel de distritos (Figura 2), estas diferencias no son significativas estadísticamente, a excepción del plástico en la fracción orgánica. Estos resultados pueden deberse a la elevada varianza dentro de distritos, mayor incluso que la detectada entre distritos, condicionando una diferencia entre medias aleatoria y por tanto no significativa.

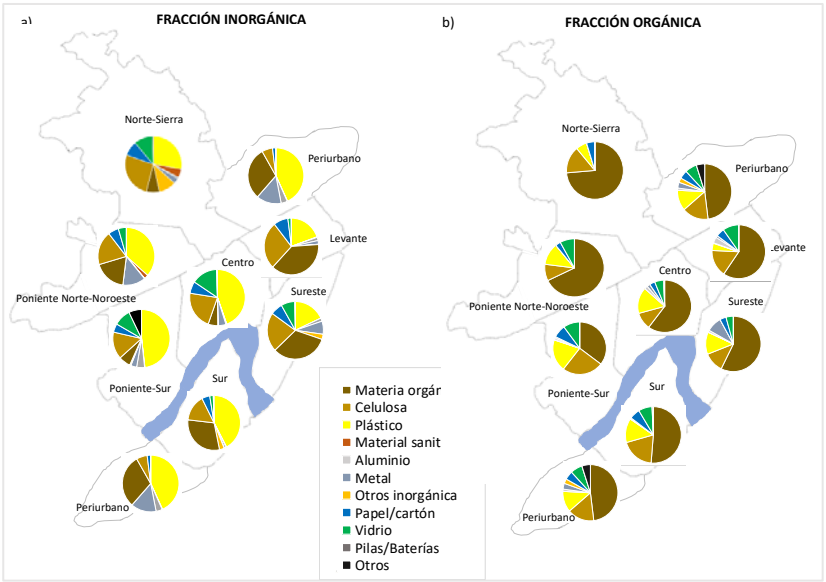


Figura 2. Clasificación promedio de residuos sólidos urbanos en las fracciones a) inorgánica y b) orgánica en los distintos distritos de Córdoba capital.

3.2 Caracterización físico-química de residuos

En la Figura 3 se recoge la caracterización promedio de la composición físico-química de los residuos estudiados en el municipio de Córdoba, representando mediante diagrama de caja y bigotes las variables estudiadas. El estudio físico-químico por distritos muestra que las únicas diferencias significativas se detectan en la variable pH (p= 0,008) y N-NTK de la fracción inorgánica (p=0,038).

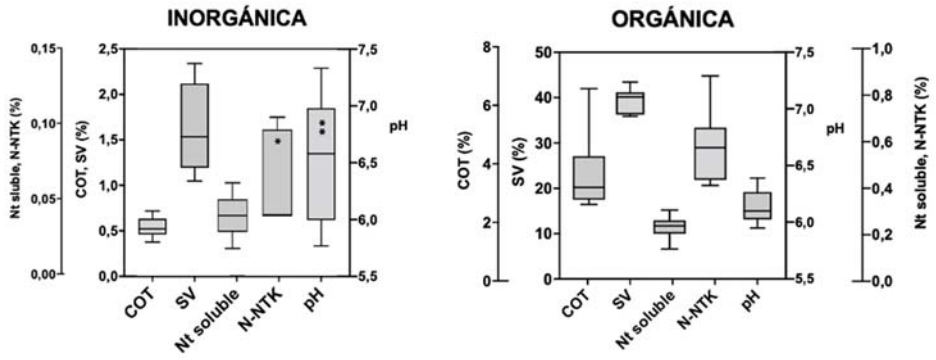


Figura 3. Caracterización físico-química a) fracción inorgánica y b) fracción orgánica (datos expresados en porcentaje sobre base húmeda), donde COT= Carbono Orgánico Total Soluble; SV= Sólidos Volátiles; Nt soluble= Nitrógeno total soluble; N-NTK= Nitrógeno Total Kjeldahl; y pH.

3.3 Contaminación odorífera

El análisis de las muestras gaseosas mostró que las emisiones de olores derivadas de los contenedores orgánicos fueron mayores que las derivadas de los residuos inorgánicos (Figura 4) (158 ± 122 ou_E/m^3 y 77 ± 32 ou_E/m^3, respectivamente). En ambos casos el olor estuvo condicionado por variables como el nivel de llenado de los contenedores y la temperatura ambiente, especialmente dentro del rango de 30-38°C. El estudio estadístico por distritos muestra diferencias significativas en la fracción orgánica (p= 0,0394) e inorgánica (p= 0,0017).

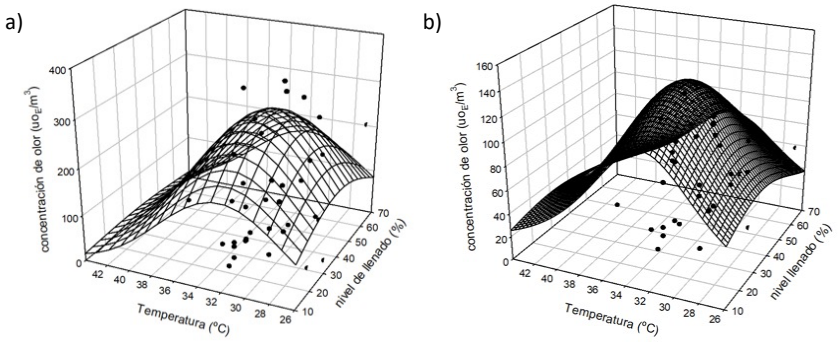


Figura 4. Emisiones olorosas generadas en contenedores de inorgánica (a) y orgánica (b), en función de la temperatura ambiente y el nivel de llenado.

4. Conclusiones

La separación selectiva de basura dista de ser óptima y requiere mayor sensibilización para una gestión efectiva. La evidencia estadística revela que la tipología de basura y su composición físico-química es similar en toda la ciudad, aunque estos resultados están influenciados por la elevada variabilidad de los datos. Las emisiones olorosas difieren según distritos, además de estar influenciadas por factores abióticos (especialmente temperatura). El olor generado en los contenedores de inorgánica es mayor del esperado, lo que pone de manifiesto la necesidad de gestionar de manera adecuada ambas fracciones para minimizar su impacto sobre la ciudadanía.

4. Referencias

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.

Campos-Alba C.; Garrido-Rodríguez J.C.; Plata-Díaz A.M. and Pérez-López G., 2021.The selective collection of municipal solid waste and other factors determining cost efficiency. An analysis of service provision by Spanish municipalities. *Waste Manage.*134,11-20.

GESTIÓN DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS MEDIANTE EL COMPOSTAJE

Lorena Zajara[1], Susana Ruiz[2], Julian Rufo[2], Elena Ordiales [1]

[1]Centro Tecnológico Nacional Agroalimentario, CTAEX. Ctra. Villafranco a Balboa, km 1,2. 06195, Badajoz.

[2]EMGRISA. Santiago Rusiñol, 12. 28040, Madrid

Resumen: El objetivo del ensayo era estudiar la compostabilidad de subproductos procedentes del sector agroalimentario, consiguiendo optimizar la proporción en la mezcla de los mismos. El interés principal radicaba en compostar lodos caracterizados por un bajo contenido en materia orgánica, una elevada relación C/N, bajos en metales pesados y un alto contenido en nitrógeno. Inicialmente se analizaron ocho subproductos, susceptibles de compostar en Extremadura, en el laboratorio fisicoquímico de CTAEX y a partir de los resultados se seleccionaron y diseñaron diferentes mezclas buscando una relación C/N óptima. Las mezclas se evaluaron en la planta de compostaje de CTAEX mediante un sistema abierto en pila con volteo. Las cantidades totales de subproductos empleados en las pilas estaba en torno a los 2500 y 2650 kilos. Los compost producidos quedaron totalmente higienizados y, en cuanto a metales pesados, se clasifican de clase A según el Real Decreto 529/2023, de 20 de junio, sobre productos fertilizantes. Cabe destacar un bajo contenido en nutrientes, posiblemente debido a la lixiviación por las elevadas y constantes precipitaciones, sin embargo, se observa un incremento importante del contenido en materia orgánica, potasio y fósforo en dos de los tres compost.

Palabras clave: Compostabilidad, lodos, sistema abierto, volteo

1. Introducción

Este estudio se desarrolló mediante un proyecto privado entre EMGRISA y CTAEX para evaluar la compostabilidad de varios de los residuos (lodos) sin salida hasta el momento, destinados a su eliminación. La principal finalidad del estudio era valorizar estos lodos mediante el compostaje, obteniendo un compost para su uso como enmienda orgánica, considerada una práctica de gestión eficiente para combatir el calentamiento global, potenciando el secuestro de carbono en el suelo que lo recibe (MITECO).

España es uno de los países más afectados por la desertificación y la erosión de los suelos, empezando a plantearse la restauración de los terrenos degradados en la segunda mitad del siglo XIX (MITECO).

Una de las principales causas de la desertificación, indicador del cambio climático, es la retirada de materia orgánica de los suelos, la cual es imprescindible mantener a buen nivel para lograr unas óptimas condiciones físicoquímicas y biológicas del suelo, su fertilidad, su uso agrícola y evitar la erosión, siendo un importante factor de adaptación. Para este fin es de vital importancia el compostaje, una práctica que regenera el desgaste del suelo y lo nutre a través de la materia orgánica producida, provocando efectos muy beneficiosos de carácter agronómico y ambiental (MITECO).

2. Material y Métodos

El ensayo se ha desarrollado en la finca experimental de CTAEX, en el polígono 182, parcela 197 y recinto 3 según el SIGPAC (6:900:0:0:182:197:3), en la zona destinada como planta de compostaje.

El ensayo se inició con el análisis en el laboratorio físico-químico de CTAEX de los subproductos susceptibles a compostar en la zona, donde se determinó la relación C/N (cálculo), la humedad (gravimetría), la densidad aparente (gravimetría), el pH (potenciometría) y la conductividad eléctrica (potenciometría).

Según los resultados, la optimización de las mezclas y la disponibilidad de las cantidades necesarias se seleccionaron cuatro subproductos, de los ocho proporcionados por la empresa, a mezclar en diferentes proporciones, llegándose a diseñar doce mezclas, de las cuales fueron seleccionadas tres, por su mejor relación C/N. Los subproductos seleccionados fueron dos tipos de lodos agroalimentarios de los fosos de agua de limpieza con carga orgánica elevada, sin presencia de metales y alguna traza de hidrocarburos y detergentes orgánicos, extraidos en diferentes momentos del proceso, estiércol de oveja y paja de trigo.

2.1 Datos climáticos

Aunque el compost se ha elaborado dentro del periodo invernal, las temperaturas han estado marcadas por temperaturas suaves y máximas poco habituales para este periodo, especialmente en noviembre, principios de diciembre y febrero. Además, la precipitación acumulada durante este periodo, prácticamente de tres meses y medio, ha sido de 255,53 mm, siendo la precipitación media acumulada anual en la zona de 456 mm (Fuente Climate data), de modo que se ha registrado en este periodo un 56% del agua de lluvia caída al año en la zona. Durante enero se produjeron inundaciones en la zona y las pilas quedaron cubiertas por agua en sus dos terceras partes.

Figura 1. Inundación del 19 de enero del 2024

2.2 Realización del ensayo

El compostaje se desarrolló mediante un sistema abierto en pilas con volteo mediante volteadora, aportando los materiales en capas desde el más seco en la base al más húmedo en la parte superior. Debido a la elevada humedad de la mezcla no fue necesario la aplicación de agua antes o durante el volteo.

Durante el seguimiento del compostaje se midió diariamente la temperatura en tres o cuatro puntos de cada pila y la humedad mediante la prueba del puño, y en una ocasión se comprobaron los resultados con analíticas de humedad en los laboratorios de CTAEX.

Finalmente, se evaluaron en los compost elaborados (tres muestras por pila) las características físico-químicas, microbiológicas y los metales pesados: pH (potenciometría), conductividad eléctrica (potenciometría), humedad (gravimetría), materia orgánica total (gravimetría), nitrógeno total (Kjeldahl), orgánico (cálculo), nitrógeno amoniacal (Kjeldahl), P2O5 total (gravimetría) y K2O total (gravimetría), E. Coli (TBX 44º - 48 h), Salmonella (Tres tipos de agar. Pruebas bio) y los metales pesados (ICP).

Figura 2. Preparación de las pilas

3. Resultados y Discusión

3.1 Seguimiento del compostaje

Durante el proceso de compostaje fueron necesarios once volteos, una única aplicación de agua y amontonar las pilas en dos ocasiones. La pila 1 alcanzó la fase termófila rápidamente y la pila 2 durante las primeras semanas se desecaba con mayor facilidad puesto que las temperaturas eran superiores a las de las pilas 1 y 3 requiriendo entre un 7 y 12 % más de agua que las otras pilas. Las temperaturas registradas durante el proceso de compostaje se observan en la Figura 3.

Figura 3. Evolución de la temperatura de las pilas

3.2 Caracterización del compost final

Los compost producidos quedaron totalmente higienizados y, en cuanto a metales pesados, se clasifican de clase A según el Real Decreto 529/2023, de 20 de junio, sobre productos fertilizantes. Cabe destacar un bajo contenido en nutrientes, posiblemente debido a la lixiviación por las elevadas y constantes precipitaciones, sin embargo, se observan valores significativamente más elevados ($P<0,01$) del contenido en materia orgánica, potasio y fósforo en las pilas 1 y 3.

Tabla 1. Caracterización de los compost

Pilas	K2O %	P2O5 %	N amon %	N %	N org %	N nitr %	Humedad %	CE µs/cm	MO %	pH
1	0,31 a	0,22 a	0,11	0,41	0,17	0,13 b	59,30 b	872 a	34,30 a	6,50 a
2	0,14 b	0,07 b	0,05	0,31	0,16	0,10 b	39,55 a	851 a	15,63 b	5,77 b
3	0,37 a	0,18 a	0,43	0,78	0,09	0,27 a	63,54 b	1.326 b	40,35 a	5,61 b
sd	**	**	ns	ns	ns	***	***	***	**	***

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05). SD: ns, sin diferencias; *, P<0,05, **, P<0,01 y ***, P<0,001.

Figura 4. Estado de las pilas el 20 de febrero. A, pila 1; B, pila 2; C, pila 3

4. Conclusiones

Los compost producidos quedaron totalmente higienizados y, en cuanto a metales pesados, se clasifican de clase A según el Real Decreto 529/2023, de 20 de junio, sobre productos fertilizantes. El objetivo del proyecto que era producir compost quedó cumplido.

5. Bibliografía

Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico (2009) *La desertización en España.* http://www.eea.europa.eu/publications/diverting-waste-from-landfill-effectiveness-of-waste-management-policies-in-the-european-union (fecha de consulta: 05/07/2024).

OBTENCIÓN Y EVALUACIÓN FISICOQUÍMICA DE COMPOSTAS OBTENIDAS CON RESIDUO SOLIDO DE CAFÉ Y ESTIERCOL BOVINO

Angélica López-Gómez, Martha Rosales-Castro*, María Elena Pérez-López

Instituto Politécnico Nacional. CIIDIR Durango. Sigma 119, Fracc. 20 de Nov. II. Durango, Durango, México. C.P. 34220
**mrciidirdgo@yahoo.com*

Resumen: La industria agroalimentaria es la que genera la mayor cantidad de residuos orgánicos. Un ejemplo es el residuo sólido de café (RSC), que resulta de la preparación de la bebida. Este residuo contiene compuestos orgánicos como carbohidratos, lípidos, compuestos nitrogenados, además de minerales, que lo hacen un material atractivo para evaluar su uso potencial como biofertilizante. Contiene además cafeína y compuestos fenólicos como ácido clorogénico y otros polifenoles que podrían causar un efecto tóxico. Un proceso de compostaje podría disminuir el efecto fitotóxico. En esta investigación se desarrollaron tres procesos de compostaje, utilizando RSC en mezcla con estiércol bovino (EB). Compostas (C1) en diferentes proporciones RSC/EB v/v, base material seco, compostas (C2) y (C3) en proporción 75/25 RSC/EB v/v, a volumen de 15L y 1m^3, con la finalidad de utilizar una mayor cantidad del RSC. La caracterización fisicoquímica de la composta madura se evaluó acorde a la Norma Oficial Mexicana (NOM-021-RECNAT-2000). La madurez se determinó mediante el análisis de Índice de Germinación en semillas (I.G). Los resultados de calidad de las compostas obtenidas están dentro de lo que marca la normativa mexicana (NMX-AA-180-SCFI-2018), que establece rangos de pH entre 6,7-8,5, conductividad eléctrica de 0,5-12 dS/m nitrógeno total de 1-3%. El I.G. fue mayor a 80% en lotes de composta 50/50 y 75/25. La relación C/N fue menor a 20. Por lo anterior, es posible utilizar hasta un 75% de RSC, en forma de composta con EB, para obtener un material aceptable y seguro, que pueda ser viable como biofertilizante.

Palabras clave: Biofertilizante, Compostaje, Índice de germinación, Normativa mexicana, fitotoxicidad.

1. Introducción

El aumento en la generación de residuos sólidos, que incluye los agrícolas, industriales, desechos domésticos, humanos y animales, se han convertido en un problema importante que causa contaminación ambiental a nivel mundial. Ante estos desafíos, la valorización de los residuos desde un enfoque biotecnológico puede convertirse en un enfoque verde sostenible para minimizar o tratar de resolver el problema (Bomfim y col., 2022).

Cada año, la industria del café genera más de 10 millones de toneladas de residuos de café en todo el mundo. Estos residuos se componen de cáscaras, pulpa, mucílago, pieles plateadas y posos de café (RSC), todos ellos generados en las diferentes etapas del procesamiento, incluyendo cosecha, procesamiento, descascarado y tostado (Lee y col.,2023).

Entre estos materiales de desecho, los RSC, conocidos también como posos de café, borra o cuncho, representan el residuo más abundante. Este se genera en la preparación del café en hogares, cafeterías, restaurantes, y a nivel industrial en la elaboración de café instantáneo (Franca y Oliveira, 2022). De este residuo se generan alrededor de 6 millones de toneladas anuales a nivel mundial (Saratale y col.,2020; Zhao y col.,2023).

El RSC contienen compuestos orgánicos valiosos, tales como carbohidratos, lípidos, compuestos nitrogenados, además de minerales, que lo hace un material atractivo para evaluar su uso potencial como biofertilizante (Dimitrijević y col., 2024; Yusufoğlu y col., 2023). Contiene además cafeína y compuestos fenólicos como ácido clorogénico y otros polifenoles, que podrían causar un efecto tóxico. Se sugiere que un proceso de compostaje puede reducir el efecto fitotóxico, mismo que puede medirse a través del ensayo del Índice de Germinación en semillas (Soares y col., 2013).

El compostaje es un proceso biológico aerobio, que se tiene bajo condiciones controladas, donde la humedad y temperatura, aseguran una transformación de los residuos orgánicos en un material homogéneo y asimilable para las plantas (Ronga y col., 2016).

El presente trabajo de investigación se realizó con la finalidad de obtener composta utilizando la mayor cantidad de RSC. Dadas las características fisicoquímicas iniciales del RSC, como el pH ácido y alta cantidad de materia orgánica, el objetivo fue establecer un proceso de compostaje utilizando mezclas de RSC con estiércol bovino para acelerar el proceso de descomposición del material, definir la mejor mezcla con la que se obtuviera composta que cumpla con la normativa mexicana y evaluar la reproducibilidad de la composta procesada en diferentes volúmenes.

2. Material y Métodos

2.1 Materias primas

El residuo sólido de café (RSC) se recolectó en un establecimiento comercial de la empresa Starbucks, en la ciudad de Durango, Durango, México. El material se desintegró manualmente ya que lo desechan en forma de cápsulas compactas, y se secó a 60 °C en estufa de laboratorio.

El estiércol bovino (EB) se recolectó en una granja ubicada en el Municipio de Durango, México. El material se tamizó en tamiz Tyler malla 10, y se secó a temperatura ambiente (25 °C).

2.2 Mezclas utilizadas en el proceso de compostaje 1 (C1)

Se establecieron cinco mezclas de 5 L cada una, con diferentes proporciones: RSC/EB: (100/0), (75/25), (50/50), (25/75), y (0/100). Las cantidades para cada mezcla fueron en base seca y relación v/v. Se utilizaron contenedores de plástico con capacidad para ocho L. El proceso fue a escala laboratorio, de tipo estático aireado. A cada mezcla se le adicionó agua hasta un 60% de humedad, misma que se ajustó semanalmente durante el tiempo que duró el experimento. El proceso de compostaje se llevó a cabo durante 240 días. La temperatura (°C), pH y conductividad eléctrica (CE-dS/m) se registraron de forma semanal. Todos los tratamientos y análisis se realizaron por duplicado.

2.3 Proceso de compostaje 2 y 3 (C2), (C3)

Del proceso de compostaje 1 (C1) se seleccionó la mezcla 75/25 RSC/EB para realizar nuevamente el experimento en un volumen mayor. El segundo proceso (C2) se llevó a cabo en un volumen de 15 L, y el tercer proceso (C3) se desarrolló a escala semi-piloto. Se utilizó una caja de madera con capacidad de 1 m3, recubierta con geomembrana. Se siguió el mismo procedimiento descrito en 2.2. La diferencia entre C2 y C3 fue solamente el volumen de material experimentado.

2.4 Análisis fisicoquímicos e Índice de Germinación (IG)

Los análisis fisicoquímicos se realizaron de acuerdo con el procedimiento de la Norma mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Para determinar la madurez y calidad de la composta, se compararon los resultados obtenidos con la Norma mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018, que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de los parámetros de calidad de los productos finales. Esta norma menciona que la fitotoxicidad de la composta se mide mediante el Índice de germinación (IG).

Este índice se determinó mediante la metodología propuesta por Soares et al (2013), con modificaciones, ya que se utilizaron semillas de lechuga (*Lactuca sativa*), en lugar de berro (*Lepidium sativum*), ya que la lechuga es de rápido crecimiento y sensible a compuestos tóxicos.

3. Resultados y Discusión

3.1 Composta obtenida en las diferentes mezclas

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de las compostas maduras, del proceso a escala de 5 L (C1) se muestra en la Tabla 1. Las mezclas que cumplen con lo establecido en la normativa mexicana son las 50/50 RSC/EB, y la mezcla 75/25 RSC/EB.

La composta de 100% RSC tuvo un pH ácido, aunque adecuada CE y aceptable IG, mientras que la composta de 100% EB se obtuvo un pH alcalino, alta CE y bajo IG.

De estos resultados se puede deducir que se puede obtener composta de buena calidad, con una mezcla de RSC con EB en proporción 50/50 y 75/25**.**

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de las mezclas de composta maduras

Mezcla	pH	C.E. (dS/m)	C.O. (%)	M.O. (%)	I.G. (%)
100% RSC	5,9	2,5	52	94	95
75% RSC/25% EB	7,7	3,1	37	66	87
50% RSC/50% EB	8,3	3,8	26	47	80
25% RSC/75% EB	8,6	4,6	18	32	77
100% EB	9,0	4,8	14	25	70
NMX-AA-180-SCFI-2018	6,7-8,5	<12	>10	>20	>80

C.E :Conductividad eléctrica, C.O: Carbón orgánico, M.O: Materia orgánica, I.G. Índice de germinación. RSC: Residuo sólido de café, EB: estiércol bovino

3.2 Composta obtenida a escala de 15L (C2) y 1 m^3 (C3)

Los resultados de la composta de mezclas 75/25 obtenida a dos escalas se presentan en la Tabla 2. Todos los parámetros están dentro de lo que indica la NMX-AA-180-SCFI-2018. El IG fue superior a 80, lo cual indica que la composta no es fitotóxica.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica y determinación de la madurez de compostas C2 y C3

Composta	pH	CE(dS/m)	C.O (%)	N total	C/N	P	K	I.G
C2	8,1	5,7	38,3	3,4	11,1	0,3	2,1	85
C3	8,1	3,3	40,4	2,7	14,8	0,2	2,2	86

C.E: Conductividad eléctrica, C.O: Carbón orgánico, N total: Nitrógeno total, C/N: Relación Carbono/Nitrógeno, P: Fósforo, K: potasio, I.G: Índice de germinación, C2: composta 2, C3: composta 3.

Las características de las compostas C2 y C3 son similares en pH y CE a lo reportado por Ronga y col. (2016) en compostas elaboradas con 66% RSC y astillas de madera.

Los resultados de la mayoría de los parámetros fisicoquímicos de las compostas C2 y C3 fueron similares, lo que indica que se puede elaborar composta en diferentes volúmenes, y se logra una calidad similar.

Aunque en la primera etapa donde se trabajó en volumen de 5 L la composta 75/25 tuvo mejores propiedades de pH (7,7 vs 8,1), CE y el IG, posiblemente en el bajo volumen de producción se logra una mayor aireación y control.

4. Conclusiones

Es viable la utilización de RSC en mezcla con estiércol bovino, en proporciones 50/50 y 75/25 v/v base seca, para obtener composta con características aceptables por la normativa mexicana, y con baja toxicidad de acuerdo a su Índice de germinación.

5. Bibliografía

Bomfim, A.S.C.D., De Oliveira, D.M., Walling, E., Babin, A., Hersant, G., Vaneeckhaute, C., Rodrigue, D., 2022. Spent coffee grounds characterization and reuse in composting and soil amendment. *Waste* 1(1), 2-20.

Dimitrijević, S., Milić, M., Buntić, A., Dimitrijević-Branković, S., Filipović, V., Popović, V., Salamon, I., 2024. Spent coffee grounds, plant growth promoting bacteria, and medicinal plant waste: the biofertilizing effect of high-value compost. *Sustainability*, 16(4), 1632.

Franca, A.S., Oliveira, L.S., 2022. Potential uses of spent coffee grounds in the food industry. *Foods*, 11(14), 2064.

Lee, Y.G., Cho, E.J., Maskey, S., Nguyen, D.T., Bae, H.J., 2023. Value-added products from coffee waste: a review. *Molecules*, 28(8), 3562.

Norma NMX-AA-180-SCFI-2018. Dirección General de Normas. Norma Mexicana. Métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Ronga, D., Pane, C., Zaccardelli, M., Pecchioni, N., 2016. Use of spent coffee ground compost in peat-based growing media for the production of basil and tomato potting plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.,* 47(3), 356-368.

Saratale, G. D., Bhosale, R., Shobana, S., Banu, J. R., Pugazhendhi, A., Mahmoud, E., Kumar, G., 2020. A review on valorization of spent coffee grounds (SCG) towards biopolymers and biocatalysts production. *Bioresour. Technol.,* 314, 123800.

Soares, M.R., Matsinhe, C., Belo, S., Quina, M.J., Quinta-Ferreira, R., 2013. Phytotoxicity evolution of biowastes undergoing aerobic decomposition. *J. Waste Manag.,* 2013, 479126.

Yusufoğlu, B., Kezer, G., Wang, Y., Ziora, Z. M., Esatbeyoglu, T., 2023. Bio-recycling of spent coffee grounds: Recent advances and potential applications. *Curr. Opin. Food Sci.,* 101111.

Zhao, N., Liu, Z., Yu, T., Yan, F., 2023. Spent coffee grounds: Present and future of an environmentally friendly applications on industries-A review. *Trends Food Sci. Technol.,* 104312.

6. Agradecimientos

Se agradece al Instituto Politécnico Nacional el otorgamiento financiero para el desarrollo de los proyectos SIP 20220971 y SIP 20241466.

Al CONAHCyT México por el otorgamiento de beca de posgrado para Angélica López Gómez.

OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS PARA EL TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE LA BIOMASA DE LAS ALGAS DEL GÉNERO *SARGASSUM*

Fany Omary Arias-Ruiz[1*], Concepción Paredes[2]

[1]Universidad Autónoma de Santo Domingo (UASD), Av. Alma Máter, Santo Domingo 10105, República Dominicana
[2]Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)
[*]Estudiante del Máster Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos. Universidad Miguel Hernández
Correo electrónico: c.paredes@umh.es

Resumen: Las algas del género *Sargassum* abundan en el Mar de los Sargazos, donde proporcionan hábitat a diversos organismos. Sin embargo, en los últimos años, cantidades masivas de este tipo de algas han llegado a las costas de varios países del Caribe y de África occidental, posiblemente debido al movimiento de aguas profundas hacia la superficie, al cambio climático y a procesos de eutrofización, provocando problemas económicos y medioambientales. Actualmente, esta especie de alga invasora también está llegando a otras costas enganchada o incrustada en las partes externas de los barcos o a través de su agua de lastre. Con el objetivo de disminuir los impactos de las floraciones masivas de sargazo, los gobiernos y las empresas privadas retiran las algas de la costa y el tratamiento y valorización de esta biomasa puede ser una oportunidad económica y al mismo tiempo resolver los problemas ambientales asociados. En la revisión bibliográfica realizada se han encontrado diferentes técnicas para la valorización de estas algas, tales como, el uso agrícola de sus extractos, elaboración de compost, empleo para alimentación animal, obtención de biocombustibles a través de digestión anaerobia, hidrólisis ácida y posterior fermentación con levaduras, fermentación con organismos altamente oleaginosos, gasificación, pirólisis y licuefacción hidrotermal. También, estas algas se han empleado para la biorremediación de aguas residuales y la obtención de compuestos de alto valor añadido con usos medicinales y como ingredientes en alimentos funcionales. Los resultados obtenidos en esta revisión indican que hay muchos limitantes en la composición del sargazo que hacen que no haya un tratamiento único recomendable. Por lo tanto, son necesarias investigaciones centradas en integrar diferentes técnicas de aprovechamiento de estas algas que consigan reducir los costes de operación y maximizar el valor del sargazo a través de su valorización en diversos productos.

Palabras clave: Sargazo, valorización agrícola y energética, alimentación animal, biorremediación, obtención de compuestos de valor añadido.

1. Introducción

El *Sargassum* se encuentra dentro del género de algas cafés o pardas y está distribuida por todos los mares del mundo, pero especialmente en ambientes marinos tropicales y subtropicales. *Sargassum fluitans* y *Sargassum natans* son reconocidas como las dos únicas especies holopelágicas que realizan su ciclo de vida completo flotando en el mar y se reproducen asexualmente por fragmentación vegetativa. Estas especies flotantes habitan en el Mar de los Sargazos y sirven como hábitat natural, proporcionando alimento y refugio a diferentes organismos marinos (Amador-Castro y col., 2021). En la última década se ha observado un afloramiento masivo del *Sargassum* en las costas del Caribe y África occidental, posiblemente debido al aumento de nutrientes asociado al ascenso de masas profundas de agua que arrastran hacia la superficie nutrientes que son producto de la descomposición de materia orgánica hundida por gravedad en las profundidades submarinas y a la deforestación con fines agrícolas y al incremento del uso de fertilizantes que se arrojan a los ríos Amazonas y Orinoco. Los caudales de estos ríos transportan toneladas de materia orgánica y nutrientes hacia el océano, un hecho que, junto con el incremento de la temperatura del agua, promueve el crecimiento explosivo de este tipo de algas (Wang y col., 2019). Las mareas de sargazo producen problemas económicos debidos a la reducción del turismo e inversiones turísticas, así como problemas

medioambientales como la disminución de la biodiversidad y la mortalidad de los organismos marinos ocasionados por la descomposición del sargazo (Amador-Castro y col., 2021). Actualmente, esta especie de alga invasora también está llegando a otras costas enganchada o incrustada en las partes externas de los barcos o a través de su agua de lastre (Katsanevakis y col., 2014). Con el objetivo de disminuir los impactos de las floraciones masivas de sargazo, los gobiernos y las empresas privadas retiran las algas de la costa y el tratamiento y valorización de esta biomasa puede ser una oportunidad económica y al mismo tiempo resolver los problemas ambientales asociados.

Por lo tanto, este trabajo de revisión bibliográfica tiene como objetivo hacer un estudio de las alternativas de valorización de la biomasa de las algas del género *Sargassum* desde diferentes perspectivas y de alguna forma contribuir a las posibles vías de solución al problema medioambiental que genera su llegada masiva a las costas.

2. Metodología

Se realizó una revisión bibliográfica para examinar la información disponible sobre el tratamiento y valorización de la biomasa de las algas del género *Sargassum*. Se empleó una búsqueda sistemática en la base de datos Web of Science (WOS) y los términos utilizados para la búsqueda fueron "*Sargassum*" and "use". Fueron incluidos todos los artículos, actas a congresos y capítulos de libros, obtenidos en la búsqueda.

3. Resultados y Discusión

La búsqueda reveló que la mayor parte de las publicaciones fueron documentos de investigación (2750 documentos), principalmente artículos, no encontrándose patentes (Figura 1a). Respecto al número de publicaciones por año, se observó que el año de mayor publicación fue el 2022 con 327 documentos y que en los últimos 10 años se ha visto una gran cantidad de publicaciones, en comparación a las que hubo del 2000 al 2010 (Figura 1b). En relación con el número de publicaciones por país, China aparece en el primer lugar, con un total de 435 documentos publicados, seguida de países como, India, Corea del Sur, Estados Unidos, Brasil y Japón con un número de publicaciones > 163 (Figura 1c). México también tiene un lugar destacado con 133 documentos publicados. La mayor parte de los países donde se han publicado mayor número de documentos son países donde este tipo de alga es nativa o está generando un problema medioambiental. En el Pacífico noroeste también se han encontrado este tipo de algas por ello, los países con costas en esta parte del Pacífico son unos de los que más publicaciones se han encontrado (China, Corea y Japón). Respecto a los países con costas en el mar Caribe, solo se han encontrado con un número importante de publicaciones a Estados Unidos, Brasil y México. También, hay países europeos con un número de documentos publicados > 100, tales como, España y Francia debido a que esta alga es una especie invasora que ha llegado a costas de países donde no es nativa enganchada a hélices o cadenas de barcos, a través del agua de lastre de los barcos o incrustada en cascos de barcos, etc. (Katsanevakis y col., 2014).

En la revisión bibliográfica realizada se han encontrado diferentes técnicas para el tratamiento/aprovechamiento del *Sargassum*. En la tabla 1 se muestran los estudios más destacados de los encontrados en la búsqueda realizada en WOS.

Los extractos de las algas marinas promueven y mejoran los cultivos de diferentes plantas debido a su riqueza en reguladores del crecimiento tal y como fue observado por Divya y col. (2015) en la germinación, el crecimiento y productividad de la berenjena mediante el uso extractos de *Sargassum wightii* como fertilizante. También, se han hecho estudios sobre el tratamiento del sargazo mediante compostaje, pero este proceso es difícil porque este tipo de algas tienen una relación C/N baja, elevada salinidad y notable presencia de metales pesados (Devault y col., 2021). Por lo tanto, generalmente requiere la adición de otros residuos orgánicos, tales como, madera y residuos alimenticios que actúan como material estructurante y/o proporcionan, además, materia orgánica carbonada (Sembera y col., 2018). Además, varios estudios han demostrado que el *Sargassum* contiene compuestos bioactivos y elementos químicos que podrían servir para la alimentación animal. Sin embargo, este tipo de algas no

puede incluirse en dietas animales en grandes volúmenes debido a la gran cantidad de fibra, sal y elementos potencialmente tóxicos (Carrillo-Dominguez y col., 2023).

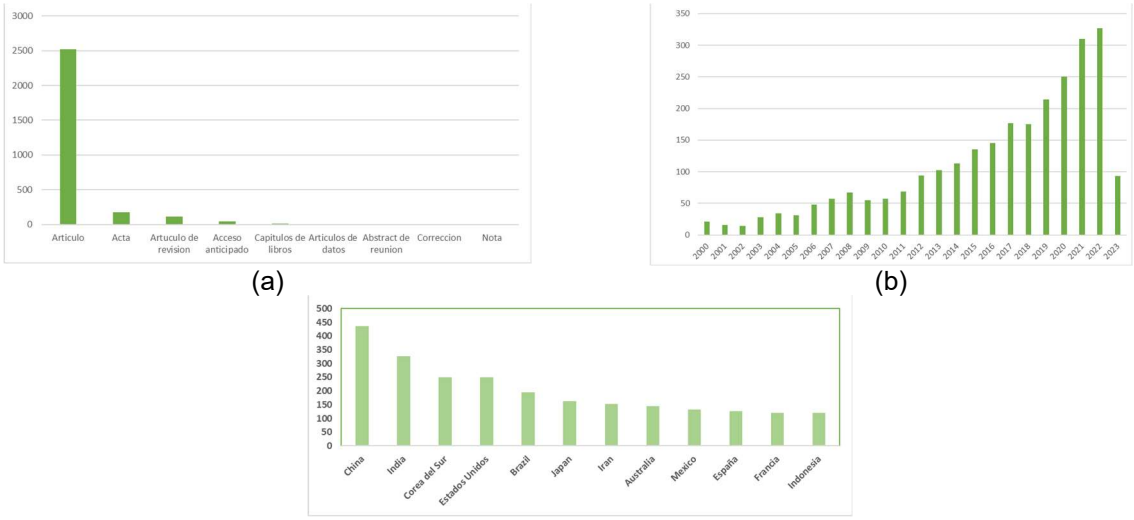


Figura 1. (a) Tipos de documentos; (b) número de publicaciones por año y (c) publicaciones por países (solo mostrados los países con número de documentos publicados > 100) sobre el uso del *Sargassum* publicados en WOS.

Tabla 1. Métodos de tratamiento/aprovechamiento del *Sargassum*.

Tratamiento/Aprovechamiento	Método	Fuente
Valorización agro-ganadera	Uso agrícola extractos	Divya y col. (2015)
	Elaboración compost	Sembera y col. (2018); Devault y col. (2021)
	Alimentación animal	Carrillo-Dominguez y col. (2023)
Valorización energética	Digestión anaerobia	Oliveira y col. (2015)
	Obtención de biodiesel	Gordillo Sierra y col. (2022)
	Obtención de bioalcoholes	Borines y col. (2013)
	Combustión Gasificación Pirólisis Licuefacción hidrotermal	Tobío-Pérez y col. (2022)
Biorremediación de aguas residuales		Davis y col. (2003); Mai y col., (2010)
Obtención de compuestos de alto valor añadido	Compuestos con usos medicinales Ingredientes en alimentos funcionales	Amador-Castro y col. (2021)

Por otro lado, en el caso de la valorización energética del sargazo mediante digestión anaerobia se ha encontrado que la baja relación C/N y el alto contenido de sales, fenol y fibra celulósica de este tipo de algas inhiben la degradación microbiana y reducen la formación de biogás. Por lo tanto, estas algas marinas deben de ser co-digeridas con otros residuos que adecuen las características de esta biomasa para este tipo de valorización (Oliveira y col., 2015). Las algas marinas no se han explorado tradicionalmente como candidatas para la producción de biodiesel debido a su bajo contenido de lípidos. Sin embargo, actualmente se está produciendo biodiesel mediante la fermentación de sargazo con organismos altamente oleaginosos que pueden consumir los azúcares simples disponibles mediante métodos de pretratamiento y convertirlos en ácidos grasos y lípidos (Gordillo Sierra y col., 2022). También, para transformar el *Sargassum* en bioetanol es necesario pretratar esta biomasa para convertir la variedad de carbohidratos de cadena corta y polisacáridos que contiene en azúcares fermentables (Borines y col., 2013). Además, el alto contenido de cenizas de esta biomasa influye en la eficiencia de

los procesos de extracción de energía y distribución de productos y su alto contenido de humedad es también un factor limitante para los procesos de combustión, gasificación y pirólisis, por lo que la aplicación de procesos hidrotermales puede ser más recomendable; sin embargo, la inclusión de un paso previo de secado al sol puede evitar este inconveniente (Tobío-Pérez y col., 2022).

Por otra parte, también se han encontrado estudios sobre los compuestos medicinales de las algas pardas, algunos autores resaltan que esto carece de una caracterización adecuada de los extractos investigados, pero sí se sabe de la actividad y la funcionalidad de estos compuestos sobre ciertas enfermedades, por lo que sería interesante hacer uso de ellos viniendo de una biomasa que está de manera libre en los océanos (Amador-Castro y col., 2021). Además, el sargazo posee compuestos bioactivos en su composición (fibra, ácidos grasos poliinsaturados y micronutrientes) que hacen que estas algas puedan ser empleadas como ingredientes en alimentos funcionales. Sin embargo, el contenido de metales pesados que el *Sargassum* adquieren por su paso por los océanos representan un gran limitante para su empleo dentro de la alimentación humana (Amador-Castro y col., 2021).

Otro lugar donde este tipo de algas pueden encontrar cabida y ser parte de la solución al problema que generan, es su empleo para la biorremediación de aguas contaminadas mediante la absorción de nutrientes (N y P) (Mai y col., 2010), así como la biosorción de metales pesados (Davis y col., 2003).

4. Conclusiones

La llegada masiva de *Sargassum* a las costas representa no sólo un problema económico, sino también medioambiental, social y un gran desafío para los actores involucrados. Las publicaciones existentes sobre la valorización de la biomasa de este tipo de alga son muy variadas y hay muchos limitantes en la composición de la misma que hacen que no haya un tratamiento único recomendable, por lo que hay que seguir aunando esfuerzo en encontrar una solución viable a la problemática de la acumulación del sargazo en las costas. Es importante seguir investigando, ya que este impacto es cada vez más creciente.

5. Bibliografía

Amador-Castro F., García-Cayuela T., Alper H., Rodriguez-Martinez V., Carrillo-Nieves A., 2021. Valorization of pelagic sargassum biomass into sustainable applications: Current trends and challenges. *Journal of Environmental Management* 283, 112013.

Borines, M. G., de Leon, R. L., and Cuello, J. L., 2013. Bioethanol production from the macroalgae *Sargassum spp. Bioresource Technology* 138, 22-29.

Carrillo-Dominguez S., Rodriguez-Martinez R., Diaz-Martinez M., Magana-Gallegos E., Cuchillo-Hilario M., 2023. Potential application of pelagic *Sargassum spp.* in animal feeding. *J Appl Phycol.* 35, 433-444.

Davis, TA, Llanes, F, Volesky, B, Mucci, A., 2003. Metal selectivity of *Sargassum spp.* and their alginates in relation to their α-L-guluronic acid content and conformation. *Environ. Sci. Technol.* 37, 261-267.

Devault D.A., Pierre R., Marfaing H., Dolique F., Lopez P., 2021. *Sargassum* contamination and consequences for downstream uses: a review. *J Appl Phycol.* 33, 567-602.

Divya, K., Roja, M., Padal, S., 2015. Effect of seaweed liquid fertilizer of *Sargassum wightii* on germination, growth and productivity of brinjal. *Int. J. Adv. Res. Sci. Eng. Technol.* 2, 868-871.

Katsanevakis S., Wallentinus I., Zenetos A., Leppäkoski E., Cinar M., Oztürk B., Grabowski M., Golani D., Cardoso A., 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions* 9, 391-423.

Mai, H., Fotedar, R., Fewtrell, J., 2010. Evaluation of *Sargassum sp.* as a nutrient-sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. *Aquaculture* 310, 91-98.

Oliveira, J., Alves, M., Costa, J., 2015. Optimization of biogas production from *Sargassum sp.* using a design of experiments to assess the co-digestion with glycerol and waste frying oil. *Bioresource Technology* 175, 480-485.

Sembera, J., Meier, E., Waliczek, T., 2018. Composting as an alternative management strategy for *Sargassum* drifts on coastlines. *Horttechnology* 28, 80-84

Tobío-Pérez I., Alfonso-Cardero A., Diaz-Dominguez Y., Pohl S., Piloto-Rodriguez R., Lapuerta M., 2022. Thermochemical conversion of Sargassum for energy production: A comprehensive review. *BioEnergy Research* 15, 1872-1893.

Wang M., Hu C., Barnes B.B., Mitchum G., Lapointe B., Montoya J.P., 2019. The great Atlantic *Sargassum* belt. *Science* 364, 83-7.

PROYECTO AL-COMPOST: MEJORA DE LA CINÉTICA DEL COMPOSTAJE DE ALPERUJO MEDIANTE ESTRATEGIAS DE DEFENOLIZACIÓN Y BIOAUMENTO

Tatiana Robledo-Mahón[1], Guillermo Rodríguez-Gutiérrez[2], Juan Fernández-Bolaños Guzmán[2], Fernando González Fermoso[2], Agustín Andreu[3], Fernando Bautista[4], Juan Cubero-Cardoso[1], Jesús González[1], Elisabet Aranda[1], Concepción Calvo[1] y Antonio Serrano[1]

[1]Instituto de Investigación del Agua, Departamento de Microbiología, Universidad de Granada, Ramón y Cajal 4, Edificio Fray Luis, 18003 Granada, España.
[2]Instituto de la Grasa. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Campus de la Universidad Pablo de Olavide - Edificio 46 Ctra. de Utrera, km. 1 - 41013 – Sevilla
[3] Fundación JAV (Jaén Agritech Ventures), Calle Alcalde Manuel Sánchez Monereo 2 – 23300 Villacarrillo (Jaén)
[4] GRUPO CONSULE S.L., Carretera de Circunvalación 44, Bajo – 23300 Villacarrillo (Jaén)

Resumen: El proyecto AL-COMPOST se presenta con el objetivo de optimizar el proceso de valorización del alperujo mediante compostaje, reduciendo el tiempo de operación y mejorando la viabilidad técnico-económica del proceso mediante dos estrategias: 1) Un pretratamiento de defenolización y 2) un proceso de bioaumento mediante la adición de un hongo ligninolítico, *Pleurotus eryngii*. La implementación de estas estrategias se hará a escala demostrativa, permitiendo la obtención de datos relevantes de los requerimientos operaciones, así como el análisis del balance económico del proceso. El proyecto está financiado por la convocatoria de Ayudas dirigidas al funcionamiento de Grupos Operativos de la Asociación Europea de Innovación (AEI) en materia de productividad y sostenibilidad agrícolas de la Junta de Andalucía. El Grupo Operativo que desarrollará el proyecto AL-COMPOST está formado por agentes generadores de conocimiento (Universidad de Granada e Instituto de la Grasa-CSIC), agentes del sector agroalimentario (ASEAL), una empresa de gestión (Grupo Consule S.L.) y agentes del sector público (Fundación del Común de Segura). Bajo el Grupo Operativo de AL-COMPOST se ha diseñado un plan de transferencia integral combinando la divulgación digital, la impartición de cursos de formación y la creación de una guía interactiva de buenas prácticas para, en definitiva, fomentar la difusión de los resultados obtenidos al ámbito rural. Este doble componente del proyecto AL-COMPOST, experimental y divulgativa, pretende no solo mejorar el proceso de compostaje del alperujo sino favorecer la transferencia e implementación de los hitos del proyecto en el sector del olivar.

Palabras clave: Grupo operativo; Estabilización; Escala demostrativa; *Pleurotus eryngii*; Hidroxitirosol.

1. Introducción

Hoy en día, en España la mayoría de las almazaras emplean el sistema continuo de dos fases (Azbar et al. 2004). Este sistema de obtención de aceite en dos fases es una mejora del sistema anterior (sistema de tres fases), donde se obtienen únicamente dos productos: aceite y un subproducto graso llamado alperujo. Aproximadamente, se generan 4 Tm de alperujo por cada Tm de aceite de oliva obtenido. Considerando que la producción andaluza de aceite de oliva en las almazaras en la campaña 2021/2022 fue de aproximadamente 1.150.000 Tm (CAPADR, 2022), la generación de alperujo en Andalucía alcanza cifras de más de 4 millones de Tm/año. Además de por el enorme volumen producido, el riesgo potencial de contaminación debido al efecto fitotóxico en suelos y ecosistemas acuáticos del alperujo hacen necesario plantear estrategias de gestión adecuadas a las características del propio alperujo (Kourmentza et al. 2017). Dichas estrategias deben de cumplir una doble función: ser ambientalmente sostenibles y económicamente viables (Azbar et al. 2004). Las características del alperujo dificultan su tratamiento y limitan las posibilidades de gestión. Aunque su composición es variable, normalmente muestra un alto

contenido en agua (56%), un pH ácido (5,4) y un elevado contenido en materia orgánica (91%), gran parte de ella de naturaleza lignocelulósica (35%). Además, el alperujo presenta un elevado contenido graso (10%) y también de polifenoles hidrosolubles (0,9%), que pueden afectar a su tratamiento en sistemas biológicos (Alburquerque et al. 2006, Rubio-Senent et al. 2013).

Como alternativa a la cogeneración de alperujo, cuyo interés económico ha disminuido con el anuncio de la eliminación de las primas gubernamentales, se ha producido un desarrollo en la implementación de sistemas de compostaje de alperujo en los últimos años. El compostaje es un proceso aerobio por el cual la materia orgánica es degradada por microorganismos y transformada en compost, susceptible de ser usado como fertilizante (Gutierrez 2014). El uso de alperujo en procesos de compostaje es interesante debido a su alto contenido en potasio, bajas concentraciones de metales pesados y una humedad apropiada para su uso como sustrato agrícola (Alburquerque et al. 2006, Álvarez 2013). No obstante, también presenta algunas desventajas que limitan su atractivo, tales como un alto ratio C/N, por encima de los valores óptimos para compostaje, un alto contenido en lignina, bajo contenido en carbono hidrosoluble, pH ácido, elevado contenido de humedad y presencia de compuestos tóxicos para los microorganismos, principalmente compuestos fenólicos (Álvarez 2013, Rubio-Senent et al. 2013). Así mismo, si el proceso de compostaje no es adecuadamente monitorizado, la aplicación al suelo de un alperujo que no ha sido correctamente mineralizado puede conllevar grave perjuicio para el suelo y los cultivos debido al pH ácido y a la elevada cantidad de materia orgánica que puede afectar negativamente a la microbiota autóctona del suelo (Alburquerque et al. 2006). Todo esto hace que los tiempos necesarios para realizar un correcto compostaje de alperujo sean muy elevados, requiriéndose un sobredimensionamiento de las instalaciones para poder almacenar y tratar todo el volumen de alperujo que se produce y, así mismo, elevados costes operacionales debido al extenso tiempo de proceso requerido. Todo esto limita el atractivo económico de esta tecnología de valorización. El proyecto AL-COMPOST propone por tanto la aplicación de dos estrategias enfocadas a mejorar la cinética del proceso de compostaje, pudiendo alcanzarse la madurez del compost en menor tiempo que el requerido actualmente:

Pretratamiento de defenolización: Este procedimiento está desarrollado por investigadores del Instituto de la Grasa (CSIC) bajo la patente P201031236, 09/08/2010). La extracción de los fenoles se realizará a partir de la fase acuosa rica en fenoles obtenida tras un termobatido a 60-65ºC seguido de una extracción en tres fases, sistema que ya se está implantando en el sector para la obtención del aceite de orujo.

Bioaumento (inoculación de un hongo ligninolítico): esta estrategia se basa en la capacidad de ciertas especies de hongos como biorremediadores, siendo capaces de generar enzimas carbohidrato activas (CaZymes) inespecíficas que mejoran la degradación de las fibras del alperujo y enzimas auxiliares transformadoras de fenoles (las clásicas enzimas ligninolíticas), permitiendo mejorar la actividad de los microorganismos involucrados en el proceso de compostaje al eliminar los compuestos inhibidores que afectan a su actividad y, al mismo tiempo, haciendo más bioaccesible la materia orgánica del alperujo.

Por tanto, el proyecto AL-COMPOST tiene como objetivo fundamental optimizar el proceso de valorización del alperujo mediante compostaje, reduciendo el tiempo de operación necesario y mejorando por tanto la viabilidad técnico-económica del proceso. Para ello, y con objeto de facilitar la transferencia de la tecnología desarrollada al sector industrial, se propone la operación a escala demostrativa, que permita la obtención de datos relevantes sobre requerimientos operacionales, costes y beneficios para el sector olivarero.

2. Composición del Grupo Operativo

2.1 Grupo Cónsule

Grupo Consule SL, perteneciente al sector industrial privado, actúan como coordinadores del Grupo Operativo Al-Compost. Grupo Consule SL es una consultora tecnológica de Jaén con sede

en Úbeda dedicada al desarrollo de proyectos de innovación y desarrollo socioeconómico rural para entidades públicas locales financiados con fondos europeos NEXT GENERATION y FEDER. Arranca su actividad en el segundo semestre de 2021 y desde entonces ha obtenido y gestionado proyectos con subvenciones por más de 31 millones de euros para más de 38 municipios jiennenses.

2.2 Universidad de Granada.

Dentro de los agentes generadores de conocimiento se encuentra la UGR cuyos participantes son miembros del grupo de investigación "Microbiología y Tecnología Ambiental", perteneciente al Plan Andaluz de Investigación de la Consejería de Educación y Cultura de la Junta de Andalucía (PAI, Ref. RNM-270). El grupo RNM-270 tiene una larga experiencia en bioprocesos aplicados a valorización de residuos y en el tratamiento de aguas. Los investigadores pertenecientes a este grupo tienen una larga experiencia en procesos de compostaje, con numerosos proyectos tanto públicos como en colaboración con el sector industrial. También han desarrollado parte de su actividad investigadora en valorización del alperujo, desarrollando sistemas basados en la utilización de microorganismos tanto aerobios como anaerobios. Los investigadores que integran el presente equipo de investigación son expertos en sus respectivas áreas con una alta proyección nacional e internacional, que se refleja en su rol dentro de distintas asociaciones y redes de conocimiento.

2.3. Instituto de la Grasa (C.S.I.C.)

Las principales líneas de investigación desarrolladas por el equipo del Instituto del Grasa, perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IG-CSIC) se basan en la obtención de componentes bioactivos a partir de productos y subproductos de la industria alimentaria, fundamentalmente de la industria del aceite de oliva. Este equipo ha conseguido la transferencia a la industria de un sistema de pretratamiento que está cambiando el sector del aceite de orujo, así como varios procesos de purificación de los dos fenoles más activos de la aceituna, y varias patentes de uso tanto en alimentos como para reemplazar los herbicidas químicos por un fitorregulador natural.

2.4 Aceites ASEAL SL

Aceites ASEAL SL que es una empresa familiar que nace en el año 1985 con una mentalidad innovadora, espíritu de crecimiento y un fuerte compromiso con su entorno de producción, Andalucía, la región de Europa con mayor superficie agrícola destinada al olivo. El grupo Aceites ASEAL SL es uno de los mayores grupos orujeros de Andalucía y dispone de una planta en la localidad de Navas de San Juan (Jaén). Durante su trayectoria Aceites ASEAL SL ha basado su desarrollo en la innovación y la mejora continua de sus procesos de producción que, junto con la calidad de los productos y su vocación de servicio, les ha facilitado la apertura a nuevos mercados internacionales una vez consolidada como una de las principales referencias en el sector.

2.5 Fundación Común de Segura (Hub Territorial de Innovación)

La Fundación Común de Segura agrupa a 13 municipios de la Comarca de la Sierra de Segura: Arroyo del Ojanco, Beas de Segura, Benatae, Génave, Hornos, Orcera, Puente de Génave, La Puerta de Segura, Santiago-Pontones, Segura de la Sierra, Siles, Torres de Albanchez y Villarrodrigo. La Comarca de la Sierra de Segura se sitúa en el extremo noreste de la provincia de Jaén, limitando con las provincias de Albacete, Ciudad Real y Granada. Destaca por su valor medioambiental, al encontrarse en el espacio protegido más extenso de España y el segundo de Europa: el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas.

3. Resultados esperados e impacto en potenciales usuarios

El valor intrínseco del proyecto AL-COMPOST radica en la combinación de una manera novedosa, de tecnologías ya implementadas y por tanto viables, como la defenolización o el uso de hongos en prácticas agrícolas, para optimizar el proceso de compostaje acortando el tiempo de proceso y mejorando la calidad agronómica del compost obtenido. Los resultados que se obtengan serán fácilmente trasladables a escala industrial ya que la propuesta se ha planteado a escala demostrativa y a la implicación de los socios del consorcio agentes activos del sector olivarero.

Respecto a la fase experimental, el proyecto AL-COMPOST determinará los parámetros operacionales y las estrategias de optimización más adecuadas para reducir el tiempo requerido para el compostaje de alperujo, a la vez que se asegura la obtención de un compost de calidad y se minimizan posibles efectos fitotóxicos. También se obtendrán resultados relevantes sobre la recuperación de compuestos fenólicos en forma de extracto a partir de la fase acuosa rica en fenoles. La tasa de recuperación, así como la composición exacta del extracto en cuanto a compuestos fenólicos, permitirá estimar el potencial económico de este proceso. Los resultados experimentales tanto del proceso de defenolización como de compostaje, obtenidos a nivel de planta de demostración, serán utilizados para desarrollar balances energéticos y económicos que permitan mostrar al sector industrial olivarero viabilidad e interés real de la implementación de la tecnología propuesta por el proyecto AL-COMPOST.

Por otro lado, el proyecto AL-COMPOST tiene una consideración especial por la fase de divulgación y las actividades que se recogen en la misma. La propuesta de un proyecto a escala de demostración no se basa principalmente en la generación de nuevo conocimiento sino en llevar a cabo una optimización de tecnologías que, a pesar de haberse demostrado técnicamente viables, aún no han sido consolidadas debido a la falta de resultados relevantes a una escala que permita hacer atractivo su implementación industrial, justificando la inversión de recursos por parte de la industria a estas tecnologías.

4. Bibliografía

Alburquerque J.A., Gonzálvez J., García D., Cegarra, J., 2006. Effects of bulking agent on the composting of "alperujo", the solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Process Biochem.* 41(1), 127-132.

Álvarez J.M., 2013. EL COMPOSTAJE DE ALPERUJO EN ANDALUCÍA, Seville, Spain.

Azbar N., Bayram A., Filibeli A., Muezzinoglu A., Sengul F. Ozer A., 2004. A review of waste management options in olive oil production. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec*. 34(3), 209-247.

CAPADR (2022) Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural. Secretaría General de Agricultura, Ganadería y Alimentación. *Anuario de estadísticas agrarias y pesqueras año 2021*. Noviembre-2022

Gutierrez M.C. (2014) Determinación y control de olores en la gestión de residuos orgánicos, Universidad de Córdoba, Córdoba, España.

Kourmentza C., Koutra E., Venetsaneas N. Kornaros M., 2017. Microbial Applications Vol.1: Bioremediation and Bioenergy. Kalia, V.C. and Kumar, P. (eds), pp. 211-238, Springer International Publishing, Cham.

Rubio-Senent F., Rodríguez-Gutiérrez G., Lama-Muñoz A. Fernández-Bolaños J., 2013. Chemical characterization and properties of a polymeric phenolic fraction obtained from olive oil waste. *Food Res. Int.* 54(2), 2122-2129.

5. Agradecimientos

El proyecto AL-COMPOST está financiado por el Fondo Europeo de Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), por la Junta de Andalucía a través de la Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural.

PROYECTO DE CIENCIA CIUDADANA RECICOMPHUERTOS: RECICLAMOS EL COMPOST DE RESIDUOS URBANOS DE RECOGIDA SELECTIVA EN LOS HUERTOS URBANOS

Rafael López[1], Sabina Rossini[2], Paula Madejón[1], Adela Moreno[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avda. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla; [1] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes s/n, 41080 Sevilla; rafael.lopez@csic

Resumen: El proyecto RECICOMPHUERTOS se enfoca en aprovechar en huertos urbanos el compost generado a partir de residuos orgánicos separados selectivamente. La normativa de la Unión Europea sobre residuos promueve la separación específica de los biorresiduos. A través de esta iniciativa de Ciencia Ciudadana se busca destacar los beneficios del compost y promover su uso. El proyecto implica la realización de diversos ensayos en parcelas de un huerto social en Utrera y en varios huertos escolares, como el IES Ibn Jaldún de Dos Hermanas y el IES José María Infantes de Utrera, así como otros centros educativos de la misma localidad. Estos ensayos se llevan a cabo siguiendo prácticas de agricultura ecológica, y son ejecutados por personas jubiladas y estudiantes de los centros escolares, supervisados por sus profesores. En esta iniciativa también participan el Ayuntamiento de Utrera, la empresa Agricultura y Ensayo SL, la Universidad de Sevilla y el CSIC-IRNAS. La colaboración de estos grupos tiene como objetivo principal difundir la metodología científica relacionada con el compost y su aplicación en la agricultura, alcanzando tanto a los participantes como a la comunidad en general. Entre las actividades planificadas se incluyen talleres experimentales, jornadas de divulgación, preparación de videos informativos y sesiones de degustación de productos ecológicos. Además, se elaborarán manuales explicativos sobre el uso adecuado del compost en huertos urbanos. Los resultados obtenidos hasta el momento en los ensayos son altamente satisfactorios, demostrando un mayor rendimiento en términos de peso de las hortalizas cuando se aplicó este compost al suelo.

Palabras clave: agricultura urbana, biorresiduos, ensayos agrícolas, huertos escolares.

1. Introducción

La agricultura urbana (AU) es una actividad en expansión en muchas ciudades a escala mundial (Meharg, 2016) y contribuye a la consecución de varios de los Objetivos de Desarrollo Sostenible establecidos por la ONU para el 2030. Entre ellos, lograr la seguridad alimentaria y promover la agricultura sostenible, garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles y adoptar medidas para combatir el cambio climático (Gliessman, 2017). Lal (2020) indica que es necesario adoptar sistemas alimentarios más resilientes, reducir el desperdicio de alimentos y fortalecer la producción local de alimentos y que, para ello, la AU es una estrategia importante que aporta además numerosos servicios ecosistémicos (como biodiversidad vegetal, microclima, reducción de escorrentía, calidad del agua, salud).

Los suelos de huertos urbanos son frecuentemente fertilizados con compost y fertilizantes orgánicos (Salomon y col., 2022) lo que puede conducir a una sobrefertilización (Wielemaker y col., 2019) o a un mal equilibrio de nutrientes vegetales. Sin embargo, con esta práctica se favorece el reciclaje de nutrientes y de materia orgánica en el suelo. Aunque el potencial productivo de la agricultura urbana se considera muy elevado, capaz incluso de conseguir autosuficiencia de productos hortícolas en ciudades de baja densidad, diversos autores apuntan a la falta de datos y a la escasez de ensayos de agricultura urbana sobre

i) los aspectos relativos a la fertilidad de los suelos bajo una visión dinámica que examine las propiedades químicas de los suelos incluyendo la acción de compost bien equilibrados que contrarresten la pérdida de carbono.

ii) la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Wielemaker y col., 2019).

iii) los rendimientos de cultivo, su valor nutricional y comercial.

Bajo el principio general de economía circular en los huertos urbanos, este proyecto se sustenta en la hipótesis de que es posible el mantenimiento y la mejora de los suelos y de la productividad de los huertos urbanos mediante su fertilización con compost. Sus objetivos concuerdan también con la Estrategia Española de Economía Circular y la normativa europea de residuos (Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos) que indica en su Artículo 22 que "los Estados miembros garantizarán que, a más tardar el 31 de diciembre de 2023, los biorresiduos, bien se separen y reciclen en origen, o bien se recojan de forma separada", "que se debe incentivar el reciclado, incluido el compostaje de los biorresiduos de una forma que asegure un elevado nivel de protección medioambiental y genere un resultado que cumpla las normas de alta calidad pertinentes" y que se debe "fomentar el uso de materiales producidos a partir de biorresiduos".

Investigadores como Lubchenko (1998) ya habían señalado la oportunidad de la ciencia ciudadana para afrontar los actuales desafíos medioambientales y en lo que se refiere a ciencia ciudadana en materia agrícola, recientemente Mourad y col. (2020) han indicado que "se necesita más investigación para abordar estas brechas y ampliar los beneficios de la ciencia ciudadana en las prácticas agrícolas sostenibles". Merece la pena citar aquí también el programa VegeSafe, (Taylor y col., 2021) como el mejor paradigma de la ciencia ciudadana en relación directa con la agricultura urbana. Este programa se inició en 2013 y en él se analizaron los suelos de los huertos proporcionados por los ciudadanos en busca de elementos traza sin ningún costo, con una guía fácil de seguir sobre cualquier intervención requerida. El éxito fue rotundo, se presentaron 17.256 muestras de suelos de 3.609 hogares, creándose una experiencia única en la comunicación de la ciencia de manera efectiva a una amplia audiencia.

El proyecto tiene como objetivo evaluar la sustitución parcial de los estiércoles y fertilizantes orgánicos usados en agricultura urbana por compost de RSU de recogida selectiva, aplicando un enfoque de ciencia ciudadana. Se realizarían ensayos con compost de RSU por horticultores urbanos en huertos sociales y por estudiantes en huertos escolares siendo los propios usuarios lo que evaluarán los rendimientos y calidad de sus cultivos, y los investigadores evaluarán los aspectos relativos a mejora de la fertilidad del suelo y desarrollo de las plantas.

2. Actividades del proyecto

2.1 Participantes

Los ensayos del proyecto se están realizando en parcelas de un huerto social en Utrera y en varios huertos escolares (IES Ibn Jaldún de Dos Hermanas, IES José María Infantes, CEIP Al Andalus y CEIP Alfonso de Orleans de Utrera). Estos ensayos son ejecutados por personas jubiladas y estudiantes de los centros escolares, supervisados por sus profesores. En esta iniciativa también participan el Ayuntamiento de Utrera, la empresa Agricultura y Ensayo SL y la Universidad de Sevilla además del CSIC. La colaboración de estos grupos tiene como objetivo principal difundir la metodología científica relacionada con el compost y su aplicación en la agricultura, alcanzando tanto a los participantes como a la comunidad en general mediante las acciones de difusión del proyecto.

2.2 Ensayos

El compost que se está utilizando proviene de mezcla de RSU de recogida selectiva con un 30% en peso de restos de poda triturada. Procede de los municipios de Olvera, Setenil y Torrealáquime (Cádiz) donde está implantada la recogida selectiva puerta a puerta con una alta eficacia en la separación. El proceso de compostaje se realiza en trómel que empieza por el prensado para eliminar el lixiviado en exceso, posteriormente la mezcla de residuos se introduce en un reactor horizontal con flujo pistón durante 45 días. Finalmente, se realiza un cribado por 10 mm.

Foto 1. Preparación de ensayo con cogollos. El compost está aplicado entre las dos estacas de color naranja.

Todos los ensayos se llevan a cabo siguiendo prácticas de agricultura ecológica. En el caso del huerto social se realizan en diferentes parcelas individuales. Cada ensayo consta de un caballón de varios metros (4 a 8 m) destinado a un cultivo de temporada, donde se aplica el compost en la mitad de la línea manteniendo la otra mitad con la fertilización habitual que realice el horticultor. En algunas parcelas el compost se aplica como sustitución de una fracción del estiércol aplicado y en otros adicionalmente a él. Las dosis utilizadas de compost han sido de 13 a 42 ton/ha, mezclando el compost en los 15 cm superiores del suelo. Los estiércoles utilizados fueron de oveja, caballo y vaca, en dosis que variaron desde 33 a 100 ton/ha según el criterio de cada horticultor.

En los centros escolares los ensayos se realizan en caballones o parterres, que son divididos en tres subparcelas correspondientes a los tratamientos del suelo con compost, sustrato comercial o fertilización mineral por triplicado. Hasta ahora se ha completado un ciclo de hortalizas de otoño-invierno (lechuga, cogollos, escarola, ajo, cebolla, haba, col, coliflor, lombarda, brócoli), está en marcha un segundo grupo de hortalizas de verano (tomate, pimiento, berenjena, habichuelas), y se pretende completar otro ciclo de hortalizas de invierno.

En los ensayos se realizan los siguientes controles:

i. Determinación del rendimiento del cultivo por el propio horticultor o estudiantes.
ii. Evaluación del crecimiento e índice de verdor del cultivo durante el ensayo por los estudiantes.
iii. Análisis químico de los lotes de compost utilizados.
iv. Análisis de las propiedades generales del suelo (pH, CE, materia orgánica, textura, contenido de carbonatos, relación C/N, nutrientes disponibles) al finalizar los ensayos.
v. Análisis de diagnóstico foliar durante el desarrollo del cultivo y análisis de metales pesados en las hortalizas recolectadas.

Foto 2. Preparación por los estudiantes de un bancal de ensayo

2.3 Otras actividades

Otras actividades de difusión incluyen talleres experimentales, jornadas de divulgación, preparación de videos informativos y sesiones de degustación de productos ecológicos. Además, se elaborarán manuales explicativos sobre el uso adecuado del compost en huertos urbanos.

3. Resultados

Los resultados obtenidos hasta el momento en los ensayos son altamente satisfactorios, demostrando un mayor rendimiento en términos de peso de las hortalizas cuando se aplicó el compost al suelo. El incremento medio de peso fue de un 21%. Sin embargo, el porcentaje de incremento en peso ha sido muy variable, registrándose variaciones en la producción, respecto al control, que estuvieron comprendidos entre ligeras disminuciones del rendimiento a incrementos del 73%.

Todos los colectivos implicados (horticultores, estudiantes, profesorado, técnicos municipales) han mostrado gran participación e interés por el proyecto.

Foto 3. Recolección de hortalizas por estudiantes de primaria.

Foto 4. Pesada de hortalizas por los estudiantes.

4. Bibliografía

Gliessman S., 2017. Special issue: Food planning and urban agriculture. *Agroecol. Sustain. Food Syst.* 41, 885–886.

Meharg A. A., 2016. Perspective: city farming needs monitoring. *Nature* 531, S60.

Lal R., 2020. Home gardening and urban agriculture for advancing food and nutritional security in response to the COVID-19 pandemic. *Food Secur.* 12, 871–876.

Lubchenko J., 1998. Entering the Century of the Environment: A New Social Contract for Science. *Science* 249, 491–497.

Mourad K.A., Hosseini S.H., Avery, H., 2020. The Role of Citizen Science in Sustainable Agriculture. *Sustainability* 12, 10375.

Salomon M.J., Watts-Williams S.J., McLaughlin M.J., Cavagnaro T.R., 2022. Spatiotemporal dynamics of soil health in urban agriculture. *Sci. Total Environ.* 805, 1–12.

Taylor M.P., y col., 2021. A citizen science approach to identifying trace metal contamination risks in urban gardens. *Environ. Int.* 155, 106582.

Wielemaker R., Oenema O., Zeeman G., Weijma J., 2019. Fertile cities: Nutrient management practices in urban agriculture. *Sci. Total Environ.* 668, 1277–1288.

5. Agradecimientos

El proyecto RECICOMPHUERTOS (FCT 22-18403) cuenta con la colaboración de la Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología (FECYT) del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades.

RECIRCULACIÓN DE LOS RESTOS DE PODA URBANA DE VALENCIA MEDIANTE COMPOSTAJE IN SITU. RESUMEN DE TRES AÑOS DE EXPERIENCIAS

Z. Emil Blesa Marco[1], Ana García-Rández[1], Carlos Gómez[1], Jamil J. Sánchez[2], Mª Dolores Perez-Murcia[1], Encarnación Sabater[1], Enrique Agulló[1], Javier Andreu[1], Raul Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante E03312, España

[2]Organismo Autónomo Municipal de Parques, Jardines y Biodiversidad Urbana (OAMPJ), Carrer d'Antoni Suàrez, 7 – 46021, València
zblesa@umh.es

Resumen: El Organismo Autónomo Municipal Parques y Jardines Singulares y Escuela Municipal de Jardinería y Paisaje de Valencia (OAM) gestiona actualmente 2.098.942 metros cuadrados de zonas ajardinadas de la ciudad de Valencia y tiene como objetivos fundamentales recogidos en sus Estatutos la conservación, el mantenimiento y la gestión de los jardines y parques adscritos. A través del proyecto Agrocompost, convenio de colaboración entre la universidad Miguel Hernández de Elche y la Conselleria de Agricultura, implementado desde 2017 y que incluye acciones de formación, acompañamiento y demostración se han desarrollado con el OAM 7 pilotos demostrativos de compostaje en los jardines Parque Central y Malilla con los aportes de podas y restos vegetales compostando un total de 10.248 kg de material fresco y se ha realizado la caracterización físico-química de 21 especies vegetales arbóreas y arbustivas más frecuentes en los jardines. Todos los procesos de compostaje desarrollados cumplieron requisitos de higienización según Reglamento (UE) 2019/1009 y los compost obtenidos se clasificaron como Clase A, no presentaron fitotoxicidad y mostraron capacidad fertilizante baja. Estas experiencias demostrativas se han complementado con la colocación de atriles explicativos del proceso de compostaje en los jardines y con un programa de formación de todo el personal de jardinería del Organismo (70 trabajadores) obteniendo así el Diploma de Maestro Compostador de la Comunidad Valenciana.

Palabras clave: compost vegetal, jardines, valorización, parques, urbano.

1. Introducción

El compostaje de restos de poda en las zonas urbanas se perfila como una solución sostenible y beneficiosa para la gestión de residuos orgánicos urbanos. Este proceso implica la descomposición controlada de restos de poda, como hojas, ramas y césped, para producir compost vegetal, un abono natural que mejore la calidad del suelo de los propios jardines urbanos, fomentando la economía circular. El futuro de la aplicación del compostaje urbano tiene diversas ventajas, como es el aumento de la sostenibilidad ambiental a través de la reducción de la cantidad de residuos que llegan a los vertederos, cierre del ciclo de nutrientes, convirtiéndolos en recursos útiles, desarrollo de nuevas tecnologías e innovación, mejora en la regulación y gestión de los residuos orgánicos en las estrategias de gestión de los residuos municipales, ahorro económico comunitario y educación y conciencia medioambiental territorial.

En este contexto, a través del proyecto AgroCompost se firmó un convenio de colaboración con el OAM y se desarrollaron 7 procesos demostrativos de compostaje de restos vegetales en los jardines Parque Central y Parque de Malilla (Valencia). Además, se formó al personal de campo del organismo (75 alumnos) en fundamentos del Agrocompostaje a través de formación

on-line y presencial obteniendo todos ellos el Diploma de Maestro Agrocompostador de la Conselleria de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Comunidad Valenciana.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales de partida

Se elaboró una caracterización de los materiales más representativos de la gestión de las podas de las zonas ajardinadas de la ciudad de Valencia a través del Organismo Autónomo Municipal Parques y Jardines Singulares y Escuela Municipal de Jardinería y Paisaje de Valencia (OAM). Se analizaron 22 materias primas cuyas características físico-químicas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización físico-química de las materias primas vegetales (s.m.s.)

Materia prima	H (%)	Da (Kg L^{-1})	pH	CE (dS m^{-1})	MO (%)	COT/ NT	NT (%)	P_2O_5 (%)	K_2O (%)
Vitex agnus-castus	27,8	0,063	6,10	2,8	93,2	39,0	1,2	0,3	1,5
Plumbago capensis	42,5	0,045	7,47	6,7	79,7	16,7	2,5	0,8	3,0
Canna indica	71,6	0,166	7,21	12,3	82,3	28,6	1,4	0,7	5,5
Buganvilla sp.	64,7	0,138	7,32	7,3	88,5	19,2	2,3	0,5	3,8
Pinus halepensis	31,7	0,096	5,23	2,4	95,0	41,7	1,2	0,2	0,7
Jasminum sp.	17,9	0,038	5,84	3,5	94,3	37,5	1,3	0,4	1,6
Celtis australis	22,3	0,152	6,98	2,0	88,3	37,3	1,2	0,2	0,5
Herbáceas	62,0	0,110	6,76	8,5	80,3	17,2	2,3	0,7	3,5
Morus alba	21,9	0,197	6,81	4,0	84,9	29,1	1,5	0,6	1,5
Cynodon dactylon	64,7	0,321	7,70	6,7	81,3	15,1	2,9	0,6	2,8
Pistacia lentiscus	22,5	0,060	5,09	3,1	93,2	33,4	1,4	0,3	1,1
Ulmus pumila	34,8	0,150	5,77	1,9	95,0	44,3	1,1	0,2	1,0
Olea europaea	28,7	0,171	5,70	2,6	92,3	45,9	1,1	0,3	1,5
Jacaranda mimosifolia	44,4	0,260	5,33	2,5	94,8	48,5	1,0	0,2	1,2
Matorral vario	22,3	0,053	6,05	5,4	87,8	25,2	1,8	0,5	2,1
Pinus sp.	55,3	0,141	5,53	1,3	95,8	53,6	0,9	0,2	0,6
Jacaranda sp.	51,7	0,247	6,60	1,9	96,0	49,6	1,0	0,2	1,0
Melia sp.	46,7	0,275	7,34	2,8	92,4	31,1	1,6	0,4	1,7
Olea europaea	34,0	0,171	5,51	1,9	94,5	50,0	0,9	0,3	0,9
Nerium oleander	58,3	0,197	6,36	2,8	93,2	51,3	0,9	0,3	1,6
Platanus x hispanica	38,7	0,188	5,60	1,6	96,0	58,1	0,8	0,3	0,6
Morus nigra	35,9	0,160	6,33	1,0	95,4	66,2	0,7	0,3	0,5

Da: Densidad aparente; H: humedad; CE conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; NT: nitrógeno total; COT: carbono orgánico total; P: fósforo; K: potasio.

Con las materias primas anteriormente descritas, se realizaron 7 procesos demostrativos de compostaje vegetal en sistemas abiertos con volteos mecánicos en los jardines Parque Central y Malilla, compostando un total de 10.248 kg de material fresco. Los procesos se basaron en el auto compostaje mixto de los diferentes restos vegetales descritos en la Tabla 1 en diferentes épocas del año. Las podas o restos vegetales se caracterizan por ser un material rico en carbono, pH neutro y alto contenido en materia orgánica. La dificultad del compostaje de materias primas no balanceadas en C/N, hace interesante el estudio de viabilidad y potencial agronómico dentro de un contexto de economía circular de valorización de residuos orgánicos urbanos.

2.1 Diseño y sistema de compostaje

Las técnicas de compostaje utilizada fue la de pilas abiertas con forma troncocónica aireadas mediante volteos periódicos con pala acoplada a tractor. Se controló el proceso tomando la temperatura en días alternos en cuatro puntos distribuido por la pila mediante sonda de temperatura y se realizaron una media de 2 volteos. La humedad se controló para adecuarla al rango óptimo de 50-60% mediante riegos puntuales.

Se muestrearon tanto las materias primas empleadas, como la mezcla inicial y final de cada proceso, para poder determinar la evolución del compostaje y comparar el valor agronómico obtenido. Se analizaron parámetros fisicoquímicos siguiendo los métodos descritos por Bustamante y col. (2012).

3. Resultados y Discusión

3.1 Evaluación del proceso

En la Tabla 2 se muestra la evolución de los procesos de compostaje. Todas las mezclas cumplieron con los criterios de higienización de la UE 1009/2019.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso

Parámetro	GVA 372	GVA 373	GVA 388	GVA 421	GVA 422	GVA 471	GVA 472
Días fase bioxidativa	77	120	138	113	136	118	118
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	71	116	92	48	108	35	50
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	69	88	25	39	84	24	35
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	33	27	0	19	23	5	7
Temperatura máxima pila	77,0	66,0	62,0	70,0	66,0	65,0	65,0
Temperatura promedio pila	55,8	49,0	38,8	39,0	43,0	35,2	40,0
Temperatura mínima pila	24,5	24,5	18,0	23,8	21,0	23,0	25,9
Nº Días >40 ºC/ Días fase bio-oxidativa	0,922	0,967	0,667	0,425	0,794	0,297	0,424
Índice EXI2 (ºC^2)	82192	89947	95690	107263	172847	35607	51593
Ratio EXI2/días f. bio-oxid. (Tmax)	1067	745	693	949	1271	302	437
Madurez	30	31	28	31	32	31	30
Volteos	2	2	3	2	2	2	2

EXI^2: sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente.

3.1 Evaluación del producto

Las características de los compost finales se muestran en la Tabla 3. Se obtuvieron compost neutros, dentro del rango recomendado para su uso agrícola (6,0-8,5). La CE fue baja para todos los casos, excepto el GVA 421, pero se puede afirmar que no existirán restricciones de uso para cultivos sensibles. El contenido en materia orgánica fue alto para la mayoría de casos (45-80%).

El índice de germinación (>50%) indico ausencia de fitotoxicidad y capacidad potencial de fitoestimulación. Se obtuvieron niveles de polifenoles inferiores a 0,8%. El contenido en ácidos húmicos y fúlvicos en general fue bajo. Este hecho se puede contrastar con los bajos niveles que se obtuvieron de Relación de humificación (RH), Índice de humificación (IH), % ácidos húmicos (PAH) y la Relación de Polimerización (RP). Podemos atribuir esté hecho a la necesidad de aplicar mayores tiempos de madurez a los procesos.

A nivel fertilizante, obtuvimos en general compost con un contenido en unidades fertilizantes de N y K_2O medio y bajo para el P_2O_5. Destacando el GVA 421 con un contenido en unidades fertilizantes superiores al resto.

Según los metales pesados analizados, obtuvimos compost de clase A y clase B (RD 506/2013 sobre productos fertilizantes), en función del tipo de resto de poda tratado.

Tabla 3. Parámetros de calidad de los compost finales

Parámetro	GVA 372	GVA 373	GVA 388	GVA 421	GVA 422	GVA 471	GVA 472
pH	7,0	8,5	7,9	7,6	7,9	7,6	7,3
CE (dS/m)	1,9	1,9	1,4	4,3	2,7	2,0	2,5
MOT (%)	82,1	19,7	71,0	67,3	32,7	46,0	48,2
COT/NT	22,6	16,1	35,6	15,3	23,7	15,6	16,5
NT (%)	1,8	0,9	1,1	2,5	1,0	1,8	1,9
P_2O_5 (%)	0,5	0,4	0,4	0,9	0,2	0,6	0,6
K_2O (%)	1.0	1,2	0,7	2,0	0,8	1,2	1,2
IG (%)	80,3	107	93,8	104	95,2	86,8	99,0
C_{ext} (%)	6,8	1,3	4,9	7,4	3,1	4,1	4,4
C_{fulv} (%)	3,3	0,7	2,1	3,23ç	2,0	2,1	2,2
C_{hum} (%)	3,5	0,6	2,8	4,1	1,1	1,9	2,2
RH (%)	16,6	9,12	12,2	19,4	13,1	14,5	13,8
IH (%)	8,6	4,4	7,0	10,8	4,7	6,7	6,9
PAH (%)	51,5	48,1	57,1	55,4	35,5	46,3	50,0
RP	1,1	0,9	1,3	1,3	0,6	0,9	1,0
PWS (mg kg^{-1})	968	3927	857	1746	839	556	644
Grado de estabilidad	V Estable	V Estable	V Estable	V Estable	V Estable	V Estable	V Estable
Clase Compost	A	B	A	A	A	B	A

CE conductividad eléctrica, MOT: materia orgánica total, NT: nitrógeno total, P:fósforo, K: potasio, COT: Carbono orgánico total, C_{ext}: Carbono extraíble, C_{fulv}: Ácidos fúlvicos, C_{hum}: ácidos húmicos, RH: Relación de humificación = C_{ext}/COT, IH: Índice de humificación = %C_{hum}/COT, PAH: % ácidos húmicos = %C_{hum}/C_{ext}, RP: Relación de Polimerización = %C_{hum}/%C_{fulv}, PWS: Polifenoles hidrosolubles.

4. Conclusiones

El compostaje se muestra como una alternativa económica, sencilla técnicamente y al alcance de la gestión local urbana. Las mezclas utilizadas mostraron un buen desarrollo a nivel térmico, garantizando la higienización de los productos, corroborando la buena eficiencia de los ingredientes vegetales seleccionados. Destacamos los procesos GVA 372, 383 y 421, que son los procesos que se obtuvieron compost con una calidad agronómica superior, obteniendo una correcta higienización y una humificación baja.

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, pp. 26-35.

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.

VALORIZACIÓN DE RECURSOS ECOSISTÉMICOS FORESTALES MEDIANTE COMPOSTAJE. PROYECTO BIOCOMFOREST

María Cruz García-González, Mercedes Sánchez-Báscones, Ernesto Gómez-Sobrino, Elisa Herrero, Beatriz Molinuevo-Salces, Baudilio Herrero, Laura Buzón-Durán

Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España.
mariacruz.garcia.gonzalez@uva.es

Resumen: El proyecto BIOCOMFOREST, tiene como objetivo promover la bioeconomía forestal y generar empleo verde en las comarcas de El Valle y Pinares (Soria). Se trata de aprovechar de manera sostenible los recursos forestales, incluyendo los residuos madereros, para la producción de compost de calidad. Para el proyecto se dispone de uno de los montes públicos del municipio, que cuenta con más de 1.000 hectáreas de superficie donde predomina el roble (*Quercus pyrenaica*) con zonas en las que se mezcla con quejigo (*Q. faginea*), encina (*Q. ilex*) o pinos (*Pinus sylvestris* y *P. pinaster*). En la actualidad se realizan acciones de aprovechamiento de madera y leña, generando residuos madereros que se amontonan y abandonan sin una gestión sostenible. Para un correcto aprovechamiento de los recursos forestales es necesaria una etapa de diagnóstico de situación donde se evaluarán los residuos forestales disponibles (además de residuos orgánicos provenientes de la siega y poda de jardines y huertas) y se establecerán los puntos de recolección para cada uno de ellos. Su caracterización aportará datos para el diseño y dimensionado de una planta de compostaje, atendiendo a los requisitos legales y operativos, además de los requisitos del proceso productivo. Dicha planta dispondrá de dos líneas de proceso, una inicial donde se llevará a cabo la fase activa del compostaje (con pilas volteadas) y, una segunda línea para la segunda fase en la que se llevará a cabo el proceso de maduración. Se estima un volumen de tratamiento de 1.800 m^3 de restos forestales anualmente.

Palabras clave: bioeconomía, gestión forestal, degradación, montes, educación ambiental

1. Introducción

La provincia de Soria es conocida por la extensión de sus masas forestales. Actualmente el aprovechamiento de recursos forestales se realiza a través de la recuperación de madera y leñas para la población circundante, estableciendo hasta una cantidad máxima de estéreos disponibles. La situación actual de la zona objetivo del proyecto, situada en el monte "Hermandad" y aledaños de las comarcas de El Valle y Pinares, comprende masas forestales que ocupan gran parte de la superficie del monte, en su mayoría roble bastante estancado o degradado. La corta y saca de las especies madereras allí presentes y la nula gestión de los residuos generados provoca la mala conservación ecológica de la zona, aumentando el riesgo de incendios y el abandono de zonas de interés forestal. Este proyecto se desarrolla fundamentalmente para la mejora en la gestión del monte “Hermandad”, declarado monte de utilidad pública. Una parte de este monte se encuentra en la Red Natura 2000, zona LIC y ZEPA, y cuenta con un Proyecto de Ordenación que se aplica en la actualidad a través del programa de normalización de la planificación forestal en la comunidad autónoma de Castilla y León (Junta de Castilla y León, 2002).

En paralelo a la mejora de la gestión forestal, se van a llevar a cabo acciones de educación ambiental y sensibilización ciudadana con los objetivos de: a) promover el conocimiento de los bosques de la zona desde el punto de vista científico de la Ecología, como ecosistema maduro y valioso; b) promover la concienciación sobre la necesidad de manejarlos de forma sostenible, en base al conocimiento científico-técnico, para que las poblaciones humanas puedan mantenerse en este entorno (bioeconomía forestal, fijación de población), a la par que los

recursos naturales y el funcionamiento del ecosistema no se vean mermados o agotados, y c) promover la valoración del propio proyecto por parte de la ciudadanía, incluyendo los habitantes del entorno y también a los turistas. Como resultado del cumplimiento de estos objetivos, se espera que estos ciudadanos tomen conciencia del valor beneficioso de los ecosistemas, la biodiversidad y del paisaje de los bosques en su economía, pero también en su salud física y mental al mantenerlos conectados y formando parte de su entorno.

En base a lo comentado, el objetivo general del proyecto es realizar un aprovechamiento de estos recursos forestales abandonados, a través de la recogida y transporte a la planta de compostaje que se va a diseñar y construir para su valorización y transformación en compost de calidad para la población del municipio. El proyecto mejorará el proceso actual de conservación forestal donde el estado de las masas abandonadas pone en riesgo la salud del monte y su hábitat, reduciendo el impacto producido por el aprovechamiento forestal tradicional.

2. Proyecto BIOCOMFOREST

La gestión forestal existente hasta el momento en la zona donde se va a desarrollar el proyecto (comarcas de El Valle y Pinares) es escasa, y el aprovechamiento de los recursos requiere de nuevas prácticas que transformen de manera integral dicha gestión forestal. Este proyecto contempla la mejora integral del sistema de aprovechamiento forestal para generar beneficios ambientales, socioeconómicos y evitar la degradación y el riesgo de incendios en el monte.

Para lograr esto, se implementarán actividades que aprovechen los recursos forestales de manera sostenible y generen valor para la zona. Como forma de aprovechamiento de recursos forestales, se llevará a compostaje el material orgánico proveniente de la limpieza y mantenimiento del bosque, como ramas y hojas que no se aprovechan y que sirven de combustible en posibles incendios. Este compost se puede utilizar como fertilizante natural en la agricultura local, lo que promoverá prácticas agrícolas más sostenibles y reducirá la dependencia de fertilizantes químicos. Incorporando residuos orgánicos domésticos derivados de la poda de jardines, permitirá favorecer a los vecinos con beneficios económicos como rebajas en los impuestos derivados de estas acciones. Como resultado final, se diseñará y construirá una planta de compostaje donde se gestionarán los recursos forestales mencionados.

Asimismo, se fomentará la sensibilización y concienciación de la población circundante y turistas sobre la importancia de la conservación del bosque y el uso responsable de sus recursos. Se llevarán a cabo campañas de educación ambiental para destacar los beneficios ambientales y socioeconómicos de la gestión forestal sostenible, incluyendo el compostaje como una forma de aprovechamiento de residuos forestales.

El proyecto va a promover la bioeconomía forestal y generar empleo verde en las comarcas de El Valle y Pinares en el municipio de El Royo (Soria). Se aprovecharán de manera sostenible los recursos forestales, incluyendo los residuos madereros, para la producción de compost de calidad en una planta de compostaje diseñada y construida en el marco del proyecto. Se impulsarán prácticas forestales sostenibles, promoviendo la educación ambiental y garantizando la conservación de los ecosistemas, minimizando los insumos de fertilizantes minerales y mejorando los suelos. Además, se establecerá el Centro Micológico de El Royo, que permitirá fomentar el conocimiento micológico y promover el turismo relacionado. De esta forma, se diversificará la economía local y la generación de oportunidades de empleo, impulsando así el desarrollo sostenible en la región.

En el proyecto BIOCOMFOREST participan dos socios, que son el Ayuntamiento del municipio de El Royo y la Universidad de Valladolid (Campus de Palencia), y las actividades se

desarrollarán entre los años 2024-2025. Para cubrir los objetivos del proyecto se han definido tres fases:

Fase 1. Identificación y valorización de los residuos orgánicos compostables. Identificación de los puntos y determinación de la frecuencia óptima de recogida de los recursos forestales.

Para un correcto aprovechamiento de los recursos forestales es necesaria una etapa de diagnóstico de situación donde se evaluarán los residuos forestales disponibles (además de residuos orgánicos provenientes de la siega y poda de jardines y huertas), y se establecerán los puntos de recolección para cada uno de ellos. Esta fase es necesaria para organizar y planificar las acciones relacionadas con el diseño de la planta de compostaje y la planificación del proceso a realizar en dicha planta.

Fase 2. Diseño y construcción de la planta de compostaje. Puesta a punto y en funcionamiento de la planta de compostaje. Seguimiento del proceso.

En esta fase se rehabilitará una nave en desuso para utilizarla como infraestructura de la planta de compostaje. Se adquirirá la maquinaria necesaria, y se contratará personal para su entrenamiento y formación como maestros compostadores en el ámbito medioambiental y de economía circular en un entorno rural propicio. Con los materiales recogidos en el monte se procederá a poner a punto el proceso de compostaje del cual se realizará el seguimiento para obtener un compost de la mejor calidad posible.

Fase 3. Concienciación y educación ambiental en bioeconomía forestal. Promoción de la micología como vehículo fortalecedor de la economía local.

En esta última fase del proyecto se realizarán diversos tipos de acciones de educación ambiental con el objetivo de que los ciudadanos aprendan que protegiendo el bosque están protegiendo su biodiversidad animal y vegetal, los suelos, el agua y el aire, lo cual les aportará un beneficio saludable, además de contribuir al mantenimiento de la economía local. La difusión y divulgación de las actividades del proyecto formarán parte de este plan de educación ambiental.

3. Bibliografía

Junta de Castilla y Léon. 2002. Plan Forestal de Castilla y León. https://medioambiente.jcyl.es/ (Fecha de consulta 05/06/2023)

4. Agradecimientos

Este proyecto está financiado por la Fundación Biodiversidad REF: BF171, a través de la convocatoria: Apoyo a proyectos transformadores para la promoción de la bioeconomía ligada al ámbito forestal y la contribución a la transición ecológica en el Marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia - financiado por la Unión Europea - NEXTGENERATIONEU para el ejercicio 2023. B. Molinuevo-Salces agradece a la AEI la financiación recibida a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/5011000110.

VALORIZACIÓN DEL COMPOST MEDIANTE LA RECUPERACIÓN DE FÓSFORO Y PROTEÍNAS

Paula Calvo de Diego[1], María Cruz García-González[1], Matías B. Vanotti[2], Ernesto Gómez-Sobrino[1], Laura Buzón-Durán[1], Mercedes Sánchez-Báscones[1] y Beatriz Molinuevo-Salces[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España.
[2]Agricultural Research Service, Coastal Plains Soil, Water and Plant Research Center, United States Department of Agriculture, 2611 W. Lucas St., Florence, SC 29501, USA.
beatriz.molinuevo@uva.es

Resumen: El rápido desarrollo de las industrias ganaderas da lugar a la generación de grandes volúmenes de subproductos. Éstos contienen nutrientes que si no se gestionan de forma adecuada podrían provocar efectos nocivos para el medioambiente. Sin embargo, estos contaminantes potenciales son productos de valor añadido para diversas aplicaciones industriales. El objetivo de este estudio es la valorización del compost, mediante la recuperación de fósforo y proteínas. El compost utilizado procedía del compostaje de gallinaza y vegetales. La metodología utilizada fue propuesta por Vanotti y Szogi (2020) para extracción de fósforo y proteínas de deyecciones ganaderas. Esta metodología se divide en dos pasos: 1) Extracción mediante disolución ácida y 2) Extracción mediante disolución alcalina. Se adaptó esta metodología para la extracción en muestras sólidas, compost, con un 75% de sólidos totales. Se llevaron a cabo dos métodos: método A) Extracción en dos pasos: en medio ácido del fósforo y en medio alcalino de las proteínas y método B) Extracción directa en medio alcalino de las proteínas. Mediante el método A se obtuvieron recuperaciones de fósforo y proteínas del 50% y 41%, respectivamente. Estos valores fueron menores que los obtenidos a partir de sólidos de purín en el método original, donde se obtuvo un 100% en ambos nutrientes. Esto puede deberse, a que el compost es un producto estabilizado y presenta mayor dificultad en la extracción de nutrientes. Mediante el método B la recuperación de proteínas fue del 70%, 1,7 veces mayor que la obtenida con el método A. La extracción directa de proteínas resultó ser más eficaz que la extracción en dos pasos. Sin embargo, es necesario seguir investigando para la optimizar este novedoso método de valorización de compost.

Palabras clave: compost, extracción, fósforo, proteína.

1. Introducción

Los nutrientes como el fósforo y las proteinas son componentes vitales para las plantas, los animales y las personas. En la naturaleza las plantas obtienen fósforo principalmente del suelo, generando pocas pérdidas al medio ambiente. Sin embargo, en algunos ecosistemas agrícolas los nutrientes son aplicados intensivamente en los suelos, siendo una parte aprovechada por los cultivos y otra parte arrastrada por lixiviación y volatilización. Por lo que la sobrefertilización de los suelos, puede dar como resultado problemas de contaminación (Buckwell y Nadeu, 2016). Por otro lado, las proteínas son uno de los nutrientes más importantes dentro de la alimentación animal. De cada 8,7 kg de proteínas ingeridas por un cerdo, 5,8 kg son expulsadas en forma de deyecciones (García González y col., 2015). Por tanto, las deyecciones ganaderas presentan una gran cantidad de nutrientes y es necesaria su gestión para evitar problemas de contaminación. Uno de los posibles tratamientos es el compostaje, dando como resultado un producto estabilizado de fácil gestión y rico en nutrientes para ser usado como enmienda orgánica en agricultura (García González y col., 2015). Los nutrientes como el fósforo y lel nitrógeno contenido en las proteínas aumentan su concentración durante el proceso de compostaje, ya que durante este proceso se alcanzan altas temperaturas lo que lleva a la perdida de humedad y por tanto de volumen, obteniendo un compost final con nutrientes más concentrados. El compost es utilizado de forma habitual para aplicar a campo como enmienda

orgánica, pero para un mayor aprovechamiento de estos nutrientes y evitar la pérdida de los mismos, es de gran interés utilizar métodos de extracción.

El objetivo de este estudio es la valorización del compost mediante la recuperación de fósforo y proteínas. Para ello, se estudiaron dos métodos de extracción: 1) un método en dos pasos, que combina la extracción de fosforo y proteínas y 2) la extracción directa de proteínas.

2. Material y Métodos

En este trabajo se ha adaptado el método para la recuperación de fósforo y proteínas propuesto por Vanotti y col. (2020). Este método fue desarrollado para la extracción en deyecciones ganaderas líquidas. En este estudio, el sustrato utilizado fue compost de gallinaza y residuos vegetales procedentes de viticultura, con un contenido en sólidos totales del 75%. Se evaluaron dos métodos para la extracción de los nutrientes: método 1) Extracción en dos pasos: extracción en medio ácido para el fósforo y en medio alcalino para la extracción de proteínas y método 2) Extracción directa en medio alcalino de proteínas.

2.1 Método de extracción en dos pasos: Extracción de fósforo y proteínas

En la figura 1 se muestra un esquema del método de extracción en dos pasos. Se tomó una muestra de 2 g de compost en base seca. La extracción ácida se realizó en una proporción 1:10 (sustrato en base seca: ácido) con ácido sulfúrico 0,25 M por agitación durante 30 minutos y posterior centrifugación a 20ºC y 3600 rpm durante 30 minutos. Luego se realizó un lavado del precipitado con agua siguiendo el mismo procedimiento. El sólido resultante se llevó a la extracción alcalina. Se realizaron cuatro réplicas.

La extracción alcalina se realizó en una proporción 1:10 (sustrato en base seca: solución alcalina) con hidróxido de sodio 0,4 M durante 20 min de agitación, 10 minutos de dispersión y un paso de centrifugación durante 30 minutos a 20ºC y 3600 rpm. A continuación, se realizó un lavado del precipitado con agua agitando durante 30 minutos y posterior centrifugación a 20ºC y 3600 rpm durante 30 minutos.

2.2. Método de extracción directa de proteínas

Se tomó una muestra de 2 g de compost en base seca y se procedió directamente a la extracción alcalina, donde realizó en una proporción 1:10 (sustrato en base seca: solución alcalina) con hidróxido de sodio 0,4 M durante 20 min de agitación, 10 minutos de dispersión y se centrifugó a 20ºC y 3600 rpm durante 30 minutos. Luego se realizó un lavado del precipitado con agua agitando durante 30 minutos y posterior centrifugación a 20ºC y 3600 rpm durante 30 minutos. Este procedimiento, es el mismo que el llevado a cabo en el Paso 2 de la extracción en dos pasos, cuyo esquema se presenta en la Figura 1.

2.3. Análisis

Se determinaron las concentraciones de fósforo y proteínas en todos los extractos obtenidos. Para el análisis de fósforo se utilizó el método 4500 de fósforo de los métodos estándar de EE. UU para el análisis de agua y aguas residuales. Las proteínas se determinaron analizando el contenido en nitrógeno total Kjeldahl (NKT) y en nitrógeno amoniacal (APHA 2005). A continuación, el nitrógeno amoniacal se restó del NKT y el resultado se multiplicó por un factor de conversión de 6,25, obteniendo así el contenido en proteínas.

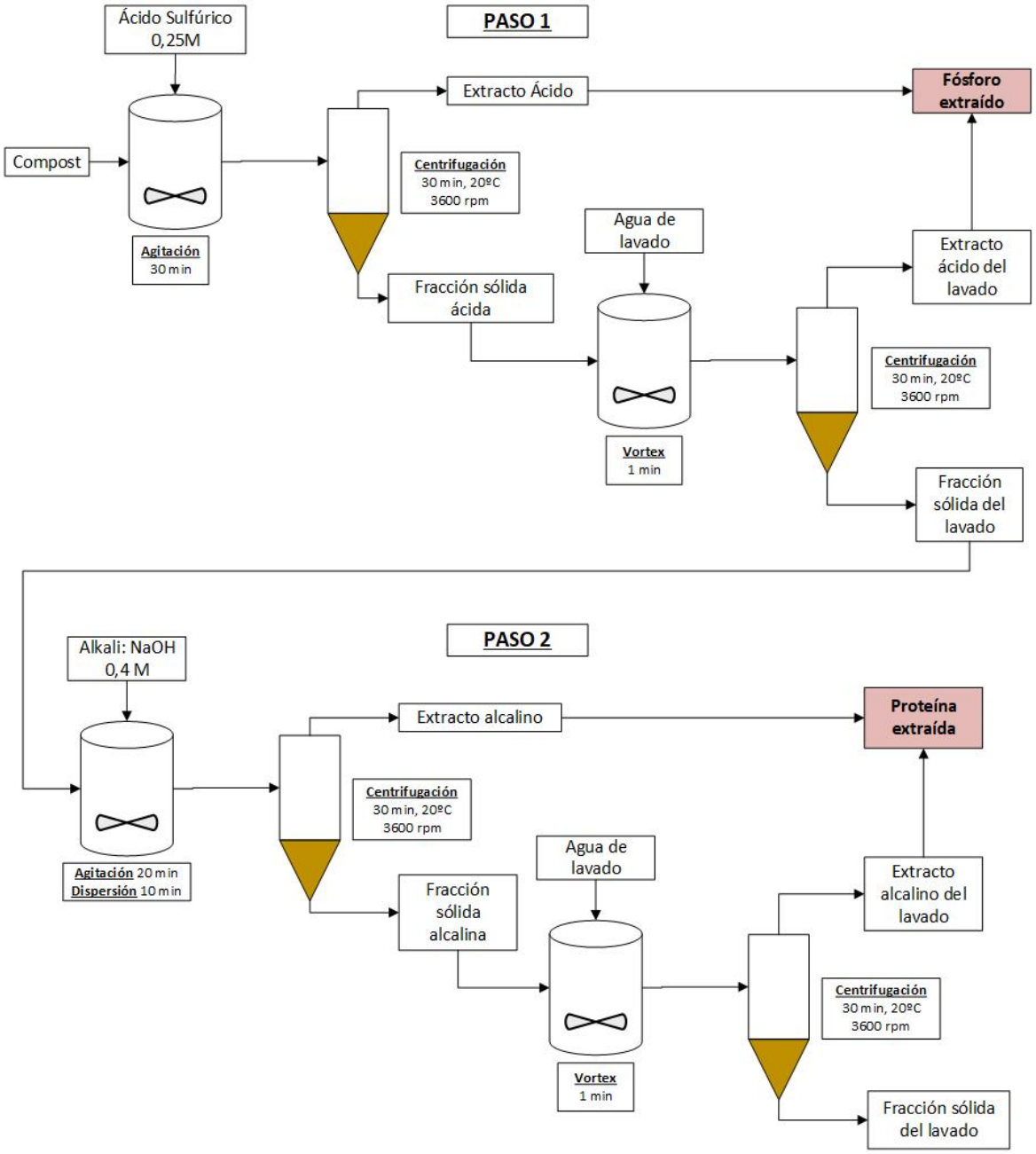


Figura 1. Esquema del método de extracción en dos pasos.

3. Resultados y Discusión

3.1 Resultado del método de extracción en dos pasos: Extracción de fósforo y proteínas

En la Tabla 1 se muestran los resultados obtenidos mediante el método de extracción en dos pasos. Se obtuvieron recuperaciones totales de fósforo y proteínas del 50% y 41%, respectivamente. Estos valores de recuperación son significativamente menores que los obtenidos por Vanotti y col. (2020) a partir de fracción sólida de purín en el método original, donde se recuperó un 100% tanto para el fósforo como para la proteína. Esto podría ser debido, a que el compost es un producto más estabilizado y presenta mayor dificultad en la extracción de nutrientes.

Tabla 1. Resultados obtenidos en el método de extracción en dos pasos. Los resultados son medias de 4 réplicas.

	Compost	Extracción ácida		Extracción alcalina		Total Recovery	
	mg	mg	%	mg	%	mg	%
Fósforo	22,01(0,09)	10,71(0,62)	48,66(2,72)	0,36(0,14)	1,65(0,63)	11,07(0,62)	50,32
Proteínas	294,00(1,25)	0,00	0,00	119,75(9,15)	40,73(3,18)	119,75(9,15)	40,73

3.2 Resultado del método de extración directa de proteínas

En la Tabla 2 se muestran los resultados del método de extracción directa de proteínas. Se observa que la recuperación de proteínas fue del 70%, lo que supone una recuperación 1,7 veces mayor que la recuperación obtenida con el método en dos pasos. Este valor fue significativamente menor que la obtenida en el método original, que fue del 100%. Esta diferencia puede ser debida a que el compost es un producto más estable, y por tanto, la extracción de los nutrientes es más compleja. Además de la extracción de proteínas, se observó un 16% de recuperación de fósforo, que posiblemente estaba ya en estado soluble en el compost, que pese a la separación, aún estaba presente en la fracción sólida del purín (Pagliari y col., 2012).

Tabla 2. Resultados obtenidos en el método de extracción directa de proteina. Los resultados son medias de 4 réplicas.

	Compost	Extracción alcalina	
	mg	mg	%
Fósforo	22,83(0,87)	3,68(1,35)	16,10(5,80)
Proteínas	305,01(11,65)	212,90(25,52)	69,93(9,42)

4. Conclusiones

Para la extracción de proteínas, el método de extracción directa a partir de compost resultó ser más eficaz que la extracción en dos pasos, obteniendo recuperaciones de hasta el 70%. La extracción en dos pasos resulto tener una recuperación de fósforo y proteínas significativamente menor, siendo del 50,3% y 40,7% Dado que compost es un producto estabilizado, la extracción de nutrientes puede ser más compleja. Por tanto, es necesario seguir investigando para la optimizar este novedoso método de valorización de compost.

5. Bibliografía

APHA, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Seventeenth ed. American Public Health Association, Washington, DC. 1796 pp.

Buckwell A., Nadeu E., 2016. *Nutrient recovery and reuse (NRR) in European agriculture. A review of the issues, opportunities, and actions*. Ed. RISE Foundation, Brussels. 94 pp.

García González, M.C., Fradejas Herrera, B., Riaño Irazabal, B., León Cófreces, C. 2015. *Guía de gestión de deyecciones ganaderas en Castilla y León.* Ed. Junta de Castill y León.

Pagliari, P. H., Laboski, C. A. 2012. Investigation of the inorganic and organic phosphorus forms in animal manure. *J. of env. quality* 41(3), 901-910.

Vanotti, M. B., Szogi, A. A., Herrero, R. M. 2020. Extraction of amino acids and phosphourus from biological materials. *U.S. Patent No. 10,710,937*. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office.

6. Agradecimientos

B. Molinuevo-Salces agradece a la AEI la financiación recibida a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/5011000110.

OPTIMIZACIÓN DEL CO-COMPOSTAJE DE RESTOS DE VIVERO DE VID

Ana García-Rández[1], Carlos Gómez[1], Mª Dolores Perez-Murcia[1], Encarnación Sabater[1], Enrique Agulló[1], Javier Andreu[1], M. T. Cháfer[2], R. Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Univ. Miguel Hernández, Carretera Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante E03312, España
[2]Instituto Ingeniería Alimentos para el Desarrollo, Dpto Tecnología Alimentos, Univ. Politécnica València, E46022, España.
angarran@hotmail.com

Resumen: La Comunidad Valenciana dedica una superficie de más de 600 hectáreas a la producción de planta de vivero de vid, de las cuales mas del 60% se sitúan en la comarca de La Vall d'Albaida. Esta producción de planta de vid certificada genera en su procesado una elevada cantidad de restos leñosos entre los meses de noviembre a abril. Este material, con características similares a los sarmientos y de muy baja densidad aparente, se ha gestionado tradicionalmente mediante quemas en campo con el consiguiente perjuicio medioambiental y pérdida de recursos. El objetivo del presente ensayo fue comprobar la viabilidad del compostaje para la gestión y valorización de los restos de vivero de vid como material único y también mezclado con diferentes residuos agrícolas de proximidad. Se analizaron las características del residuo producido por 2 viveros de vid y se elaboraron 6 mezclas de compostaje diferentes a escala piloto (pila 1 y 2: únicamente con sarmiento, pila 3: con sarmiento y estiércol equino, pila 4: con sarmiento y gallinaza, pila 5 y 6: con sarmiento, gallinaza y restos agroindustriales como destrío de cítricos y alperujos). Todos los materiales de partida fueron caracterizados fisicoquímicamente, así como las mezclas iniciales y compost obtenidos con el fin de hallar la mezcla óptima desde el punto de vista de proceso y producto. Los buenos resultados obtenidos hasta el momento acreditan el potencial del agrocompostaje como técnica de gestión sencilla y económica de estos residuos de vivero.

1. Introducción

En la Comunidad Valenciana, se destinan más de 600 hectáreas a la producción de plantas de vivero de vid, con más del 60% de esta superficie ubicada en la comarca de La Vall d'Albaida. La producción de plantas de vid certificadas genera una considerable cantidad de residuos leñosos entre noviembre y abril. Este material, similar a los sarmientos y de muy baja densidad aparente, tradicionalmente se ha gestionado mediante quemas en el campo, lo que provoca un impacto ambiental negativo y una pérdida de recursos.

El compostaje de residuos de origen vegetal, como este tipo de sarmiento, no es una tecnología reciente, ya que siempre ha sido un método efectivo para gestionar y valorizar estos flujos residuales. A través del compostaje, se obtiene un material estabilizado que puede reincorporarse al ciclo productivo (Wei et al., 2017), lo que ayuda a resolver el problema de eliminación y reduce las emisiones de gases de efecto invernadero (Morales et al., 2016). No obstante, el compostaje de esta biomasa presenta varios inconvenientes debido a la presencia de compuestos recalcitrantes a la degradación, como la lignina, o de degradación lenta/moderada, como la celulosa y la hemicelulosa (Komilis et al., 2003). Estos factores dificultan y ralentizan el proceso, requieren grandes superficies (Khalil et al., 2008) y producen compost de baja calidad para su uso comercial (Zhang y Sun, 2017).

En este sentido y para optimizar el proceso de compostaje de la biomasa procedente de los viveros de vid se propusieron diferentes alternativas de co-compostaje con ingredientes como estiércoles y otros subproductos agroindustriales generados en la misma zona productora con el fin de obtener la mezcla óptima desde el punto de vista de proceso y producto.

2. Material y Métodos

2.1. Materiales de partida

El sarmiento procedente de los restos de poda de vivero de vid posee una relación C/N no adecuada para el desarrollo óptimo de un proceso de compostaje. En este sentido, se eligieron co-ingredientes para equilibrar las características físico-químicas de la mezcla y la calidad del compost final ene relación a su contenido fertilizante. Para aumentar el contenido en nitrógeno, fósforo y potasio de la mezcla se ensayaron 2 estiércoles (equino y gallinaza procedente de pollos de engorde) y 2 restos procedentes de la industria agroalimentaria (alperujo y destrío de frutos cítricos), siguiendo criterios de proximidad y disponibilidad. Las características físico-químicas de cada uno de estos materiales se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos de los 5 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)*
SARM	25,3	0,075	7,3	1,3	89,9	0,77	45,8	59,3	1,12	28,40	1,38	1.959
EST1	48,7	0,394	7,4	2,4	49,4	1,80	47,5	26,5	3,78	7,35	1,92	594
EST2	39,8	0,312	6,6	10,0	83,5	3,50	40,7	11,6	7,85	23,95	1,50	7.322
AGRO1	54,6	0,714	6,3	3,3	94,0	1,40	53,2	36,8	0,70	12,70	0,04	5.707
AGRO2	86,7	0,448	3,9	3,6	87,7	1,34	40,0	29,8	0,80	10,60	0,11	13.102

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; SARM: sarmiento; EST1: estiércol de caballo; EST2: gallinaza; AGRO1: alperujo; AGRO2: destrío de frutos cítricos. 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. Para el montaje se colocaron los materiales en capas alternas y una vez dispuestos se voltearon y regaron para obtener la homogeneidad y humedad necesaria. Para finalizar, las pilas se taparon con malla de sombreo para evitar la pérdida de humedad. Las mezclas iniciales se diseñaron utilizando la aplicación Compost Calculator by UMH garantizando una densidad, humedad y relación C/N iniciales adecuadas. 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 (kg y porcentaje en peso en materia fresca) de las mezclas ensayadas**.**

Nº PILA	**Ingredientes (% s.m.f)**				
	Sarmiento	Estiércol caballo	Gallinaza	Alperujo	Destrío de cítrico
P1	6.000 (100%)	-	-	-	-
P2	2.210 (100%)	-	-	-	-
P3	4.522 (43,7%)	5.830 (56,3%)	-	-	-
P4	4.590 (56,9%)	-	4.300 (43,1%)	-	-
P5	4.740 (44,5%)	-	4.270 (40,1%)	1.640 (15,4%)	-
P6	774 (20,7%)	-	1.395 (37,3%)	-	1.566 (42%)

La temperatura se midió en días alternos en cuatro puntos diferentes a lo largo de la pila utilizando una sonda digital manual. Se calculó el índice acumulado del proceso (EXI2) (Vico et al, 2018). Se realizaron 3 muestreos: M1, start-up o mezcla inicial (día 0) y M2, final de fase bio-oxidativa y M3, final de madurez. En estas muestras se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica (MOT), carbono orgánico total (COT), pérdida de materia orgánica, relación COT/NT, contenido nutrientes NPK y Na, los polifenoles solubles en agua (WSPol) se determinaron mediante el método modificado Folin-Ciocalteu en un extracto de agua 1:20 (p / v), según Bustamante et al., 2008. Finalmente, la fitotoxicidad del compost se evaluó con el índice de

germinación, que se determinó utilizando semillas de *Lepidium sativum L*. (Zucconi et al., 1981).

3. Resultados y Discusión

3.1. Resultados del proceso de compostaje

La tabla 3 resume los principales parámetros térmicos de cada uno de los procesos de compostaje, así como la duración de la fase bioxidativa, fase de maduración y volteos realizados. De estos resultados se deriva que la fase termófila es intensa en todas las pilas, especialmente en las pilas P3 (estiércol equino), P5 (gallinaza y alperujo) que presentan los valores máximos de EXI2 y de la ratio EXI2/días de bio-oxidativa. Las pilas P1 y P2, constituidas solo por sarmiento, muestran valores intermedios, mientras que los valores más bajos se presentan en P4 (sarmiento y gallinaza) y P6 (sarmiento, gallinaza y destrío de cítrico) lo que podría explicarse por el mayor contenido en polifenoles del destrío de cítrico. Todas las mezclas cumplieron con los criterios higiene exigidos en el Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, sobre la puesta en el mercado de productos fertilizantes.

Tabla 3. Principales características térmicas y de proceso de las 6 mezclas ensayadas

Parámetro	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Días fase bioxidativa	276	253	251	169	251	169
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	246	237	246	114	249	125
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	169	139	233	99	232	86
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	77	81	159	53	122	44
Temperatura máxima pila	75	73	79	72	79	74
Temperatura promedio pila	47	47	57	43	55	43
Temperatura mínima pila	17	24	13	18	13	27
Nº Días >40ºC/días fase bioxidativa	0,89	0,94	0,98	0,67	0,99	0,74
Índice EXI2 ($ºC^2$)	321.006	330.750	467.867	186.146	451.285	194.177
Ratio EXI2/días f. bio-oxid.	1.163	1.307	1.864	1.101	1.798	1.149
Dias de maduración	35	35	30	38	30	30
Volteos realizados	4	4	7	3	7	3

3.2. Resultados de producto obtenido: características de compost final

La determinación de las características fisicoquímicas (tabla 4) en las muestras de final de maduración (M3) permite caracterizar agronómicamente los 6 compost obtenidos, así como determinar su calidad con relación a su valor fertilizante, ausencia de compuestos fitotóxicos, madurez y estabilidad de la materia orgánica.

Tabla 4. Características de los 6 compost obtenidos

Parámetro	P1	P2	P3	P4	P5	P6
pH	8,6	8,3	7,4	8,4	7,6	8,6
CE (dS/m)	1	1,5	4,4	1,5	2,8	2,3
MOT (%)	40,4	51,7	38,7	24,6	31,3	28,3
COT	27,2	31,8	26,5	17,8	22,8	19,9
COT/NT	21,3	20	14,6	17,6	15,1	15,7
NT (%)	1,3	1,6	1,8	1	1,5	1,3
P_2O_5 (%)	0,33	0,1	1,1	0,6	1,5	0,7
K_2O (%)	0,7	1,1	1,6	1,4	1,2	1,5
Na (g/Kg)	0,3	0,3	1,6	0,5	0,8	0,7
Índice de germinación, IG (%)	72,9	77,5	90,9	84,9	87,1	80
Carbono extraíble (%)	4,9	7,1	4,9	2,7	4,3	3,8
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	2,1	2,8	1,8	1,2	1,5	1,3
Carbono de ácidos húmicos (%)	2,8	4,3	3,1	1,5	2,8	2,5
Relación de humificación, RH (%), C_{ex}/C_{OT} x 100	18	22,3	18,5	15,2	18,9	19,1
Índice de humificación, IH (%), C_{ah}/C_{OT} x 100	10,3	13,5	11,7	8,3	12,3	12,6

Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x100	57,1	60,6	63,3	54,8	65,1	65,8
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	1,3	1,5	1,7	1,2	1,9	1,9
Polifenoles (mg/kg)	546	993	586	354	602	720
Grado de estabilidad	V	V	V	V	V	V
Clasificación metales pesados	A	B	A	A	A	A

En la tabla se observa que las 6 enmiendas obtenidas poseen un pH neutro o básico, compatible con su uso agrícola, así como una CE baja, excepto para el compost realizado con estiércol de caballo (P3). Respecto al contenido en materia orgánica (MOT %) en todos los compost se cumple con lo establecido por el Real Decreto 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (MO ≥ 35%). El valor exigido en dicho Real Decreto para la relación C/N (<20) se cumple en todos los compost, excepto en P1 y P2 (solo sarmiento).

Así mismo, el contenido en compuestos fenólicos hidrosolubles del compost de alperujo (P5) se encuentra por debajo del valor máximo permitido en RD 503/2013 (<8%) establecido en el citado RD para los compost procedentes de alperujos (P5). El índice de germinación (>50%) indicó ausencia de fitotoxicidad en todos los compost obtenidos.

El contenido en ácidos húmicos fue mayor en la pila P2 con fase bio-oxidativa prolongada en el tiempo. Este hecho se puede contrastar con los mayores niveles que se obtuvieron de Relación de humificación (RH) e Índice de humificación (IH). Todos los compost pudieron considerarse como maduros según los autores Roletto y col, Iglesias Jiménez y Pérez García (1992).

A nivele fertilizante, se obtuvo mayor contenido en unidades fertilizantes en el caso de la pila P3, formada por sarmiento y estiércol equino a nivel de NT, P y K. P5 y P6 mejoran los contenidos en P y K respecto al compostaje en solitario de sarmiento (P2 y P1). Según los metales pesados analizados todos los compost se clasifican como Clase A, excepto P2 debido a las concentraciones de Cu observadas en el material inicial relacionados con los tratamientos antifúngicos que se realizan a la vid (datos no mostrados).

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos a nivel térmico del compostaje en solitario de sarmientos permiten indicar este compostaje como una buena opción de valorización de esta biomasa. A nivel de contenido fertilizante tanto los residuos agroindustriales ensayados como, en este caso, el estiércol equino han permitido optimizar el proceso dando lugar a un compost con mayor contenido en macronutrientes.

5. Bibliografía

Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Perez-Murcia, M.D.; Perez- Espinosa, A.; Bernal, M.P. Cocomposting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Sci. Technol*. 2007, 56, 187–192.

Jimenez, E. I., & García, V. P. (1992). Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, ecosystems & environment*, *38*(4), 331-343.

Komilis, D. P., & Ham, R. K. (2003). The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste management*, *23*(5), 419-423.

Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., & Jodice, R. (1985). Chemical parameters for evaluating compost maturity.

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.

Wei, Y., Li, J., Shi, D., Liu, G., Zhao, Y., & Shimaoka, T. (2017). Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. Resources, Conservation and Recycling, 122, 51-65.

Zhang, L., & Sun, X. (2017). Using cow dung and spent coffee grounds to enhance the two-stage co-composting of green waste. *Bioresource technology*, *245*, 152-161.

Zucconi, F. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 54-57

6. Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración “Agrocompost” entre la Conselleria de Agricultura, Ganadería y Pesca y la Universidad Miguel Hernández de Elche para la ejecución de proyectos de investigación y experimentación en compostaje. Los autores desean agradecer la disponibilidad, implicación y tiempo dedicado a las empresas colaboradoras Viveros Plantvid y Vides San Rosendo, del municipio de Aielo de Malferit.

GO-CHAMPLAST: CREACIÓN DE UNA NUEVA CADENA DE VALOR EN LA PRODUCCIÓN DE CHAMPIÑONES MEDIANTE LA ECONOMÍA CIRCULAR

Emilio Rascón[1], Daniela Ramírez[2] y Martin Hitzl[3]

[1]Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja, Carretera Calahorra km 4, C.P: 26560, Autol (La Rioja). investigacion@ctich.com
[2]AIMPLAS: Instituto Tecnológico del Plástico, Carrer de Gustave Eiffel 4, C.P: 46980, Paterna (Valencia). daramirez@aimplas.es
[3]Ingelia S.L., Calle de Jaume Roig 19, El Pla del Real, C.P: 46010, València (Valencia). marting.hitzl@ingelia.com

Resumen: El proyecto GO-CHAMPLAST tiene como objetivo la reducción de los residuos del sector del champiñón y su posterior valorización para la mejora de la productividad del sector agrícola. Es un proyecto innovador desarrollado por el Grupo Operativo formado por la Asociación Profesional de Productores de Sustratos y Hongos de La Rioja, Navarra y Aragón (ASOCHAMP-CTICH), el Instituto Tecnológico del Plástico (AIMPLAS), Ingelia S.L. y por los Agricultores de la Vega de Valencia (SAV) para crear soluciones sostenibles desde un enfoque basado en la economía circular para reducir residuos plásticos y valorizar residuos agrícolas (sustrato de post-cultivo de champiñón (SPCH) y poda), y sustituir los films de tipo mono uso y tratamiento térmico avanzado por bio-films compostables. AIMPLAS elabora los bio-films compostables, buscando sustituir los plásticos tradicionales usados en el sector de hongos cultivados. Una vez finalizado el cultivo, estos plásticos se retiran, lavan y reciclan. Esta innovación permitirá que los bio-films se composten directamente con el SPCH, una vez finalizado el cultivo. Ingelia S.L. ha sido la encargada de procesar el SPCH del cultivo del champiñón mediante un proceso de carbonización hidrotermal (HTC), que permite la obtención de un sustrato orgánico que puede ser utilizado nuevamente en el sector del champiñón como sustitutivo parcial de la tierra de cobertura. En ASOCHAMP se han realizado pruebas a escala piloto tanto de los bio-films como del Advanced Char (AC). Los bio-films se testan en condiciones reales de cultivo. Se realizan también 4 pruebas piloto con AC en cabina de cultivo.

Palabras clave: cultivo, sustrato, advanced char, bio-film, hongos cultivados

1. Introducción

España, con una producción superior a 160.000 toneladas (MAPA 2021), es el tercer productor de hongos cultivados a nivel europeo. En La Rioja cada año se producen unas 75.000 toneladas de hongos, lo que representa el 46% de la producción nacional y el 8% de la producción total europea.

Este cultivo utiliza residuos agrícolas para la elaboración del sustrato, como estiércol animal (gallinaza) y paja de cereal que se someten a un proceso de fermentación y pasteurización. Cuando el cultivo del hongo ha finalizado, el sustrato “agotado” (SPCH) se convierte en un subproducto. Alrededor de 3,3 toneladas de SPCH son generadas por cada tonelada de hongos cultivados (GEPC 2018). En Europa, se generan más de 3,65 millones de toneladas anuales, suponiendo unos costes para el sector de 29,2 millones de euros. Su manejo supone un gran desafío para los cultivadores de hongos, con un coste de entre 5 y 17 €/tonelada.

El SPCH es recompostado en pilas y mediante fermentación aerobia, lo que requiere grandes superficies para su manejo con largos periodos de compostaje de en torno a 6 meses. En la zona productora de La Rioja se generan anualmente más de 200.000 toneladas.

El sustrato que va al cultivo se encuentra formando paquetes de aprox. 20 kg recubiertos con polietileno perforado termosellable, lo que implica que para el tratamiento del SPCH se requiere una separación previa del film. Se generan de 4.300 t/año de este plástico en La Rioja, y 8.000 t/año en España.

GO CHAMPLAST es un proyecto de economía circular que nace para poner solución a esta problemática, apostando por la reducción de los residuos del sector del champiñón y su posterior

valorización para la mejora de la productividad del propio sector agrícola. Se presentan dos soluciones innovadoras:

- Nueva formulación de film compostable para sustituir al film plástico de origen fósil que se utiliza actualmente en el cultivo del champiñón.
- Obtener advanced char a partir de SPCH y otros residuos agrícolas para reducir el uso del material de cobertura tipo turba, de origen fósil, y para emplearlo como fertilizante que contribuya a mejorar los rendimientos en el sector del champiñón y otros cultivos agrarios.

El objetivo de estos ensayos es comprobar que los bio-films soportan todo el proceso de cultivo sin degradarse prematuramente ni afectando al correcto desarrollo del hongo, así como obtener una tierra de cobertura alternativa en la que el micelio coloniza adecuadamente y produce hongos viables.

2. Material y Métodos

2.1 Ensayos bio-film

Se han testado 8 bio-films. 6 bio-films destinados a la elaboración de paquetes para el cultivo de champiñón (*Agaricus bisporus*) y 2 bio-films destinados al cultivo de seta (*Pleurotus ostreatus*). Para estas pruebas piloto, se elaboraron en CTICH paquetes de 2-3 kg a partir de sustrato de cultivo comercial y los bio-films objeto de ensayo. Se utilizaron las condiciones estándar de cultivo: incubación en sala climática donde se mantiene las condiciones ideales de temperatura (25ºC) para que el micelio colonice el sustrato; fructificación y recolección, en cabina climatizada donde se pueden controlar los parámetros de temperatura ambiente, humedad, CO_2 y temperatura del compost. Se estudió el comportamiento del bio-film a lo largo del ciclo de cultivo.

Los bio-films para el cultivo de setas tienen que ser termosellables, de color negro (o de un color que no deje pasar la luz) y microperforados. Los bio-films para el cultivo de champiñón tienen que ser termosellables y microperforados.

2.2. Ensayos tierra de cobertura

Se realizaron 4 pruebas piloto con AC, obtenido a partir de SPCH, en cabina climatizada para el cultivo de champiñón. Cada ensayo consta de 5 tratamientos con 6 bloques cada uno: un control con 100% de tierra de cobertura tradicional y cuatro tratamientos sustituyendo esta tierra tradicional por un 10%, 20%, 40% y 50% de AC respectivamente. El AC se obtuvo mediante tratamiento de carbonización hidrotermal (HTC). El SPCH se sometió a un calentamiento (>200ºC) en agua bajo condiciones de autopresión (20 bar) (Hitzl M., 2018).

Como parámetros de calidad se estudiaron la productividad y humedad (Hammond and Nichols 1976). Se recogió la productividad media de cada tratamiento. La humedad se obtiene recogiendo una muestra representativa de champiñones de cada tratamiento, que se lamina y se seca durante 24 horas en estufa a una temperatura de 60ºC. Los estudios estadísticos se realizan mediante análisis de la varianza (ANOVA).

3. Resultados y Discusión

3.1 Bio-films

3.1.1 Bio-films para seta de ostra (Pleurotus ostreatus)

Los bio-films evaluados cumplen con las características requeridas para el cultivo. Los procesos de incubación y fructificación de este hongo se produjeron de forma correcta. Se obtuvieron 2 cosechas con estos bio-films sin mostrar degradaciones importantes al finalizar el cultivo. Estos dos bio-films fueron considerados aptos para realizar un futuro escalado industrial.

3.1.2 Bio-films para champiñón (Agaricus bisporus)

Los bio-films 1 y 2 no aguantaron el proceso de fructificación. (temperatura 22 – 25ºC y humedad ambiente del 90%). Aparecieron roturas y zonas degradadas por lo que no se consideraron aptos.

Los bio-films 3 y 4 no aguantaron las condiciones de incubación (temperatura 25ºC). Al finalizar el período de incubación se observaron perforaciones en la parte inferior de los paquetes, no se consideraron viables para seguir con la etapa de fructificación.

Los bio-films 5 y 6 soportaron las etapas de incubación y fructificación. Se obtuvieron 3 cosechas de champiñón y el bio-film no mostraba degradaciones importantes al finalizar el cultivo. Estos dos bio-films fueron considerados aptos para realizar un futuro escalado industrial.

3.2 Advanced char

En la figura 1 se muestran las productividades obtenidas en los distintos ensayos realizados. Durante el ensayo 1 con AC solamente se obtuvieron champiñones viables en el tratamiento control (100% tierra cobertura tradicional) y en los grupos con sustitución del 10% y 20% de AC respectivamente. Aunque las producciones obtenidas en las mezclas con AC fueron muy bajas comparadas con el control y también se obtuvieron champiñones con deformaciones “rosecomb”, estas deformaciones son producidas por la presencia de fenoles en el AC. No se realizó análisis estadístico debido a los resultados.

Los ensayos 2 y 3 produjeron champiñones viables en todos los grupos estudiados. No presentan diferencias significativas entre tratamientos.

El ensayo 4 obtuvo resultados similares al primer ensayo, con la diferencia de que se obtuvieron champiñones viables en todos los tratamientos, pero también aparecieron champiñones con la deformación “rosecomb” (Fletcher 2008) en todos los tratamientos con AC en su composición, siendo la incidencia mayor en los tratamientos con 40 y 50% de sustitución con AC. Los rendimientos obtenidos fueron bajos comparados con el control. También hay que destacar en este ensayo que, dentro de los tratamientos del 20, 40 y 50% de AC más de la mitad de los bloques no produjeron ningún champiñón. Debido a los resultados obtenidos con la alta incidencia de rosecomb y las productividades obtenidas, no se realizó análisis estadístico.

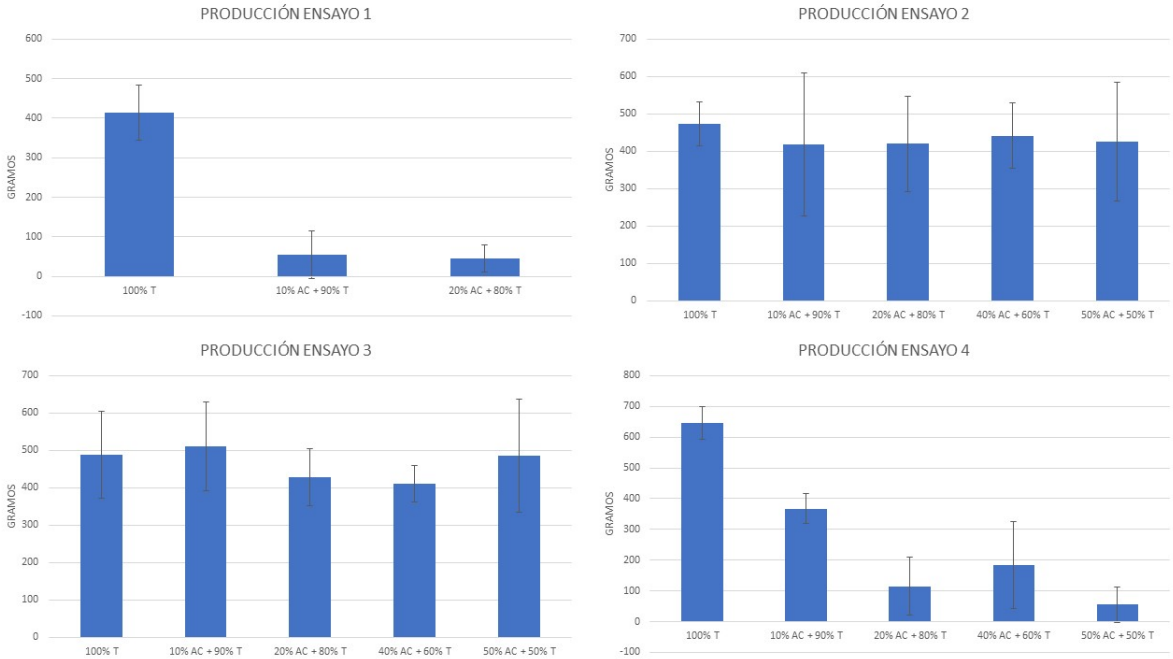


Figura 1. Resultados de productividad de los 4 ensayos realizados

La humedad de los champiñones de cada ensayo se encontraba en torno al 90%, lo que se considera una humedad normal. No aparecieron champiñones con coloraciones que provocaran su descarte para el mercado.

La diferencia en cuanto a productividad entre los ensayos 1 y 4 frente al 2 y 3, puede ser debida a que durante la optimización del proceso de obtención del AC a escala piloto no se consiguieron eliminar en su totalidad los compuestos fenólicos de los lotes para los ensayos 1 y 4. Compuestos que, como se ha comentado anteriormente, afectan al correcto desarrollo de los champiñones.

4. Conclusiones

Los bio-films estudiados durante el proceso de cultivo mostraron que sí que se puede obtener bio-films viables para el cultivo de champiñón y seta de ostra con las características que el sector demanda. Actualmente y gracias a los resultados obtenidos en estos ensayos, se están realizando las pruebas industriales con los bio-films seleccionados.

La utilización de advanced char, como sustitutivo parcial de la tierra de cobertura, para el cultivo de champiñón no es concluyente. Sí que se ha demostrado que algunos % de sustitución de la tierra de cobertura por AC es posible, por lo que se siguen realizando ensayos de cultivo con el AC.

5. Bibliografía

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2021) *Anuario de estadística 2021* https://www.mapa.gob.es/fr/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2021/default.aspx?parte=3&capitulo=07&grupo=6&seccion=44 (fecha de consulta: 01/06/2023).

Groupement Européen des Producteurs de Champignon (2018) https://www.infochampi.eu/ (fecha de consulta: 01/06/2023).

Hitzl M., Mendez A., Owsianiak M., Renz M., 2018. Making hydrochar sutibale for agricultural soil: A thermal treatment to remove organic phytotoxic compounds. *Journal of Environmental Chemical Engineering.* 6, 7029-7034.

Hammond J. B. W., Nichols R., 1976. Carbohydrate metabolism in *Agaricus bisporus* (Lange) sing.: Changes in soluble carbohydrate during growth of mycelium and sporophore. *Journal of General Microbiology.* 93, 309-320.

Fletcher J. T., Gaze R. H., 2008. *Mushroom pest and disease control*. Ed. Manson Publishing Ltd, London. 172 pp.

6. Agradecimientos

El presente proyecto de innovación de interés general se desarrolla financiado por grupos operativos de la Asociación Europea para la Innovación en materia de productividad y sostenibilidad agrícolas (AEI-Agri) en el marco del Programa Nacional de Desarrollo Rural 2014-2022 con fondos procedentes del Instrumento de Recuperación Europeo del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Proyecto financiado por el Fondo Europeo Agrario de Desarrollo Rural (FEADER). Intensidad de ayuda: 100% costes corrientes y 60% costes de inversión. El montante total de la ayuda es de 596.368,95 €. La autoridad encargada de la aplicación de la ayuda FEADER es la Dirección de Desarrollo Rural, Innovación y Formación Agroalimentaria (DGRIFA).

Unión Europea
Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural
Europa invierte en las zonas rurales
MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN
PNDR Programa Nacional de Desarrollo Rural 2014-2020
Financiado por la Unión Europea
NextGenerationEU

ANÁLISIS DE MATERIA ORGÁNICA EN PROCESOS DE COMPOSTAJE: METABOLÓMICA Y TERMOGRAVIMETRÍA

M.D. Pérez-Murcia[1], C. Álvarez-Alonso[1], M.A. Bustamante[1], N. Manrique[1], S. Sánchez-Méndez[1], F.J. Andreu-Rodríguez[1], L. Orden[1], I. Irigoien[2], M. López[3], R. Moral[1], C. Paredes[1], F.C. Marhuenda Egea[4*]

[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]Dpto. Bioquímica y Biología Molecular y Edafología y Química Agrícola. Universidad de Alicante, Alicante, España
frutos@ua.es

Resumen: El análisis de la materia orgánica (MO) en procesos de compostaje es uno de los puntos importantes para determinar que esa MO se ha transformado en un producto final estable y maduro, para un uso seguro en diferentes sectores como es su uso agrícola, en regeneración de suelos degradados, etc. Hay diversas aproximaciones experimentales y analíticas para estudiar la transformación de la MO durante el proceso de compostaje. El presente trabajo se centra en la caracterización de la fracción soluble de la MO de diversos materiales, dado que esta fracción soluble es la que es accesible a los microorganismos. Para esto se han empleado metodologías y técnicas analíticas del campo de la Metabolómica, como son la resonancia magnética nuclear (CP-MAS NMR) y el análisis térmogravimétrico (TG). Con estas técnicas se analiza la composición de la MO presente en la muestra, determinando que compuestos se degradan de forma preferente en la pila de compostaje. Para ello se ha determinado el valor de R1, las curvas de TG, así como con la primera derivada de la curva TG (DTG) y la calorimetría diferencial de barrido (DSC). En todas las pilas analizadas se ha podido observar que el valor de R1 va en aumento, lo que indica que se está produciendo una acumulación de los materiales más recalcitrantes durante el proceso de compostaje. Las pilas analizadas tenían composiciones muy diversas, y se formaron en diferentes localidades de la Comunidad Valenciana, lo que permite tener una visión muy amplia de diversos materiales iniciales y de las diferentes condiciones en las que se produjo el proceso compostaje.

1. Introducción

El proceso de compostaje implica la transformación de la materia orgánica presente por organismos aeróbicos. Este proceso es enormemente complejo y tiene lugar en diferentes fases, según la naturaleza de la materia orgánica presente (Moreno-Casco y Moral-Herrero, 2008). Los residuos de almazara, así como los alperujos, orujos y alpechines, presentan problemas para su adecuada gestión debido a sus peculiares características como la dispersión geográfica de su producción, estacionalidad y volumen de producción. El co-compostaje, como método de gestión sostenible de residuos de almazara mezclados con otros subproductos agroindustriales y ganaderos, se presenta en la actualidad como una alternativa sostenible a la gestión tradicional. Por ello, se han diseñado diferentes mezclas a compostar de residuos alperujos con diferentes tipos de podas y residuos ganaderos (gallinaza o purín) con la finalidad de obtener un producto final denominado compost que pueda ser utilizado como enmienda orgánica o sustituto de la fertilización inorgánica.

Es importante conocer la naturaleza de la materia orgánica y su transformación en cada una de las etapas, pues esa transformación es clave para evaluar de forma adecuada y completa el proceso de compostaje, garantizando tener un producto final seguro para su uso, tanto con fines agronómicos como de recuperación de suelos degradados, por ejemplo. Para evaluar la naturaleza de la materia orgánica se han utilizado diferentes técnicas analíticas. Dada la enorme complejidad de los materiales que forman el propio compost, hemos optado por técnicas

holísticas, como son el análisis TG y la espectroscopia de resonancia magnética nuclear en estado sólido (CP-MAS) (Dell'Abate et al., 2000; Martin-Mata et al., 2016; Muñoz et al., 2013; Nelson y Baldock, 2005; Smernik, 2005).

El análisis TG consiste en someter la muestra a un proceso de calentamiento que puede llegar hasta temperaturas de 1000 ºC. Según el tipo de atmósfera en el que tenga lugar el proceso de calentamiento, oxidante o inerte, se darán procesos de combustión o descomposición. Para caracterizar la materia orgánica, suele ser mejor estudiar el proceso de combustión, pues se observan procesos de combustión a diferentes temperaturas según la naturaleza de las moléculas presentes. En base a estos procesos, se pueden identificar materiales de tipo celulósico o materiales más recalcitrantes (Nelson y Baldock, 2005), así como calcular factores (R1) relacionados con el proceso de maduración de la materia orgánica. Mediante resonancia magnética nuclear (CP-MAS), podemos también evaluar la presencia de diferentes grupos funcionales y/o biomoléculas presentes en la muestra. Esta técnica es no destructiva, por lo que no perdemos la muestra en el análisis. Obtenemos información de los tipos de carbonos presentes, que mediante modelos matemáticos (Nelson y Baldock, 2005), nos permiten identificar biomoléculas como carbohidratos o proteínas presentes en la muestra.

El objetivo del presente trabajo es analizar un grupo de cinco procesos de compostaje mediante estas técnicas analíticas y obtener una adecuada caracterización de la evolución de la materia orgánica durante el proceso de compostaje.

2. Material y Métodos

2.2 Características de las pilas de co-compostaje

Los materiales empleados en las pilas de co-compostaje fueron bastante diversos, dependiendo de la localización y de los materiales disponibles. Se utilizó poda urbana, alperujo, gallinaza, purín, hoja de olivo, resto de chopo, sarmiento, orujo y chips de madera. Se prepararon cinco pilas en diferentes localizaciones: San Mateu, Todolella y La Salzadella (Castellón), y Quatretonda y Enguera (Valencia).

2.2 Métodos analíticos

Para los análisis realizados, las muestras se secaron y molieron en un mortero de ágata, después se pasaron por un tamiz de 0,125 mm y de nuevo se pasaron por el mortero de ágata. El análisis térmico se llevó a cabo con un espectrómetro de masas METTLER TOLEDO (TGA/SDTA851e/LF/1600). Todas las muestras se combustionaron con una corriente de oxígeno/helio (20/80%), una circulación de gas a 100 ml min^{-1} con un rango de temperatura de 25 a 700 ºC en un intervalo de 10 ºC min^{-1}, 20-25 mg de muestra y una cazoleta de Al_2O_3. Para el análisis de resonancia magnética nuclear de polarización cruzada y giro al ángulo mágico (Cross-Polarization Magic Angle Spinning Carbon-13 Nuclear Magnetic Resonance, CPMAS 13C-NMR) se utilizó un equipo BRUKER AVANCE DRX500 operando a 125.75 MHz para 13C. Las muestras se empaquetaron en un rotor de óxido de zirconio de 4 mm de diámetro con tampones de Kel-F y se giraron a 2000 ± 100 Hz. El tiempo óptimo de contacto para estas muestras en los experimentos CP-MAS fue de 1,0 ms. Se realizaron entre 2000 y 5000 barridos por muestra, con un tiempo entre barridos de 1,5 s. Los espectros se procesaron con un line broadening (LB) de 20 Hz. La distribución especial en el rango de desplazamientos químicos del carbono se calculó mediante integración de la señal en siete regiones: carbonilo (210-160 ppm), O-aromático (160-140 ppm), aromático (140-110 ppm), O_2-alquilo (110-90 ppm), O-alquilo (90-65 ppm), N-alquilo/metoxilo (65-45 ppm), y alquilo (45 a -10 ppm) (Nelson y Baldock, 2005). Esto sólo indica el tipo de C mayoritario en cada región.

3. Resultados y Discusión

Las muestras fueron analizadas, determinando diferentes características, como el C total, el N total y la materia orgánica total (MOT) presentes en las muestras (Tabla 1), así como el valor de R1. Este valor aumentó durante el proceso de compostaje, lo que indica una transformación y estabilización de la MO. También se analizaron las muestras mediante TG y CP-MAS, como se ha indicado en el apartado anterior (Figura 1 y Tabla 1). En todas las muestras se observó un proceso de combustión muy extenso, a temperatura baja (alrededor de 245 ºC), lo que indica que son muestras con un alto contenido en materiales de tipo celulósico (Dell'Abate et al., 2000). El contenido en materiales más recalcitrante, como ligninas o material alifático, fue poco abundante en las pilas analizadas.

Tabla 1. Materiales iniciales y muestras de las pilas (inicial y final). También se incluyen valores de NT, COT, MOT y R1.

INGREDIENTES/PILA	NT (%)	COT(%)	MOT(%)	R1
poda urbana (15%)/alperujo (65%)/gallinaza (20%)				
San Mateu - inicial	2,32	45,3	84,2	0,076
San Mateu - final	2,61	38,3	72	0,186
alperujo (30%)/purín (50%)/poda forestal (20%)				
Todolella - inicial	1,4	41,5	78,4	0,108
Todolella - final	2	34,4	66,5	0,274
alperujo (75%)/hoja olivo (10%)/gallinaza(15%)				
La Salzadella - inicial	2,5	49	85,9	0,059
La Salzadella - final	3,5	39,5	69,4	0,070
alperujo(64,6%)/hoja olivo (5,2%)/chopo(5,1%)/gallinaza(5,1%)				
Quatretonda - inicial	1,9	45,2	81,2	0,054
Quatretonda - final	2,0	35,4	66,3	0,077
alperujo(65,9%)/gallinaza(16,5%)/ hoja de olivo (1,6%)/sarmiento (5,3%)/orujo (8,5%)/chips madera (2,1%)				
Enguera - inicial	2,1	45,9	80,2	0,033
Enguera - final	2,2	30,6	47,9	0,438

Se muestran los perfiles de TG y los espectros de CP-MAS sólo de una de las pilas (Figura 1), pues en todos los casos se han obtenido perfiles y espectros muy similares.

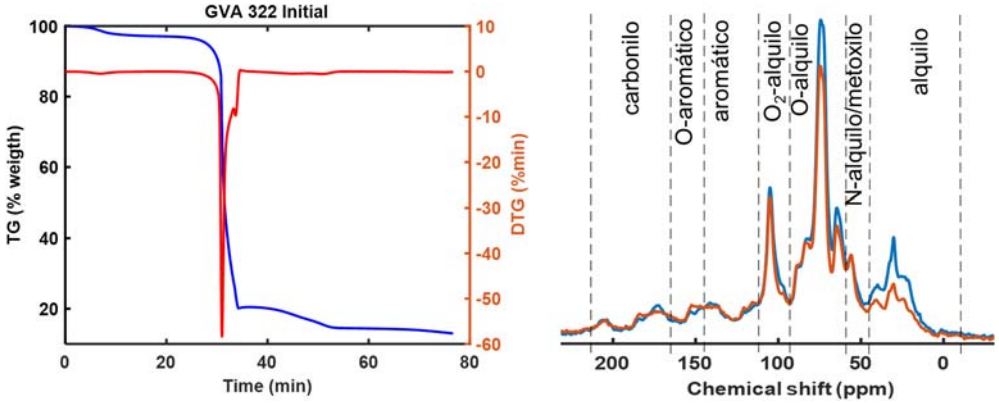


Figura 1. La gráfica de la izquierda corresponde al TG y DTG de la muestra inicial de la pila San Mateu. La gráfica de la derecha son los espectros CP-MAS de la muestra inicial y final de la pila.

En los espectros de CP-MAS se muestran las diferentes regiones en función del tipo de C presente. Estas regiones se pueden integrar y aplicar un modelo matemático (Nelson y Baldock, 2005). De esta forma, se observan unos valores del contenido en carbohidratos, proteínas y lignina como compuestos mayoritarios. Los datos indican que se produjo un consumo preferente de carbohidratos en todas las pilas, produciéndose un fenómeno de concentración de los otros compuestos (Figura 2). También se observó una degradación preferente de las moléculas de naturaleza alifática, como se puede ver en el espectro CP-MAS, con la disminución del pico correspondiente a los alquilo (45 a -10 ppm), ver Figura 2. Esto se puede deber a la abundancia de moléculas de este tipo por la presencia de alperujo en todas las pilas.

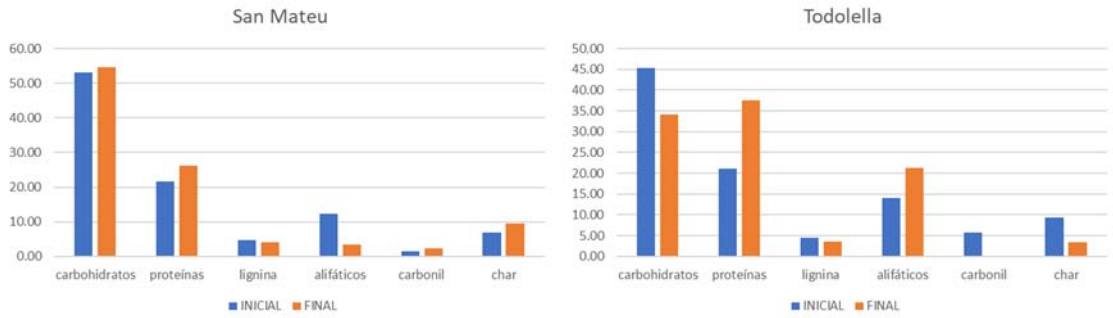


Figura 2. Compuestos presentes en muestras iniciales y finales de dos pilas de compostaje.

Esta aproximación para el análisis de la muestra completa, sin hacer extracciones, permite evaluar el proceso de compostaje, determinando que biomoléculas se degradan preferentemente (Nelson y Baldock, 2005).

4. Conclusiones

El análisis de las muestras de co-compostaje de residuos agroindustriales mediante TG y CP-MAS, permitió obtener una imagen muy clara de los procesos de transformación de la MO durante el proceso de compostaje. El valor de R1 aumentó en todas las pilas, indicando una degradación preferente de los carbohidratos y una concentración de otras biomoléculas, como las proteínas.

5. Bibliografía

Dell'Abate, M. T., Benedetti, A., & Sequi, P. (2000). Thermal methods of organic matter maturation monitoring during a composting process. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, *61*(2), 389-396. https://doi.org/10.1023/a:1010157115211

Martin-Mata, J., Lahoz-Ramos, C., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F. C., Moral, R., Santos, A.,…Bernal, M. P. (2016). Thermal and spectroscopic analysis of organic matter degradation and humification during composting of pig slurry in different scenarios. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(17), 17357-17369. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6838-3

Moreno-Casco, J., & Moral-Herrero, R. (Eds.). (2008). *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa.

Muñoz, M., Gomez-rico, M. F., & Font, R. (2013). Use of thermogravimetry for single characterisation of samples of the composting process from sewage sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, *103*, 261-267. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2013.01.001

Nelson, P. N., & Baldock, J. A. (2005). Estimating the molecular composition of a diverse range of natural organic materials from solid-state ¹³C NMR and elemental analyses. *Biogeochemistry*, *72*(1), 1-34. https://doi.org/10.1007/s10533-004-0076-3

Smernik, R. J. (2005). Solid-state C-13 NMR spectroscopic studies of soil organic matter at two magnetic field strengths. *Geoderma*, *125*(3-4), 249-271.

https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.08.003

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) financiado por el MCIN/ AEI /10.13039/501100011033. Los autores también desean agradecer a las cooperativas y empresas implicadas por su colaboración en este trabajo.

ASPECTOS LIMITANTES DEL COMPOSTAJE DE DESTRÍO DE GRANADA. CARACTERÍSTICAS NECESARIAS DE LOS COINGREDIENTES

Z. Emil Blesa Marco[1], Ana García-Rández[1], Joaquín Parra[2], Alfonso Giner[3], Carlos Baixauli[3], Mª Dolores Perez-Murcia[1], Encarnación Sabater[1], Enrique Agulló[1], Javier Andreu[1], Raul Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, carretera Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España

[2]Conselleria de Agricultura. Estación Experimental Agraria de Elche, carretera Elche-Dolores Km 1, 03290-Elche, Alicante

[3]Centro de Experiencias de Cajamar, camino del Cementerio Nuevo, s/n 46200, Paiporta, Valencia

Resumen: La Comunidad Valenciana produce 56.724 toneladas de granada en una superficie total de 3.678 hectáreas, de las cuales el 88% se sitúan en la provincia de Alicante. Las altas temperaturas registradas durante las últimas campañas han provocado una pérdida de calidad comercial del fruto lo que ha aumentado el porcentaje de fruta destinado a destrío. A pesar de su elevado contenido en materia orgánica total (84%) y su correcta relación carbono/nitrógeno (24,5), algunas características (polifenoles hidrosolubles=70.657mg/kg, pH=5,7) del fruto hacen inviable su compostaje en solitario. En este ensayo se estudió la viabilidad y potencial uso como co-ingredientes para el compostaje de diferentes materias primas de origen ganadero (estiércol ovino y vacuno), agrícola (poda de granada y níspero, restos de cultivo de alcachofa y otros hortícolas, restos de cultivo de plantas aromáticas) y ornamental (poda de adelfa). Así mismo, se determinó el potencial agronómico de los compost obtenidos como enmienda orgánica para el cultivo del granado. Durante 2022 y 2023 se llevaron a cabo 5 procesos de compostaje en sistemas abiertos con volteos mecánicos en la Estación Experimental Agraria de Elche (3 procesos) y en el Centro de Experiencias Cajamar (2 procesos). El contenido en destrío de granada en los procesos se situó entre el 28 y el 58% del peso fresco de la mezcla inicial. Se cumplieron con los requisitos de higienización exigidos en el Reglamento (UE) 2019/1009. El análisis de las diferentes propiedades fertilizantes y cualitativas del producto final indicaron que ambos compost poseen valor fertilizante medio, ausencia de compuestos fitotóxicos y catalogación como Clase A, B o C en función de la mezcla propuesta respecto al contenido en metales pesados.

Palabras clave: Restos agrícolas, enmienda orgánica, sostenibilidad, valor agronómico y economía circular.

1. Introducción

El aumento del destrío en la producción de granada en la Comunidad Valenciana está generando preocupaciones económicas y ambientales significativas. El destrío se refiere a la parte de la producción que se descarta debido a un problema de calidad, como defectos estéticos, daños por plagas o tamaño inadecuado. Este incremento en el destrío es generado principalmente por el aumento de las altas temperaturas registradas durante las últimas campañas, provocando una pérdida de la calidad del fruto en forma de una menor coloración rojiza y/o formación de manchas en la superficie del fruto.

El compostaje del destrío de granada no solo ofrece una solución sostenible para la gestión de residuos agrícolas, sino que también mejora la salud del suelo y reduce los costes de los fertilizantes. La integración de esta práctica de gestión de residuos agrícolas puede aumentar la

rentabilidad de la producción de granada y contribuir a una agricultura más sostenible en la Comunidad Valenciana.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales de partida

Se elaboraron 5 procesos de compostaje en sistemas abiertos con volteos mecánicos en la Estación Experimental Agraria de Elche (3 procesos) y en el Centro de Experiencias Cajamar (2 procesos). El principal ingrediente fue el destrío de granada generado como insumo propio, que se sitúo entre el 28 y el 58% del peso fresco de la mezcla inicial. Únicamente se obtuvieron residuos ajenos en el caso de los estiércoles que procedían de ganaderías locales.

Las características ácidas de la granada (pH < 6) y un contenido en polifenoles elevado (70.657 mg kg^{-1}) hacen inviable su compostaje en solitario. En este ensayo se estudió la viabilidad y potencial uso como co-ingrediente para el compostaje de diferentes materias primas de origen ganadero (estiércol ovino y vacuno), agrícola (poda de granada y níspero, restos de cultivo de alcachofa, restos hortícolas y restos de cultivo de plantas aromáticas) y ornamental (poda de adelfa). Las características fisicoquímicas y proporción de las mezclas (en m.f.) se representan en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de los ingredientes utilizados (s.m.s.).

	Ingrediente	% m.f.	H (%)	Da (Kg L^{-1})	pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	N (%)	P (g/kg)	K (g/kg)
GVA 407	RPP	16,7	42,3	0,237	8,9	5,8	75,8	2,0	2,7	25,2
	Poda 1	16,7	13,0	0,196	7,1	1,7	73,5	0,7	1,1	5,9
	Poda 2	8,33	22,9	0,143	6,7	3,7	70,8	0,9	1,2	13,0
	DSG 1	58,3	46,8	0,394	5,8	5,5	84,3	1,7	2,6	21,3
GVA 395	Poda 3	34,5	58,4	0,259	7,8	7,8	65,8	1,0	1,6	16,8
	EST 1	17,2	65,6	0,727	7,7	2,9	58,3	1,9	8,0	7.4
	DSG 2	48,3	77,9	0,665	4,3	3,1	95,9	1,3	1,6	10,7
GVA 425	EST 2	21,0	41,6	0,460	9,3	11,2	37,5	1,7	4,9	34,2
	Poda 5	11,5	11,2	0,123	5,6	4,0	94,7	1,1	1,9	8,9
	Poda 3	3,33	12,6	0,107	7,3	3,8	79,2	1,1	1,8	14,7
	DSG 1	49,0	46,8	0,394	5,8	5,5	84,3	1,7	2,6	21,3
	DSC	7,93	74,8	0,255	5,5	13,9	83,6	2,6	4,0	36,0
	Poda 9	7,31	26,7	0,093	6,1	4,0	89,4	1,3	1,9	12,9
GVA 397	DSG 1	44,6	46,8	0,394	5,8	5,5	84,3	1,7	2,6	21,3
	EST 3	38,2	19,7	0,337	8,9	8,5	54,4	3,2	7,4	36,8
	Poda 7	7,1	28,3	0,094	6,2	3,6	91,1	0,9	1,3	13,5
	Poda 8	10,1	18,6	0,067	6,9	3,7	90,3	1,3	2,0	15,9
GVA 404	DSG 1	26,7	46,8	0,394	5,8	5,5	84,3	1,7	2,6	21,3
	EST 2	31,1	41,6	0,460	9,3	11,2	37,5	1,7	4,9	34,2
	Poda 4	10,4	26,0	0,154	6,1	2,9	92,3	1,1	1,1	13,0
	Poda 9	31,8	37,5	0,235	5,7	2,9	86,7	0,8	0,8	5,8

m.f.: % de ingrediente en materia fresca; H: humedad; Da: densidad aparente; CE: Conductividad eléctrica: MOT: materia orgánica total; RPP: Restos planta y fruto pimiento; DSG 1 y 2: Destrío granada; DSC: Destrío coliflor; DSL: Destrío limones; Poda 1: Poda romero; Poda 2: Poda estevia; Poda 3: Poda alcachofa; Poda 4: Poda adelfa; Poda 5: Poda mixta; Poda 6: Poda limonero; Poda 7: Poda níspero; Poda 8: Poda tomillo; Poda 9: Poda granada; EST 1: Estiércol vacuno; EST 2: Estiércol ovino fresco; EST 3: Estiércol ovino maduro.

2.1 Diseño y sistema de compostaje

Las técnicas de compostaje utilizada fue la de pilas abiertas con forma troncocónica aireadas mediante volteos periódicos con pala acoplada a tractor. Se controló el proceso midiendo la

temperatura en días alternos en cuatro puntos distribuido por la pila mediante sonda de temperatura y se realizaron una media de 5 volteos. La humedad se controló para adecuarla al rango óptimo de 50-60% mediante riegos puntuales.

Se muestrearon tanto las materias primas empleadas, como la mezcla inicial y final de cada proceso, para poder determinar la evolución del compostaje y comparar el valor agronómico obtenido. Se analizaron parámetros fisicoquímicos siguiendo los métodos descritos por Bustamante y col. (2012).

3. Resultados y Discusión

3.1 Evaluación del proceso

En la Tabla 2 se muestra la evolución de los procesos de compostaje. Todas las mezclas cumplieron con los criterios de higienización de la UE 1009/2019. La fase termófila fue intensa para todas las mezclas, alcanzando temperaturas de 70ºC a los 7 días de media, debido probablemente al alto contenido en azúcares que tiene la granada. Se obtuvieron mayores tiempos de la fase bio-oxidativa en las mezclas GVA 397, 404 y 425.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 407	GVA 395	GVA 425	GVA 397	GVA 404
Días fase bioxidativa	56	73	189	274	235
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	44	50	186	229	160
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	41	39	143	124	67
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	26	15	36	28	6
Temperatura máxima pila	71,0	73,0	69,2	69,6	64,2
Temperatura promedio pila	46,2	44,2	47,2	43,7	38,6
Temperatura mínima pila	13,7	15,0	13,3	23,0	18,1
Nº Días >40ºC/ Días fase bioxidativa	0,786	0,685	0,984	0,836	0,681
Índice EXI2 (ºC^2)	97373	92349	151510	201863	134444
Ratio EXI2/días f. bio-oxid. (Tmax)	1739	1265	802	737	572
Madurez	30	30	47	62	69
Volteos	4	5	5	6	6

EXI^2: sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente.

3.1 Evaluación del producto

Las características de los compost finales se muestran en la Tabla 3. Se obtuvieron compost básicos, en algunos casos por encima del rango adecuado para su uso agrícola (6,0-8,5). La CE es alta para las mezclas (GVA 425, 397 y 404), restringiendo su uso en cultivos sensibles, principalmente por el alto contenido en sales que poseía el estiércol ovino y en menor medida los destríos (granada, coliflor y pimiento). El contenido en materia orgánica fue media en la mayoría de casos.

El índice de germinación (>50%) indico ausencia de fitotoxicidad. Se obtuvieron niveles de polifenoles inferiores a 0,8%. El contenido en ácidos húmicos y fúlvicos fue superior en las mezclas (GVA 425, 397 y 404), las cuales tuvieron fases bio-oxidativas y de madurez más prolongados en el tiempo. Este hecho se puede contrastar con los mayores niveles que se obtuvieron de Relación de humificación (RH), Índice de humificación (IH) y la Relación de Polimerización (RP).

A nivel fertilizante, se observó un mayor contenido en unidades fertilizantes en el caso de las mezclas GVA 425, 397 y 404 (NT y K_2O alto, y P_2O_5 medio).

Según los metales pesados analizados, se obtuvieron compost de las clases A, B y C (RD 506/2013 sobre productos fertilizantes). Los materiales limitantes fueron el estiércol vacuno por el alto contenido en Cr y Cu, los restos de coliflor por el contenido en Cu y el estiércol ovino por los niveles de Zn (datos no mostrados).

Tabla 3. Parámetros de calidad de los compost finales.

Parámetro	GVA 407	GVA 395	GVA 425	GVA 397	GVA 404
pH	8,8	8,4	8,5	8,7	8,5
CE (dS/m)	2,3	2,7	9,4	8,1	6,9
MOT (%)	46,6	25,7	42,5	46,5	40,7
COT/NT	38,6	16,2	12,7	9,3	12,2
NT (%)	0,8	1,2	2,2	2,9	2,1
P_2O_5 (%)	0,2	0,7	1,2	1,8	1,1
K_2O (%)	1,0	0,3	4,1	3,9	3,3
Na (g Kg^{-1})	0,5	12,5	5,2	5,3	4,9
IG (%)	112	67,2	56,7	55,4	52,7
Carbono extraíble (%)	2,5	3,7	10,3	12,1	7,4
Ácidos fúlvicos (%)	1,3	1,6	3,1	2,6	2,8
Ácidos húmicos (%)	1,2	2,1	7,2	9,5	4,5
RH (%)	8,5	19,3	36,5	44,2	29,7
IH (%)	4,1	10,9	25,7	34,6	18,2
RP	0,9	1,3	2,4	9,0	1,6
Polifenoles hidrosolubles (mg/kg)	762	849	5896	3037	1653
Grado de estabilidad	Estable V	Estable V	Estable V	Estable V	Estable V
Clase Compost	A	C	B	B	A

CE: Conductividad eléctrica: MOT: materia orgánica total; COT: carbono orgánico total; IG: Índice de germinación; RH: Relación de humificación; IH: Índice de humificación; RP: Relación de Polimerización.

4. Conclusiones

El compostaje se muestra como una alternativa económica, sencilla técnicamente y al alcance de productores locales. Las mezclas desarrolladas mostraron un buen desarrollo a nivel térmico, garantizando la higienización de los productos, corroborándose la eficiencia de los co-ingredientes para el éxito del compostaje de destrío de granada. Destacamos las mezclas GVA 425 y 397, que son las mezclas que contienen la mayor cantidad de destrío de granada admisible para obtener un proceso eficiente, obteniendo correcta higienización, humificación elevada y un mayor valor agronómico.

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, pp. 26-35.

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.

BIOCHAR: APORTACIONES PRESENTES Y FUTURAS EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE

Antoni Sánchez

Grupo de Investigación en Compostaje (GICOM)
Departamento de Ingeniería Química, Biológica y Ambiental
Universitat Autònoma de Barcelona
antoni.sanchez@uab.cat

Resumen: En los últimos años, el *biochar* (o biocarbón) está teniendo una gran presencia en innumerables artículos de investigación relacionados con las ciencias y tecnologías ambientales. En algunos trabajos publicados en revistas de alto impacto, se apunta que este material puede ser clave en aspectos tan relevantes como la mitigación del cambio climático, tanto por su efecto en la captura de carbono, como en sus ventajas en campos como la fertilización sostenible para la obtención de alimentos, la recuperación de aguas contaminadas o la remediación de suelos, entre otros. El campo del tratamiento biológico de residuos orgánicos no ha sido ajeno a la utilización de *biochar*. Por un lado, son numerosos los estudios en los que diferentes tipos de *biochar* mejoran la producción de biometano en procesos de digestión anaerobia. En el campo del compostaje, el *biochar* ha sido utilizado para minimizar la emisión de gases contaminantes (especialmente los causantes de efecto invernadero) y para la mejora de la calidad del compost, entre otras aplicaciones. Sin embargo, los mecanismos de actuación no están claros y, actualmente, su alta capacidad de adsorción convive con propiedades como el efecto DIET (*Direct Interspecies Electron Transfer*), para explicar dichos fenómenos. Este trabajo presenta una visión general de distintos trabajos en el ámbito del uso del *biochar* en procesos de compostaje, profundizando en las características del mismo y en los mecanismos a través de los cuales actúa este material.

Palabras clave: Captura y almacenamiento de carbono (CAC); Residuos orgánicos; Gases de efecto invernadero (GEI); COV (Compuestos orgánicos volátiles).

1. Introducción: ¿Qué es el biochar?

En la actualidad, el cambio climático es una realidad constatada por múltiples fenómenos medioambientales. También lo es su origen antropogénico, siendo una de las principales causas el consumo de las reservas geológicas de carbono y su posterior liberación a la atmosfera. En este contexto, la captura y almacenamiento de carbono (CAC) se basa en transformar el dióxido de carbono atmosférico en formas más estables en el tiempo (Osman y col., 2022) y ha ganado fuerza como estrategia para afrontar esta situación de emergencia climática.

El *biochar* o biocarbón es un material sólido rico en carbono similar al carbón, pero generado a partir de biomasa (Figura 1).

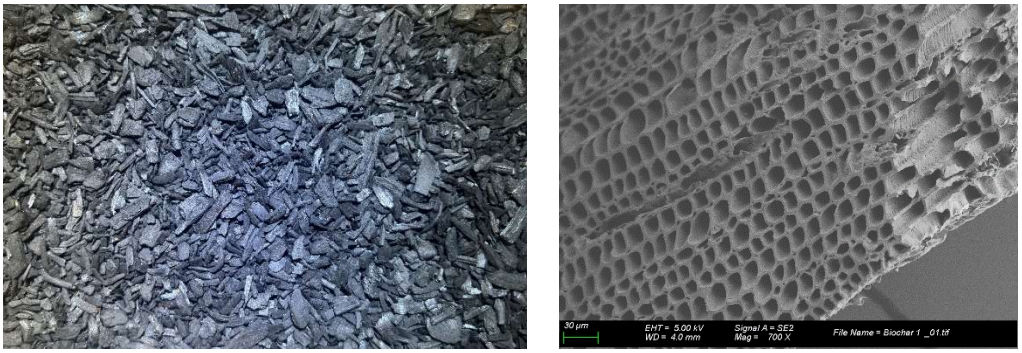


Figura 1. Imágenes de *biochar* a escala real y microscópica.

El *biochar* se produce mediante procesos termoquímicos a elevada temperatura (350-950 ºC) en condiciones anóxicas o anaerobias; principalmente mediante pirólisis, gasificación y carbonización hidrotermal (Bardi y col., 2023). El proceso más aplicado es la pirólisis, donde se obtienen mayoritariamente tres productos: un sólido (*biochar*), un líquido (*bio-oil*) y un gas (*syngas*). Operado de forma correcta, el proceso de pirólisis es energéticamente neutro, ya que la temperatura necesaria para la descomposición térmica del material se mantiene con el calor generado de la combustión de una pequeña parte de la biomasa. Al mismo tiempo, cambiando los parámetros de operación del proceso (materia prima, temperatura y presión) se puede obtener una proporción diferente de los tres productos, e incluso controlar las propiedades del *biochar* final. También es posible mejorar las propiedades del *biochar* una vez producido a través de métodos de activación, que pueden ser físicos (mediante dióxido de carbono, vapor, amoníaco, aire, oxigeno, etc.) o químicos (ácidos, bases y sales), y de modificación funcional (adición de heteroátomos, entre otros) (Chen y col., 2017).

2. *Biochar* y compostaje

La adición de *biochar* en el proceso de compostaje no surge solamente de una necesidad de almacenar el carbono (como tecnología de CAC). Se han realizado varios estudios sobre los efectos positivos que tiene este aditivo en el proceso de degradación de la materia orgánica y en el producto final que se obtiene, los cuales se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Beneficios del uso del biochar en el proceso de compostaje.

Beneficio	Mecanismo	Referencia de ejemplo
Mejora estabilidad fisicoquímica	- Ajuste de la humedad al rango deseado. - Aumento de la porosidad del material. - Extensión de la fase termófila.	Nguyen y col. (2022)
Reducción de emisiones gaseosas	- Adsorción de CH_4 y COV. - Reducción de la presencia de bacterias productoras de N_2O. - Incierta reducción de las emisiones de NH_3 a escala real.	Sánchez-Monedero y col. (2018)
Mejora calidad compost	- Retención de nutrientes en el compost debido a la disminución de emisiones gaseosas. - Inmovilización de metales pesados. - Conservación de propiedades del biochar como fertilizante.	Yang y col. (2024)

2.1 Estabilidad del proceso

Los primeros efectos positivos del *biochar* afectan a la estabilidad del proceso. La humedad se mantiene con más facilidad dentro del rango deseado, el pH suele aumentar al añadir *biochar*, favoreciendo un apropiado desarrollo de las comunidades microbianas. Debido a su porosidad, la adición de *biochar* también facilita la correcta distribución de oxígeno a través del residuo, disminuyendo así la posibilidad de la presencia de zonas anaeróbicas. Debido a la alta presencia de carbono, la presencia de biochar puede contribuir a ajustar la ratio C/N (Nguyen y col., 2022), aunque en este caso la mayor parte del carbón es recalcitrante.

Por otro lado, el *biochar* es un material con una capacidad calorífica muy alta, por lo que retiene de forma efectiva el calor generado en el proceso de compostaje (Wang y Akdeniz, 2024). Este es un factor positivo a tener en cuenta para materiales menos biodegradables, como el digestato, que ya ha pasado por un proceso de digestión previo, y donde el *biochar* contribuye a mantener las temperaturas termófilas y asegurar así la higienización del material.

2.2 Reducción de las emisiones gaseosas

El campo del compostaje donde se ha estudiado con mayor profundidad el efecto del *biochar* son las emisiones gaseosas del proceso, de forma que en la literatura científica pueden encontrarse numerosos trabajos relacionados con este tópico.

En general, cuando se introduce el *biochar* en la mezcla inicial, disminuye la concentración de los distintos contaminantes: amoníaco, GEI (metano y óxido nitroso, específicamente), COV y olores, mejorando así las propiedades del aire de salida del proceso de cara a su descontaminación y desodorización (Sánchez-Monedero y col., 2019). Quizás el caso del amoníaco es el que presenta más incertidumbres. La producción de este gas se da sobre todo en materiales con más nitrógeno (como el digestato de la fracción orgánica de los residuos municipales, los lodos digeridos y los purines). Curiosamente, la información que se encuentra en la literatura es confusa respecto a las emisiones de amoníaco. Por un lado, se defiende que el *biochar* reduce dichas emisiones (Firmino y Trémier, 2024), aunque también se ha observado lo contrario (Hestrin y col., 2020). Esta última opción se sostiene por otras investigaciones que describen que el mayor factor que contribuye a la emisión de este gas es la temperatura (Pagans y col., 2006). Como se ha mencionado anteriormente, se percibe un incremento en la temperatura del proceso de compostaje cuando se usa *biochar*, de forma que, a escala real, sería esperable que las emisiones netas de amoníaco se incrementaran. Sin embargo, la ausencia de estudios a esta escala hace que estos resultados necesiten ser validados.

2.3 Mejora de la calidad del compost

El *biochar* también es usado masivamente como fertilizante, pues añade estructura, porosidad y capacidad de retención de agua al medio al que se aplica (Osman y col., 2022). Asimismo, al reducir la emisión de gases, los átomos de estos quedan retenidos en el material llegando al compost final, donde la mayoría hacen la función de nutrientes. Otro de los beneficios de la presencia de *biochar* en el compost es la inmovilización de metales pesados presentes en el sustrato inicial. Estos metales pesados son perjudiciales para la salud del suelo y la salud humana y el biochar previene su entrada en la cadena trófica. De hecho, la adición del *biochar* no elimina estos elementos, pero los inmoviliza en su superficie, haciendo que no estén disponibles a la práctica (Wang y col, 2022).

3. Perspectivas y limitaciones

Existen varias incógnitas en relación con la aplicación del *biochar* en distintos procesos, incluido el tratamiento biológico de residuos orgánicos. La primera es la falta de consenso en la dosis o ratio óptima de aplicación. Es importante controlar la dosis y las propiedades fisicoquímicas del *biochar*, así como las condiciones de operación del proceso, para evitar efectos no deseados. Otro reto que surge de la bibliografía publicada hasta el momento es que, a menudo, la mayoría de los estudios publicados se han realizado a escala laboratorio, y su viabilidad a gran escala está aún por comprobar. En compostaje, esto afecta particularmente a la temperatura del proceso, puesto que cambios en esta variable no se aprecian a pequeña escala, pero en cambio tienen un gran efecto a escala real. Un aumento de la temperatura repercute negativamente en las emisiones de amoníaco, que tienen una gran repercusión en la emisión de olores y representan una pérdida del nitrógeno que podría contener el compost final (Pagans y col., 2006). Por ello, es necesario encontrar un equilibrio entre alcanzar una correcta higienización y reducir las emisiones de amoníaco. Más allá del propio proceso, se necesitan más estudios sobre el comportamiento del *biochar* en los procesos de compostaje, y los efectos que el compost resultante con biochar pueda tener una vez aplicado al suelo. Por ejemplo, hasta la fecha no existen estudios comparativos que hayan analizado el efecto del *biochar* en los cultivos dependiendo de si este se ha añadido en el compostaje o directamente en el suelo. Es evidente que, si el *biochar* adquiere protagonismo como aditivo en el proceso de compostaje, así como en el caso de la digestión anaerobia, estos estudios son imprescindibles.

4. Conclusiones

Esta comunicación repasa la evolución de la producción y el uso del *biochar*, inicialmente como estrategia de captura y almacenamiento de carbono y más tarde como aditivo para una amplia variedad de procesos. En el tratamiento de residuos orgánicos, la digestión anaerobia y el compostaje son dos de los procesos más estudiados. En este marco, el uso de *biochar* puede ayudar a mejorar el rendimiento de estos procesos y solucionar algunas de sus principales limitaciones en la actualidad. En compostaje, el *biochar* ayuda a reducir los problemas de emisión de GEI y malos olores, así como la dificultad para llegar a temperaturas elevadas que permitan la higienización de los materiales poco biodegradables. El elevado interés por esta tecnología en los últimos años ha promovido una gran cantidad de investigación que tiene como objetivo llegar a un consenso sobre su modo óptimo de aplicación, la cual necesita de aplicaciones a escala real para una implementación efectiva y sostenible a nivel ambiental y económico.

Bibliografía

Bardi MJ, Mutunga JM, Ndiritu H, Koch K, 2023. Effect of pyrolysis temperature on the physiochemical properties of biochar and its potential use in anaerobic digestion: A critical review. *Environ. Technol. Inno*. 32, 103349.

Chen Y, Zhang X, Chen W, Yang H, Chen H, 2017. The structure evolution of biochar from biomass pyrolysis and its correlation with gas pollutant adsorption performance. *Bioresource Technol*. 246, 101-109.

Firmino MV, Trémier A, 2024. Investigation of Biochar Ratio, Pyrolysis Temperature and Digestate Type Impact Over Nitrogen Losses Along Digestate Composting. *Waste Biomass Valori*. Published on-line: https://doi.org/10.1007/s12649-024-02516-1

Hestrin R, Enders A, Lehmann J, 2020. Ammonia volatilization from composting with oxidized biochar. *J. Environ. Qual*. 49, 1690-1702.

Nguyen M, Lin C, Hoang H, Sanderson P, Dang B, Bui X, Nguyen NSH, Vo DN, Tran H. 2022. Evaluate the role of biochar during the organic waste composting process: A critical review. *Chemosphere* 299, 134488.

Osman AI, Fawzy S, Farghali M, El-Azazy M, Elgarahy AM, Fahim RA, Maksoud MIAA, Ajlan AA, Yousry M, Saleem Y, Rooney D, 2022. Biochar for agronomy, animal farming, anaerobic digestion, composting, water treatment, soil remediation, construction, energy storage, and carbon sequestration: a review. *Environ. Chem. Lett*. 20, 2385-2485.

Pagans E, Barrena R, Font X, Sánchez A, 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere* 62, 1534-1542.

Sánchez-Monedero MÁ, Cayuela ML, Roig A, Jindo K, Mondini C, Bolan N, 2018. Role of biochar as an additive in organic waste composting. *Bioresource Technol*. 247, 1155-1164.

Wang Y, Li H, Lin S, 2022. Advances in the Study of Heavy Metal Adsorption from Water and Soil by Modified Biochar. *Water* 14, 3894.

Wang Y, Akdeniz N, 2024. Mathematical modeling of biochar's role in elevating co-composted poultry carcass temperaturas. *Waste Manage*. 173, 40-50.

Yang X, Hou R, Fu Q, Li T, Li M, Cui S, Li Q, Liu M, 2024. A critical review of biochar as an environmental functional material in soil ecosystems for migration and transformation mechanisms and ecological risk assessment. *J. Environ. Manage.* 360, 121196.

CAMBIOS ESTRUCTURALES Y COMPOSICIONALES EN EL COMPOST DE ALPERUJO DURANTE LA TORREFACCIÓN: UN ESTUDIO ESPECTROSCÓPICO

Marta P. Rueda[1], Francisco Comino[1], Víctor Aranda[2], María José Ayora-Cañada[1], Ana Domínguez-Vidal[1]

[1] Departamento de Química Física y Analítica, Universidad de Jaén, 23071, Jaén, España
[2] Departamento de Geología, Universidad de Jaén, 23071, Jaén, España
mprueda@ujaen.es

Resumen: Para obtener un fertilizante de alta calidad basado en compost de alperujo, se requiere un seguimiento exhaustivo del compostaje y establecer criterios para monitorizar la madurez del compost final. Estudios previos demostraron que someterlo a temperaturas entre 175-275 ºC, mejoraban su calidad y seguridad. Así, el objetivo de este trabajo es profundizar en la comprensión de los cambios que ocurren en su materia orgánica durante dichos tratamientos térmicos. Se consideraron muestras de compost de alperujo en diferentes estados de maduración, que fueron sometidas a 175, 225 y 275 ºC entre 1 y 5 horas. El estudio de las transformaciones en la materia orgánica se desarrolló mediante espectroscopía de infrarrojo medio y cercano, en combinación con Análisis de Componentes Principales (PCA) tras una estrategia de fusión de datos. Según los resultados, a 175 ºC se inducen alteraciones relacionadas con la degradación de proteínas, así como la pérdida de aceite residual y polisacáridos lábiles en compost frescos. Los cambios más destacables ocurren a partir de 225 ºC, aumentándose el contenido de compuestos aromáticos junto a la degradación de material celulósico. Este efecto se consigue con una hora de tratamiento al aplicar 275 ºC. Los compost torrefactados a dicha temperatura se caracterizan por una mayor abundancia de grupos carbonilo, y estructuras húmicas complejas. Así, los materiales obtenidos al calentar a 275 ºC fueron bastante similares independientemente de su estado de maduración inicial, siendo estos tratamientos térmicos una posible alternativa para acortar el tiempo de compostaje y obtener una enmienda orgánica estabilizada.

Palabras clave: Materia orgánica; Tratamiento térmico; Maduración; Espectroscopía Infrarroja; PCA

1. Introducción

La industria oleícola genera anualmente grandes cantidades de alperujo, principal subproducto derivado de la extracción de aceite de oliva mediante el sistema de centrifugación en dos fases. El alperujo es muy rico en materia orgánica fácilmente degradable y presenta una gran cantidad de taninos y polifenoles, responsables de la actividad antimicrobiana y su fitotoxicidad (Barbera y col., 2013). Para la valorización del material, su compostaje junto a otros residuos agrícolas y ganaderos permite la obtención de una enmienda orgánica capaz de inducir grandes efectos positivos en el cultivo, aumentando la fracción biodisponible de N, P y K, así como el porcentaje de materia orgánica, lo cual implica una mejora de la fertilidad y calidad del suelo (Fernández-Hernández y col., 2014).

El control del proceso de compostaje es fundamental para garantizar la obtención de un material con las propiedades óptimas para ser aplicado en campo, especialmente en relación a una materia orgánica estabilizada y ausencia de fitotoxicidad (Baddi y col., 2004). Para garantizar su efectividad, son muchos los factores que deben considerarse, incluyendo aquellos que dependen de la preparación de la mezcla inicial y del control del proceso. En este sentido, estudios previos del grupo de investigación han demostrado que la aplicación de tratamientos térmicos suaves (175-275 ºC) pueden mejorar la calidad y seguridad del producto final, reduciendo sus propiedades hidrofóbicas y fitotóxicas (Comino y col., 2020). Sin embargo, se necesita más investigación para entender los cambios composicionales que ocurren en la materia orgánica del compost de alperujo con la torrefacción. Por ello, en base a lo descrito en la bibliografía por Rueda y col., (2023), en este trabajo se apuesta por la espectroscopía de infrarrojo medio y cercano (FT-MIR y FT-NIR) en combinación con análisis de componentes

principales (PCA), como herramientas sencillas y rápidas para controlar estas modificaciones a nivel molecular. Asimismo, se evaluará el efecto de la torrefacción en muestras en distinto estado de maduración, lo cual puede ser de gran interés como una alternativa para reducir el tiempo de compostaje.

2. Material y Métodos

2.1 Muestras de compost de alperujo y tratamiento térmico

Las muestras de compost de alperujo empleadas proceden de INGNIA S.L. (Córdoba), una planta de compostaje que elabora su compost según las siguientes proporciones de materias primas: 68 % alperujo, 24 % estiércol de cabra mezclado con paja, 6 % de restos de poda de olivo y 2 % de estiércol de gallina mezclado con serrín. Se consideraron un total de diez compost en distintos estados de maduración: poco evolucionadas (< 10 semanas); evolucionadas (> 40 semanas) y completas (> 75 semanas). Las muestras fueron calentadas a 175, 225 y 275 ºC durante 1, 2, 3, 4 y 5 horas, así como a 300 ºC durante 5 horas.

2.2 Espectroscopía infrarroja y análisis quimiométrico

Los espectros de IR medio (FT-MIR) se recogieron con un espectrómetro FTIR Vertex 70 (Bruker Corporation, Alemania) equipado con un accesorio de reflexión total atenuada (ATR), en el rango de 400 a 4000 cm^{-1}. Por su parte, los espectros de IR cercano (FT-NIR) se registraron con un sistema de reflectancia difusa Antaris FT-NIR de Thermo Nicolet Corp., entre 4000 y 10000 cm^{-1}. La investigación de los cambios ocurridos en las muestras torrefactadas, se desarrolló con análisis PCA aplicados a los espectros IR. Para ello, previamente se aplicó una estrategia de fusión de datos, que consistió en concatenar los espectros FT-MIR y FT-NIR tras su normalización y centrado medio. Todos los tratamientos quimiométricos se desarrollaron con el software Solo+MIA 8.9.1 (Eigenvector Research, Inc.).

3. Resultados y Discusión

La Figura 1 muestra los espectros IR típicos para una muestra de compost de alperujo fresca tratada a las diferentes temperaturas.

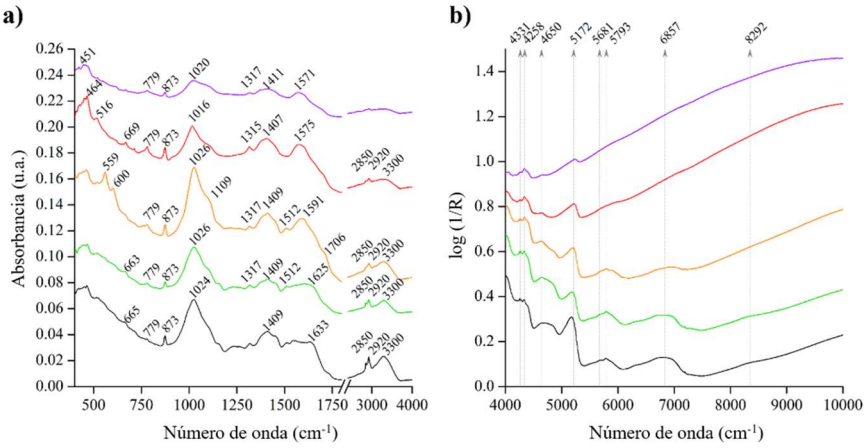


Figura 1. Espectros típicos a) FT-MIR y b) FT-NIR obtenidos para un compost poco evolucionado diferentes temperaturas: ■ No tratado; ■ 175 ºC; ■ 225 ºC; ■ 275 ºC; ■ 300 ºC

Los cambios mas destacables ocurridos en los espectros FT-MIR con el tratamiento térmico se asocian a la pérdida de grupos -CH_2- alifáticos y O-H en la región de 2800-3600 cm^{-1}, junto con un descenso y cambio en la forma de las bandas de carbohidratos en la zona entre 950 y

1200 cm^{-1}. En relación de los espectros de infrarrojo cercano, se observa un aumento en la intensidad de absorción a partir de 7000 cm^{-1}. Esta zona está influenciada por el tamaño de partícula y cambios de color, lo que implica un progresivo ennegrecimiento de las muestras con la temperatura.

Para combinar la información individual obtenida por ambas regiones de infrarrojo se empleó una estrategia de fusión de datos. Los resultados del PCA se presentan en la Figura 2.

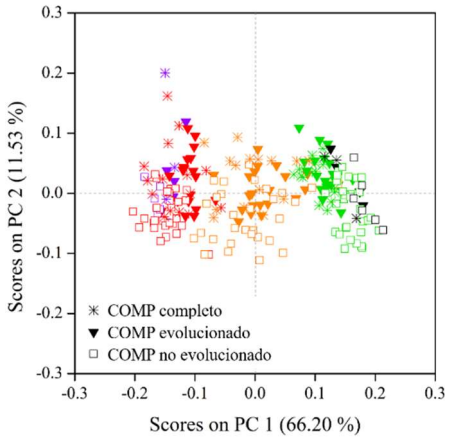


Figura 2. Gráfico de puntuaciones del PCA de los espectros infrarrojos de los compost originales y tratados térmicamente. ■ No tratados; ■ 175 ºC; ■ 225 ºC; ■ 275 ºC; ■ 300 ºC

El eje definido por el PC1 establece una tendencia clara de separación de las muestras en función de la temperatura, con puntuaciones positivas en el caso de las muestras no tratadas y aquellas sometidas a 175ºC. Además, es posible observar un solapamiento entre aquellas calentadas a 275 y 300 ºC, lo que sugiere cambios moleculares similares a ambas temperaturas. Para una mejor comprensión, así como para evaluar el efecto del estado inicial de maduración de las muestras, se desarrollaron también análisis quimiométricos por separado para cada temperatura.

Según el modelo elaborado para 175 ºC, el efecto de la temperatura apenas influye en la composición molecular de las muestras en comparación con aquellas no tratadas térmicamente. En este sentido, se observó principalmente la degradación de restos lipídicos procedentes del aceite residual presente en el alperujo, así como un incremento en bandas atribuibles a carbonatos. Cambios más destacables ocurrieron con el calentamiento a partir de 225 ºC. En la región IR medio, se observó claramente la pérdida de cadenas alifáticas (2920 y 2850 cm^{-1}). De hecho, esta disminución de grupos C-H también se reflejó en la menor absorción de las bandas a 4258, 4323, 5665 y 5781 cm^{-1} en la región del IR cercano al aplicar 275 ºC. Además, la disminución observada en las bandas de estiramiento de enlaces O-H a 3280 cm^{-1} y la pérdida de C-O a 1028 cm^{-1} pueden atribuirse a la degradación térmica de los materiales celulósicos. Por otro lado, las diferencias observadas en la relación de intensidades de las bandas de los enlaces C-H y O-H en la región MIR, sugieren que la pérdida de grupos O-H, a través de reacciones de deshidroxilación y deshidratación, parece ser prominente a 225 ºC, mientras que la degradación de las cadenas alifáticas es más relevante a 275 ºC. Además, con esta temperatura se produce un incremento de las bandas de IR asociadas a compuestos aromáticos. Todos estos cambios implican la formación de estructuras similares a los compuestos de tipo húmico y fúlvico, así como la descomposición de compuestos orgánicos lábiles. Es importante destacar que todos estos cambios se consiguen con tan solo 1 hora de tratamiento calentando a 275 ºC, caracterizándose los materiales resultantes por la presencia de grupos carbonilo en estructuras complejas y polimerizadas. Además, los compost torrefactados obtenidos por calentamiento a dicha temperatura fueron bastante similares independientemente de la etapa inicial de maduración, por lo que la torrefacción puede resultar en una alternativa atractiva para acortar el tiempo de compostaje y obtener enmiendas orgánicas controladas y estabilizadas.

4. Conclusiones

La fusión de la información contenida en los espectros FT-NIR y FT-MIR permitió comprender los cambios estructurales producidos en la materia orgánica del compost de alperujo con la aplicación de tratamientos térmicos suaves. Los principales cambios químicos implicaban un fenómeno de carbonización, con un aumento del contenido de estructuras aromáticas debido a procesos de deshidrogenación y desoxigenación por encima de los 225 ºC. A 275 ºC los procesos de desmetilación adquirieron mayor importancia, dando lugar a un aumento en la concentración de compuestos aromáticos y recalcitrantes. Este efecto se consiguió con sólo 1 hora de tratamiento a 275 ºC, mientras que al aplicar 225 ºC fueron necesarias al menos 2-3 horas. A 175 ºC se indujeron pocos cambios, siendo la degradación de proteínas el aspecto más relevante, junto a la degradación del aceite residual y de los polisacáridos más lábiles en compost menos evolucionados.

5. Bibliografía

Baddi, G.A., Alburquerque, J.A., Gonzávez, J., Cegarra, J., Hafidi, M., 2004. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *International Biodeterioration and Biodegradation* 54, 39-44.

Barbera, A.C., Maucieri, C., Cavallaro, V., Ioppolo, A., Spagna, G., 2013. Effects of spreading olive mill wastewater on soil properties and crops, a review. *Agricultural Water Management* 119, 43-53.

Comino, F., Aranda, V., Domínguez-Vidal, A., Ayora-Cañada, M.J., 2020. Improvement of quality and agronomic properties of raw organic amendment mixtures by thermal treatment. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 22, 159-166.

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.

Rueda, M. P., Comino, F., Aranda, V., Ayora-Cañada, M.J., Domínguez-Vidal, A., 2023. Understanding the compositional changes of organic matter in torrefied olive mill pomace compost using infrared spectroscopy and chemometrics. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 293, 122450.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación PID2020-118673RB-I00 del Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033). Marta P. Rueda también agradece la financiación obtenida a través del contrato FPU22/00016 del Ministerio de Universidades.

CAMPUSTAJES: EL COMPOSTAJE EN CAMPUS UNIVERSITARIOS. ANÁLISIS DE LA SITUACIÓN A NIVEL ESTATAL

Carlos Jiménez-Martínez[1] Inazio Irigoien-Iriarte[2]

Departamento de Bellas Artes de la Universidad de La Laguna[1]
Departamento de Agronomía, Biotecnología y Alimentación, Universidad Pública de Navarra/Nafarroako Unibertsitate Publikoa[2]
carjimen@ull.edu.es

Resumen: Son muchas las universidades con líneas consolidadas de investigación en diferentes dimensiones del compostaje. Sin embargo, esto no ha venido necesariamente acompañado de la implementación de sistemas de prevención y gestión descentralizada de biorresiduos ni de su visibilización en los recintos y espacios de relación de dichas instituciones. Así, en 2022 co-organizamos CAMPUSTAJES, I Seminario Estatal de Compostaje en Campus Universitarios, con el objetivo de identificar buenas prácticas para compartir conocimiento e incentivar políticas universitarias. Se recopilan diez iniciativas de nueve universidades. El diagnóstico preliminar revela su carácter minoritario, voluntarista, precario y marginal con respecto a otras fracciones de residuos y narrativas de sostenibilidad. Son inconexas entre sí y respecto a las situaciones de enseñanza-aprendizaje, investigación, transferencia y políticas. La entrada en vigor de la Ley 7/2022 de residuos, junto a los registros de huella de carbono y compensación de emisiones, la mejora en los rankings universitarios y las diferentes líneas de financiación europeas, están estimulando el interés por esta modalidad de gestión descentralizada, si bien es todavía incipiente.

Palabras clave: Campustajes, Compostaje Universitario, Ecodiseño, Aprendizaje-Servicio, Políticas.

1. Introducción

CAMPUSTAJES nace como un encuentro para reflexionar conjuntamente sobre el rol de las universidades en la prevención y gestión descentralizada de biorresiduos. La Agenda 2030, los nuevos marcos normativos[1] y la incertidumbre de la coyuntura internacional, suponen tanto un reto como una oportunidad para generar conocimiento académico, investigador y emprendedor valioso, situado y abierto. Es una ocasión para reivindicar también el papel clave de las universidades públicas en el prototipado de modelos de innovación social y desarrollo territorial que permitan abordar los desafíos actuales y emergentes. Así, la estructura de este primer Seminario Estatal de Compostaje en Campus Universitarios 2022, englobó presentaciones institucionales, ponencias técnicas, paneles de experiencias de diversas universidades, grupos de trabajo temáticos —normativa y políticas; comunicación y participación; investigación y tecnologías— y visitas a las zonas de compostaje para las asistentes presenciales. Asimismo, se exploró la producción de conocimiento científico derivado de las iniciativas de compostaje universitario para el aprovechamiento académico, formativo, investigador y emprendedor. Las asistentes pudieron sumarse a las dinámicas de trabajo, para aportar sus experiencias y puntos de vista, concluyendo con una toma de consciencia sobre la necesidad de ir elaborando una hoja de ruta común en *campustajes* y economía circular desde las universidades, para dar continuidad y fuerza a la iniciativa. En síntesis, CAMPUSTAJES 2022 se planteó los siguientes objetivos principales: (1) Identificar buenas prácticas de gestión de la fracción orgánica in situ mediante compostaje en diferentes campus de universidades españolas, ante la entrada en vigor de la Ley 7/2022; (2) Compartir modelos, experiencias, tecnologías, procesos y la generación de conocimiento asociada, para su aprovechamiento académico formativo,

[1] Como la Directiva (UE) 2018/851, la Ley de7/2022 Ley 7/2022, de residuos y suelos contaminados para una economía circular, o el *Proyecto de Orden Ministerial por la que se establecen las normas generales para la exención de autorización del tratamiento de residuos biodegradables mediante compostaje doméstico, comunitario y agrario* (2023), entre otros.

investigador y de transferencia; (3) Trasladar la información generada a la CRUE y a las diferentes universidades estatales, para incentivar la prevención y gestión in situ, elaborar una hoja de ruta y avanzar hacia una red estatal de colaboración y seguimiento.

El seminario fue organizado conjuntamente[2] por la Universidad de La Laguna (ULL), a través del Grupo de Investigación e Innovación en Diseño, y por la Universidad Pública de Navarra (UPNA), a través de la Cátedra NILSA de Sostenibilidad Local de la UPNA. Bajo la denominación de c*ampustajes*, ambas instituciones públicas llevamos varios años impulsando iniciativas que han devenido políticas universitarias de prevención y gestión in situ de biorresiduos. El encuentro supuso un hito sin precedentes en cuanto a representación institucional, al contar con la presencia activa de los entonces rectores de la ULL, la UPNA, la UBU, así como el presidente de la Conferencia Sectorial de Rectores (CRUE) sobre Sostenibilidad, y del Consejero del Área de Desarrollo Sostenible y Lucha contra el Cambio Climático del Cabildo de Tenerife (Figura 1).

El bloque inicial, orientado al fomento e intercambio de modelos, marcos normativos, técnicos, académicos e investigadores, se expusieron algunos de los principios comunes a c*ampustajes*, como elementos de partida sobre lo que “somos” y lo que queremos llegar a ser: generar espacios de trabajo colectivo sin ambigüedad, con claridad en lo que estamos proponiendo: 1) Giro ontológico para la superación de la concepción dicotómica entre naturaleza y cultura: somos los residuos que generamos y cómo nos relacionamos con ellos;2) La materia orgánica como un procomún a gestionar y custodiar comunitariamente en los propios Campus, de forma descentralizada y en los circuitos más cortos posibles. 3) Componente social, priorizando la economía social y solidaria que contribuya al desarrollo local sostenible. Tener en cuenta los contratos reservados de la Administraciones; 4) Baja tecnología o tecnología adecuada y alto componente investigador, experimental e innovador. Las personas en el centro. No es un negocio para vender una tecnología; 5) Generación de conocimiento transdisciplinar, compartido y abierto. Vinculados con un enfoque de ciencia ciudadana y Aprendizaje-Servicio; 6) La comunidad universitaria como agente transformador, con capacidad de "agencia", en la que se convierte en protagonista de proceso de cambio durante su paso por la universidad; 7) Los espacios universitarios como lugares vivos de encuentro, convivencia, reservorios de biodiversidad, espacios de experimentación, prototipado, demostración y divulgación, de "pensar haciendo". Una de las claves del presente y futuro de las universidades presenciales; 8) La asunción de la prevención y gestión de biorresiduos in situ como política permanente universitaria con los recursos adecuados y el reconocimiento a la profesionalización.

Figura 1. Cartel informativo y apertura institucional de CAMPUSTAJES 2022.

[2] Se contó con la colaboración de la Asociación Fertile Auro en la secretaría técnica y la Cooperativa TEYRA en la dinamización, así como el apoyo de diversas instancias e instituciones; los Vicerrectorados de Infraestructuras y Sostenibilidad y de Cultura, Participación Social y Campus Ofra de la ULL, el Cabildo de Tenerife a través de su Área de Desarrollo Sostenible y Lucha contra el Cambio Climático, la Comisión Sectorial CRUE-Sostenibilidad de la Conferencia de Rectores de Universidades Españolas, Composta en Red-Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje Doméstico y Comunitario, y la Red Española de Compostaje (REC).

2. Material y Métodos

CAMPUSTAJES 2022 se organizó como un proceso de tres fases: investigación previa, celebración del seminario en modalidad mixta presencial-telemático, y elaboración posterior de los resultados. Se inició recopilando la información de las diferentes experiencias universitarias estatales mediante un formulario que incluía: (1) Datos de contacto de la organización y de la coordinación de la experiencia; (2) Datos técnicos de la instalación; (3) Aspectos humanos; (4) Aspectos académicos e investigadores, además de archivos fotográficos y publicaciones relacionadas. Durante el seminario, tras la contextualización inicial por Carlos Jiménez, Inazio Irigoien y Ramón Plana, se presentó el panel de experiencias en prevención y gestión de biorresiduos de 8 universidades estatales, seguido de un debate. Tras la pausa, se formaron grupos de trabajo en torno a tres temáticas y las preguntas clave (Tabla 1), donde las participantes, representando a diferentes agentes sociales, aportaron Intereses, Claves, Frustraciones y Retos, seguido de un plenario para la puesta en común. En la sesión de tarde se abordó la generación de conocimiento académico y científico derivado de estas experiencias y se planteó la elaboración de una hoja de ruta. Se contó con un servicio de relatoría gráfica para facilitar la asimilación y devolución de la información, además de la grabación en streaming que quedó disponible como documento de consulta (Canal ULL, 2022).

Tabla 1. Estructura de análisis de las universidades en compostaje

Temáticas	Preguntas clave
Normativas y Políticas	¿Cómo lo regulamos? ¿Qué encaje y cumplimiento legal? ¿Cómo comprometer a los equipos de gobierno? ¿Cómo lo incorporamos a las políticas universitarias?
Comunicación y Participación	¿Cómo lo contamos y hacemos que las personas participen? ¿Qué imaginarios colectivos cotidianos proyectamos? ¿El rol de las universidades?
Investigación y Tecnologías	¿Cómo lo hacemos? ¿Cómo lo publicamos?

3. Resultados y Discusión

Se analizan 10 iniciativas de las 9 universidades que respondieron, de entre las 49 públicas y estatales presenciales[3]. Cuentan con *campustajes* iniciados entre 2011 y 2022. Entre sus agentes impulsores destaca el Personal Docente Investigador (PDI) (80%), seguido de la dirección universitaria o alguna administración pública (40%), Personal de Administración y Servicios (PAS) y Estudiantes (20%). Las instalaciones son todas de titularidad pública. En cuanto al tipo de equipamiento utilizado, son principalmente composteras cúbicas o similares (80%), seguidas de pilas de compostaje (30%), y vermicomposteras (20%). Ninguna declara emplear sistemas electromecánicos. En 2022, el volumen total de todas las composteras instaladas en cada campus oscila entre los 2 m³ de la UCM y los 28 m³ de la UDC. En cuanto al tipo de residuos que se compostan en el campus, los de cafeterías y restaurantes del campus son los mayoritarios en el 90% de las universidades, seguido por los residuos de parques y jardines del propio campus (60%) y residuos domésticos de las casas de la comunidad universitaria (30%). El estructurante procede de fuentes diversas; restos de poda del servicio de jardines de la universidad (de personal propio o empresa contratada), así como de compra externa y en un caso, proporcionado por el ayuntamiento. La cantidad total de residuos compostados varía mucho en cada universidad; desde 1 t/año en la UVA o UMH, las 7 t/año en la ULL o las 25-40 t/año en la UDC. Esto está influido tanto por el arraigo de la iniciativa, como por el soporte institucional, poniendo de manifiesto, además, la dificultad en la

[3] U. de La Laguna, U. Pública de Navarra, U. del País Vasco (Campus de Álava y de Gipuzkoa), U. de Valladolid, U. da Coruña, U. Miguel Hernández, U. Complutense de Madrid, U. de Málaga, U. de L.P. de Gran Canaria.

toma de datos y en los recursos para la gestión. Las personas implicadas significativamente en el funcionamiento de la actividad pertenecen mayormente al PDI (90%), PAS (60%), estudiantes no becados (70%). En menor medida, a estudiantes becados (40%) y empresas subcontratadas de jardinería (40%). En cuanto a los pliegos de las licitaciones de los servicios de cafeterías, comedores, residencias o jardines, el compostaje no se cita en el 55,6% de los casos, mientras que sí en el 33,3%, y el 11,1% no saben. En la mayoría de los casos se realizan actividades de grado y postgrado en torno a estas zonas, así como divulgativas o informales. Sin embargo, menos del 50% de las iniciativas se está aprovechando para investigación. El nº de PDI implicado directamente, varía entre 1 y 4, igual que las áreas de conocimiento, abarcando de Ciencias a Humanidades. En cuanto a la participación, se inscribieron 200 participantes, de los cuales, 40 presenciales y 160 de forma telemática, procedentes de 11 países y 4 continentes. Los resultados de los grupos temáticos desbordan la extensión de este texto, si bien se pueden destacar algunos retos manifestados: en Comunicación y Participación, conseguir mayor implicación de la comunidad, consolidación de redes y estrategias de sensibilización y dinámicas en espacios comunitarios; en Normativas y Políticas, vincular residuos con pliegos de contratación y economía social y solidaria, generar *spin-off* universitaria para prestar este servicio; en Investigación y Tecnología, valorizar residuos locales para fabricar composteras, los servicios ecosistémicos, estudiar efectos del compost a largo plazo y consolidar foros de intercambio de experiencias.

4. Conclusiones

A pesar de sus limitaciones estadísticas, CAMPUSTAJES 2022 permitió tener un primer diagnóstico cualitativo y participativo de qué están haciendo las universidades en compostaje in situ de biorresiduos. Se evidencia un bajo nivel de conocimiento de las normativas en vigor que les afectan, que no se están cumpliendo y cuyas competencias no siempre están claras. Se trasluce la ausencia de planes definidos en prevención y gestión de residuos orgánicos, así como el papel marginal al que queda relegada esta fracción y su potencial. La falta de visibilidad y recursos genera a su vez dificultades en la toma de datos sistemáticos para elaborar estadísticas y políticas, algo que es prioritario mejorar. Si bien no fue posible ni realista establecer una hoja de ruta de campustajes, se constata que en los dos años posteriores al seminario se han venido sumado nuevas universidades, con líneas de financiación europeas y de planes de recuperación para el cumplimiento de la ley, en las que el compostaje se inserta en políticas de sostenibilidad institucional global, estimuladas por medidas como los registros de huella de carbono y la compensación de emisiones, así como el aliciente de la mejora en los rankings universitarios. Tras la pandemia y la vuelta a la presencialidad, cabe plantearse qué aprovechamiento y valor le otorgamos a los campus universitarios en tanto que espacios físicos de aprendizaje, investigación y relación claves donde anticipar, experimentar y consolidar los modelos de gestión que queremos escalar después a la sociedad y al territorio.

5. Bibliografía

Canal ULL (22 de septiembre de 2022). *I Seminario Estatal de Compostaje en Campus Universitarios* [Archivo de Vídeo]. Youtube. https://www.youtube.com/watch?v=wUkTIex0exU (fecha de consulta: 20/06/2024).

Torrijos, V. Calvo-Dopico, M., Soto, M. (2021). Integration of food waste composting and vegetable gardens in a university campus. *Journal of Cleaner Production.* Volume 315, 128175 https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128175 (fecha de consulta: 20/06/2024)

Irigoien Iriarte, N., Stinavage, M., Soret Lafraya, B. (2023). Composting on campus (Campustaje): seeds towards the sustainable development goals' path through service learning. En: F.J. Amador Morera, A. Cano Ramírez (Eds) *El Aprendizaje-Servicio universitario ante los retos de la Agenda 2030.* Editorial UNED, pp. 239-247

Jiménez-Martínez, C. (2023). Pensamiento visual para la capacitación en compostaje descentralizado. En: Castro León, Elke (coord.) *Interrelaciones entre la imagen, el texto y las tecnologías digitales: nuevas perspectivas en la enseñanza de las Ciencias Sociales. Editorial Dykinson,* pp. 203-220.

ELIMINACIÓN DE FÁRMACOS DE USO VETERINARIO MEDIANTE COMPOSTAJE HIPERTERMÓFILO: OPORTUNIDADES PARA CULTIVOS DEL SECTOR ECOLÓGICO

Esther Vega[1], Isabella de Bona[1], Nagore Guerra[1], Meritxell Gros[2,3], Alexandre Sànchez-Melsió [2,3], Mabel Mora[1]

[1] Centre Tecnològic BETA, Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya
[2] Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA), Girona
[3] Universitat de Girona (UdG), Girona
esther.vega@uvic.cat

Resumen: El compostaje es una forma eficaz para que las deyecciones ganaderas tengan mayor valor añadido como fertilizantes. Sin embargo, las deyecciones procedentes de ganadería intensiva contienen contaminantes orgánicos emergentes (COEs) como antibióticos, fármacos veterinarios y genes de resistencia a los antibióticos. Es el contenido de estos compuestos el factor limitante para que el compost procedente de esta tipología de instalaciones no sea apto para agricultura ecológica. El presente trabajo no solo ha permitido demostrar la alta eficiencia (superiores hasta el 95%) de eliminación de COEs mediante el proceso del compostaje hipertermófilo, sino que la comparativa con deyecciones aptas para cultivo ecológico (estiércol de vaca), demuestra que el compost final tenga el mismo contenido o inferior a los materiales que actualmente sí son aptos de acuerdo con la normativa vigente.

Palabras clave: purín porcino, agricultura ecológica, hipertermófilo, fármacos, genes de resistencia

1. Introducción

Las deyecciones ganaderas han sido consideradas como un recurso fertilizante de gran valor en la agricultura a lo largo del tiempo. Debido a su alto contenido en agua, especialmente de los purines, es necesario desarrollar e implementar planes de gestión adecuados para su tratamiento y uso, incluyendo su transformación en productos fertilizantes. Sin embargo, el potencial mercado de estos productos es incierto, ya que deben competir con fertilizantes minerales. Las enmiendas orgánicas derivadas de las deyecciones ganaderas tienen un gran potencial para ser aptas para la agricultura ecológica y así adquirir mayor valor añadido. No obstante, las deyecciones procedentes de cría intensiva ven limitada su aceptación por dicho sector. Entre otros factores, esta limitación se debe a la posible presencia de contaminantes orgánicos emergentes (COE) como antibióticos, fármacos veterinarios y genes de resistencia a los antibióticos (ARGs).

Así, el compostaje hipertermófilo (realizado a temperaturas 20-30º superiores al compostaje convencional) surge como una opción mejorada del compostaje ya que permite lograr mayor madurez del compost en un periodo más corto de tiempo (Wang y col., 2021). Las altas temperaturas alcanzadas durante el proceso aumentan la eficiencia del proceso para eliminar ciertos microcontaminantes y ARGs, llegando a porcentajes del 90% (Liao y col., 2017; Zhang y col., 2019).

El principal objetivo del presente estudio es implementar la tecnología de compostaje hipertermófilo para higienizar y estabilizar fracciones sólidas procedentes de deyecciones ganaderas de purín de diferente origen (engorde, madres, digestato), no aptas para cultivo ecológico, evaluando la eficiencia del proceso para la eliminación de COE y ARGs.

2. Material y Métodos

2.1 Deyecciones ganaderas y proceso de compostaje

Tres tipologías de materiales fueron seleccionados para realizar el compostaje hipertermófilo: purín porcino de engorde, purín porcino de madres y el digestato procedente de un proceso de

digestión anaerobia de purín porcino de madres. Los tres materiales de partida fueron sometidos a un proceso de separación sólido-líquido (tornillo prensa) con el fin de obtener la fracción sólida de estos.

Entre 5 y 25 m^3 de fracción sólida (dependiendo de la disponibilidad de material) fueron obtenidas y transportadas a una planta de compostaje para llevar a cabo el proceso (fase activa + maduración) que tuvo una duración de 3 meses. La ratio fracción sólida: estructurante (poda vegetal) fue 1:2 en los tres procesos. La temperatura de las tres pilas se registró en continuo durante a lo largo de todo el proceso.

2.2 Métodos analíticos

Desde el inicio del proceso hasta finalizar la etapa de maduración, se recolectaron muestras integradas de las tres pilas de compostaje (8 en total de cada pila) con el fin de llevar a cabo un seguimiento de parámetros fisicoquímicos y determinar el contenido de antibióticos, fármacos y ARGs. Los parámetros fisicoquímicos fueron determinados de acuerdo con Standard Methods (Rice, y col 2016). El método utilizado para la identificación y cuantificación de antibióticos y fármacos se encuentra descrito por Gros y col. (2016). La cuantificación de los ARGs (resultados no mostrados en texto) se ha realizado mediante PCR cuantitativa usando un termociclador a tiempo real (CFX96, Bio-rad). Se han cuantificado ARGs de un amplio abanico de familias de resistencia a antibióticos, en consonancia con los COE analizados.

3. Resultados y Discusión

En la Figura 1 se muestra el perfil de temperatura de una de las pilas correspondiente al proceso de compostaje de la fracción sólida de purín de madres. En ella se puede observar que el proceso logra alcanzar temperaturas de los 80ºC dando lugar a las condiciones del proceso hipertermófilo.

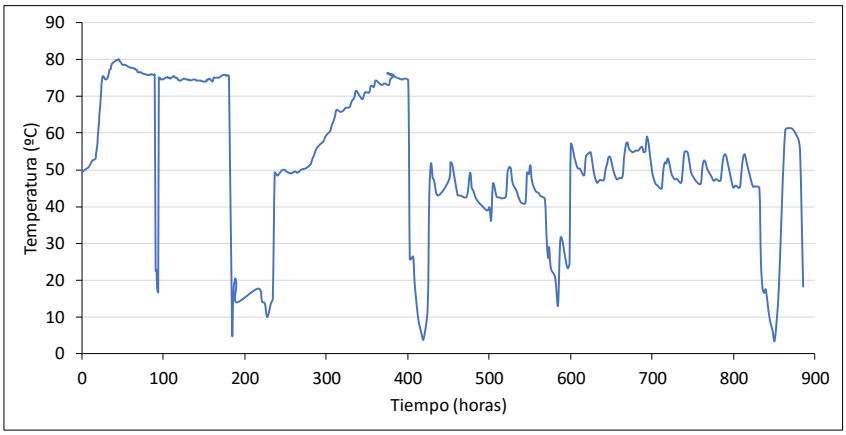


Figura 1. Perfil de temperatura del proceso de compostaje de la fracción sólida de purín porcino de madres.

En la Figura 2 se muestra la evolución de la concentración de dos de las familias de compuestos analizados en una de las pilas de compostaje (purín porcino de madres). Por lo general, y para todos los compuestos, se observa una degradación sustancial respecto a la concentración inicial en el compost final, siendo la eliminación progresiva en el tiempo. De hecho, para la mayoría de las sustancias se observa eliminación en las etapas iniciales del proceso de compostaje. Adicionalmente, por algunos compuestos, como por ejemplo los antibióticos tipo tetraciclina (tetraciclina, doxiciclina, oxitetraciclina y clortetraciclina), los macrólidos (tilmicosina y tilosina), la lincomicina y la tiamulina, se alcanza una eliminación total o muy alta (>95%) respecto a la concentración inicial en las muestras procedentes de las tres granjas. En cuanto a los fármacos de uso veterinario, el flubendazol muestra altos porcentajes de eliminación (>95%) en

los tres tratamientos. Sin embargo, la eliminación del analgésico sulfametzina es casi despreciable, y en algunos casos, la concentración aumenta al final del tratamiento. Este comportamiento también podría atribuirse a la degradación de algún otro compuesto que dé lugar a la formación de estas dos sustancias.

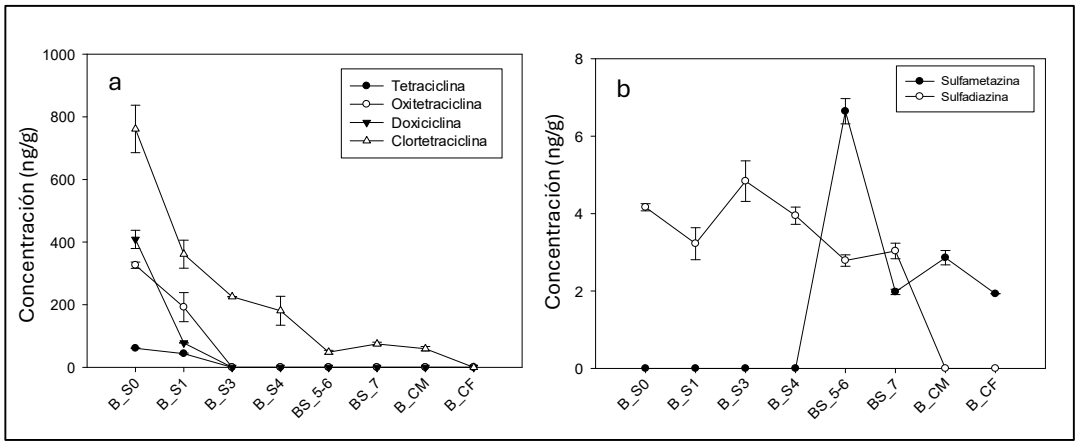


Figura 2. Evolución de la concentración en ng/g de tetraciclinas (a) y sulfamidas (b) a lo largo del proceso de compostaje de la fracción sólida de purín porcino de madres. (BS_0-7: semana de muestreo; B_CM: material inicio maduración; B-CF: material final)

Por último, se observó reducción importante de ARGs a lo largo de las tres pilas de compostaje, sobre todo en lo referente a la resistencia a tetraciclinas, quinolonas y macrólidos, con concentraciones finales similares a las muestras de compost control validadas para agricultura ecológica. Adicionalmente se detectó un incremento en el gen de resistencia a sulfonamidas, el cual también ha sido descrito en otros procesos de compostaje hipertermófilo (Zhang y col., 2015).

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran el potencial del proceso de compostaje hipertermófilo para la degradación de fármacos, antibióticos de uso veterinario y ARgs en las fracciones sólidas de purín porcino procedentes de ganadería intensiva. Las concentraciones de COEs en los compost finales obtenidos, son equiparables, en términos de calidad y seguridad, a aquellos que actualmente son aptos y usados en agricultura ecológica.

5. Bibliografía

Liao H., Lu X., Rensing C., Friman V., Geisen S., Chen Z., Yu Z., Wei, Z., Zhou S., Zhu Y., 2018. Hyperthermophilic composting accelerates the removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in sewage sludge Environ. Sci. Technol. 52, 1, 266–276

Rice, E.W., 2012 Standard methods for the examination of water and wastewater (ed), Rice, E.W., Bridgewater, L., Association, A.P.H., Association, A.W.W., 619 Federation, W.E.

Zhang, T., Yang, Y., Pruden, A. 2015. Effect of temperature on removal of antibiotic resistance genes by anaerobic digestion of activated sludge revealed by metagenomic approach. App Env Mic. 7771-9.

Zhang M., He, L-H., Liu Y-S., Zhao J., Liu W-R., Zhang J-N., Chen J., He L-K., Zhang Q-Q., Ying G-G., 2019. Variation of antibiotic resistome during commercial livestock manure composting. Sci Total Environ. 650, 1363-1370

6. Agradecimientos

El proyecto FERTIECO ha estado financiado a través de la Operación 16.01.01 de Cooperación para la Innovación del Programa de Desarrollo rural de Cataluña 2014-2020.

EVALUACIÓN DEL COMPOSTAJE PARA EL TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE RESIDUOS RECALCITRANTES PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA EXTRACTIVA DEL ACEITE DE OLIVA

Luis Manuel Torres Ginés[1], Antonio Davó Sarrión[1], Francisco Javier Andreu Rodríguez[2], Raúl Moral[2], Frutos C. Marhuenda Egea[3], Germán Tortosa[4]

[1]Ecoindustria del Reciclado S.L. (EIDER), Granada, España
[2]Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH), Elche, España
[3]Universidad de Alicante, Alicante, España
[4]Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC), Granada, España

Correo electrónico: luismanueltorresgines@gmail.com

Resumen: La industria del aceite de oliva genera una gran cantidad de residuos y subproductos con un alto potencial de impacto ambiental, por lo que deben gestionarse de la forma más adecuada. Entre ellos destacan los residuos del orujillo de oliva, compuestos por restos de orujillo sin procesar y otros residuos orgánicos del proceso de limpieza y las cenizas procedentes de su valorización energética. En este trabajo se ha estudiado la viabilidad del compostaje como método para transformar estos residuos recalcitrantes en abonos y enmiendas orgánicas de interés agrícola. Para eso, se analizaron sus principales características agroquímicas, se elaboraron tres pilas de compostaje cónicas de 50 t con proporciones crecientes de orujillo con cenizas (29, 44 y 67 % en volumen) y se estudió el proceso durante más de un año. Las temperaturas alcanzaron valores entre 60 y 70º C, que mantuvieron durante prácticamente todo el tiempo del proceso. El pH fue muy alcalino desde el inicio debido a la presencia de cenizas. La materia orgánica total final estuvo entre el 40 y 60 %, y no hubo diferencias apreciables según la naturaleza de las pilas ni con el tiempo del proceso, no así para el contenido graso, que si disminuyó de forma apreciable durante el compostaje en todas las pilas. Los compost obtenidos presentaron valores destacables de materia orgánica y nutrientes, libres de patógenos y con concentraciones de metales pesados que los clasificaron como Clase A, lo que confirma al compostaje como tecnología viable para su tratamiento y valorización.

Palabras clave: Cenizas, compost, grasa, higienización, orujillo

1. Introducción

El sector productor de aceite de oliva es muy importante en España (2.480.633 ha), siendo Andalucía la comunidad autónoma con mayor extensión de suelo dedicada al cultivo del olivo (1.564.393 ha) (Anuario de Estadística, 2023). En los últimos años se ha incrementado la superficie de cultivo y por tanto han aumentado la cantidad de subproductos y residuos derivados. Dentro de la industria de extracción de aceite de oliva se obtienen diferentes subproductos y residuos, tales como el alperujo, el orujillo de oliva, las cenizas generadas en la combustión de éste y otros residuos de limpieza, como aguas y lodos, entre otros. El alperujo se ha estudiado en profundidad en España y se ha demostrado que el compostaje es un método de valorización viable para producir abonos y enmiendas orgánicas (Tortosa y col. 2012), pero el resto de residuos producidos no se han estudiado en profundidad. El orujillo de oliva se aprovecha como subproducto para generar energía mediante su combustión, dando lugar a otro residuo, que son las cenizas de orujillo (Berbel y col. 2018). Estas cenizas tienen un contenido notable en potasio, el cual puede aprovecharse para elaborar enmiendas orgánicas como aditivo. Además de estos residuos, también se genera otro subproducto compuesto por una mezcla de restos de orujillo sin procesar y sus cenizas, principalmente, que no se pueden aprovechar en el proceso de obtención de aceite por estar mezclados con otros impropios. Este residuo se caracteriza por su difícil biodegradabilidad y su contenido en grasas, aunque podría compostarse si se optimiza el proceso al mezclarse con estructurantes adecuados.

El objetivo de este trabajo fue estudiar si el compostaje es un método eficaz para el tratamiento y valorización de residuos recalcitrantes de la industria extractiva del aceite de oliva, así como evaluar su potencial como fuente de abonos y enmiendas orgánicas.

2. Material y Métodos

El experimento se realizó en la planta de tratamiento de residuos propiedad de la empresa Ecoindustria del Reciclado S.L. (EIDER), situada en el municipio de Guadix (Granada), en donde se elaboraron tres pilas de compostaje compuestas por distintos residuos, tales como residuos del orujillo de oliva (OR), cenizas de orujillo (COR), un lodo procedente de una industria avícola de carne (LAV), para mejorar la relación C/N y poda urbana (PU).

Se elaboraron tres pilas de compostaje, de unas 50 toneladas, con forma cónica y con las siguientes proporciones: P1: 23% OR, 6% COR, 15% LAV, 51% PU; P2: 36% OR, 8% COR, 13% LAV, 43% PU; P3: 49% OR, 13% COR, 12% LAV, 26% PU. El proceso se desarrolló mediante el sistema de pilas estáticas con volteos mecánicos programados. Durante la experimentación, se tomaron datos de temperatura (ambiente y dentro de las pilas) a diario, en 6 puntos distintos de cada una, a distintas profundidades, para después calcular la temperatura media. El proceso de compostaje se estudió durante más de un año, debido a los largos tiempos de transformación de los compuestos recalcitrantes presentes en OR y COR. Se realizaron 11 muestreos, analizando distintos parámetros, como la humedad, el pH, la conductividad eléctrica (CE), la materia orgánica (MO), el carbono orgánico total (C_{OT}), el nitrógeno y el contenido de grasas según las metodologías descritas en Tortosa y col. (2012) e Idrovo-Novillo y col. (2018). En cada tiempo se obtuvieron submuestras en siete puntos diferentes de cada pila para obtener una muestra compuesta usando el método del cuarteo. Las muestras se secaron previamente en una estufa y se molieron a un tamaño inferior de 0,5 mm, para su posterior análisis. Todos los análisis se han realizado por triplicado.

3. Resultados y Discusión

La Figura 1 muestra la evolución de las temperaturas medias de las pilas P1, P2 y P3, obtenidas a partir de 6 datos tomados a diario, así como la temperatura ambiente, los volteos y los días de proceso. Al comienzo, se observan temperaturas medias más bajas, cercanas a los 30ºC, que se corresponden con la fase mesófila inicial del proceso de compostaje. Se puede ver también, como la temperatura aumenta rápidamente en los primeros días de proceso, alcanzándose los 55ºC en los primeros 10 días en el caso de las P1 y P2 y en día 16 en el caso de la P3. Se puede ver también un aumento de la temperatura hasta los 70ºC, coincidiendo con los volteos mecánicos y que se debe al aumento de la actividad microbiana, por la oxigenación de la pila y la reestructuración de sus componentes. El alcance de estas temperaturas y el tiempo que estuvieron aseguraron la higienización de las pilas. Destaca el largo tiempo de la fase biooxidativa, con temperaturas mayores de 40ºC durante casi 400 días. Estos tiempos tan largos, se deben presumiblemente a la composición inicial de los residuos empleados, en especial en OR, con una materia orgánica de difícil biodegradación, como las ligninas (datos no mostrados). El contenido graso de estos residuos también pudo influir en estos tiempos tan largos, debido a que su presencia pudo afectar a la solubilización de las enzimas que degradan estos compuestos orgánicos (Figura 2). La alta presencia de grasas también pudo hacer menos eficiente la absorción de agua durante las lluvias y los riegos programados, por lo que esta falta de humedad, a su vez, pudo retrasar el proceso de compostaje. Estos factores 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. Estos autores encontraron que los lípidos son difíciles de biodegradar por los microorganismos aeróbicos durante el período de compostaje termofílico, lo que conllevó a la prolongación de esta fase y a un aumento lento de la temperatura.

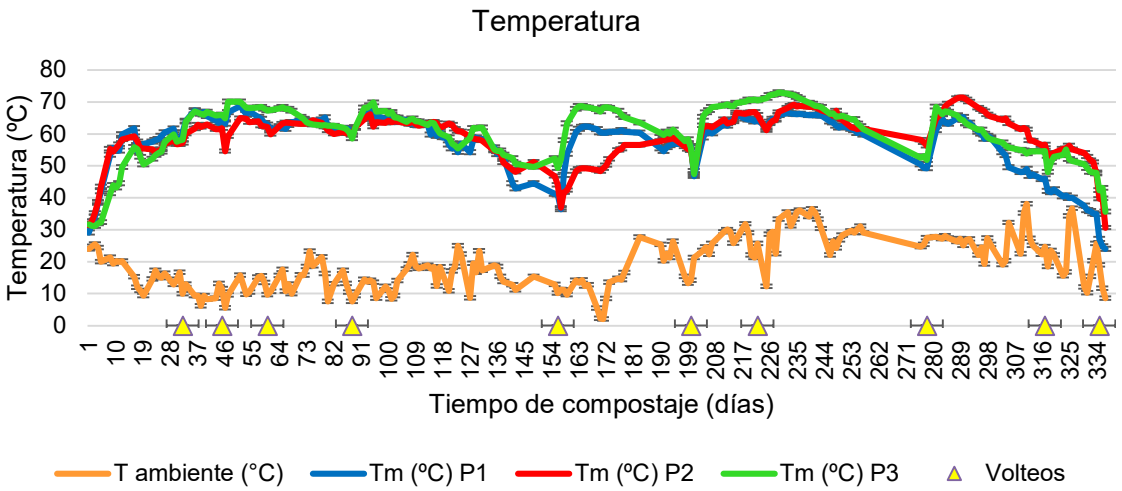


Figura 1. Evolución de la temperatura en la fase biooxidativa de las pilas P1, P2 y P3, la temperatura ambiente, los volteos y los días de proceso.

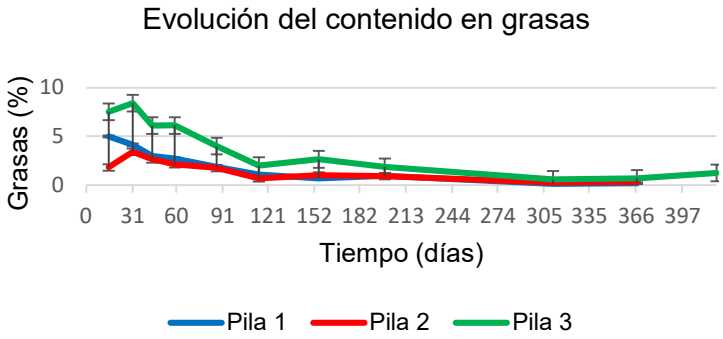


Figura 2. Evolución del contenido en grasa de las pilas P1, P2 y P3 a lo largo del proceso de compostaje.

En la Tabla 1 se representan los valores obtenidos de los distintos parámetros físico-químicos analizados en las muestras finales de los compost obtenidos. Destaca el elevado pH en los tres casos (9,56 ± 0,06, 9,51 ± 0,01 y 8,97 ± 0,01), debido a las cenizas presentes en los residuos utilizados. En cuanto a contenido en materia orgánica, los valores para las muestras finales fueron bastante importantes (P1: 44,9% ± 7,8; P2: 55,8% ± 0,1 y; P3: 54,6% ± 8,4). Es notable el contenido en potasio en los tres casos debido a la presencia de orujillo con cenizas (P1: 22,77 ± 0,36; P2: 21,92 ± 0,34; P3: 28,11 ± 0,82). El contenido graso descendió en los tres casos de manera apreciable, destacando la P3 (1,24 % ± 0,2) con respecto a las otras dos, con un contenido casi inapreciable (P1: 0,2 ± 0,1; P3: 0,3 ± 0,1), debido al mayor contenido en grasas por la mayor proporción de residuos de orujillo. En cuanto al contenido en metales pesados, no destaca ninguno de ellos al no encontrarse en concentraciones altas. Gracias a las altas temperaturas alcanzadas, no se detectó la presencia de patógenos en las muestras finales. Por último, se valoró la madurez de los compost a partir del índice de germinación (IG) de Zucconi (Zucconi, 1981). Los resultados obtenidos indican, para la P1: 89,1 ± 4,3 % y P2: 75,8 ± 4,0 %, valores por encima del 70 %, por lo que estos dos compost no presentan fitotoxicidad. En el caso de la P3, el valor obtenido del IG, fue de 68,2 ± 1,2 %, por debajo de 70 %, lo que indica que este compost puede presentar fitotoxicidad ligera. Este valor del IG puede estar relacionado con la mayor presencia de grasas en la muestra final (1,24 ± 0,2 %).

Tabla 1. Valores obtenidos de los distintos parámetros físico-químicos de los compost finales de las tres pilas.

Parámetros	P1	P2	P3
Humedad (%)	13,4 ± 0,2	13,4 ± 0,1	13,8 ± 0,7
pH	9,56 ± 0,06	9,51 ± 0,01	8,97 ± 0,01
Conductividad eléctrica (dSm^{-1})	4,12 ± 0,04	3,76 ± 0,25	4,31 ± 0,01
Materia orgánica (%)	44,9 ± 7,8	55,8 ± 0,1	54,6 ± 8,4
Nitrógeno total (%)	1,89 ± 0,40	1,47 ± 0,03	2,23 ± 0,14
Relación C_{OT}/N_T	13,04 ± 0,51	20,70 ± 0,37	13,45 ± 2,88
Índice de germinación (%)	89,1 ± 4,3	75,8 ± 4,0	68,2 ± 1,2
Contenido graso (%)	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	1,24 ± 0,2
Fósforo ($g\ kg^{-1}$)	0,48 ± 0,03	0,42 ± 0,06	0,71 ± 0,03
Potasio ($g\ kg^{-1}$)	22,77 ± 0,36	21,92 ± 0,34	28,11 ± 0,82
Calcio ($g\ kg^{-1}$)	65,87 ± 0,09	75,42 ± 0,58	69,84 ± 1,38
Magnesio ($g\ kg^{-1}$)	16,09 ± 1,92	19,44 ± 0,99	14,30 ± 1,21
Hierro ($g\ kg^{-1}$)	21,24 ± 2,35	8,46 ± 0,15	7,28 ± 0,18
Salmonella spp.	Ausencia 25 g	Ausencia 25 g	Ausencia 25 g
E. coli (NMP g^{-1})	<3	<3	<3
Cobre ($mg\ kg^{-1}$)	45 ± 3	43 ± 4	55 ± 1
Zinc ($mg\ kg^{-1}$)	131 ± 23	98 ± 2	191 ± 25
Mercurio ($mg\ kg^{-1}$)	nd	nd	nd
Plomo ($mg\ kg^{-1}$)	nd	nd	13 ± 0
Cromo ($mg\ kg^{-1}$)	45 ± 8	44 ± 5	51 ± 3
Níquel ($mg\ kg^{-1}$)	29 ± 4	23 ± 1	28 ± 1
Cadmio ($mg\ kg^{-1}$)	nd	nd	nd

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos indican que el compostaje es un proceso viable para la valorización de los residuos procedentes de la industria extractiva del aceite de oliva. Estos residuos tienen tiempos de compostaje largos, debido a los compuestos recalcitrantes que contienen, pero se puede obtener un producto de alta calidad que puede ser reintroducido en el suelo de los propios olivares de nuevo.

5. Bibliografía

Anuario de estadística, 2023. https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2023/default.aspx (fecha de consulta: 12/06/2024).

Berbel J., Gutiérrez-Martín C., La-Cal J.A., 2018. Valorización de los subproductos de la cadena del aceite de oliva. Mediterráneo económico, ISSN 1698-3726, N.º 31, 2018 (Ejemplar dedicado a: Bioeconomía y desarrollo sostenible), págs. 273-289.

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.

Tortosa y col. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). *J Clean Prod*, 26, 48-55.

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.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity in immature compost. Biocycle 22: 54–57.

HIGIENIZACIÓN DE RESIDUOS VEGETALES DE TOMATE INFECTADOS CON EL VIRUS DEL RUGOSO (TOBRFV) MEDIANTE COMPOSTAJE

Ana J. Toribio, Melisa Preda, Francisca Suárez-Estrella, Jesús Salinas, Víctor Carpena-Istán, Rosario Lerma-Moliz, Raúl Jiménez, Martín Segado-Pérez, 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 tomate (*Solanum lycopersicum L.*) es considerado uno de los cultivos hortícolas de mayor importancia en la agricultura intensiva practicada en el sureste peninsular. Actualmente, este cultivo se está viendo afectado por numerosas enfermedades inducidas por fitopatógenos. Algunas de las más difíciles de controlar son las provocadas por virus, debido a su alta persistencia en restos vegetales y a que son transmitidos de forma mecánica. En concreto, cabe destacar el caso particular del virus del rugoso (ToBRFV - género *Tobamovirus*), que ha alcanzado una elevada incidencia en Europa en los últimos 5 años. Por consiguiente, se hace necesaria una gestión adecuada de los residuos vegetales infectados con dicho virus. En el presente estudio se evaluaron dos métodos de higienización de residuos vegetales de tomate infectados con el virus ToBRFV. Para ello, se determinó la persistencia del virus durante tratamiento térmico a 30°C, 50°C y 70°C y en compostaje a escala semipiloto en ausencia y presencia de aireación forzada durante la fase bioxidativa del proceso. Tras cada tratamiento se evaluó además la viabilidad del virus mediante bioensayo en plántulas de tomate. Los tratamientos térmicos a 50 °C y 70 °C redujeron notablemente la persistencia del virus a partir de 24 horas y de forma más acusada tras 14 días de exposición. De igual forma, el compostaje redujo la persistencia viral en ambas pilas (aireada y no aireada) durante la primera semana y no se detectó a partir de los 30 días. En los dos tratamientos, la viabilidad del virus también se vio afectada negativamente. A la vista de los resultados, se puede confirmar la eficacia del proceso de compostaje a la hora de higienizar restos vegetales infectados con el virus ToBRFV. Dicha higienización no depende solo del factor térmico sino también del complejo entorno físico-químico-biológico de la pila de compostaje.

Palabras clave: ToBRFV, virus, tratamiento térmico, compostaje, higienización

1. Introducción

El tomate, *S. lycopersicum*, es uno de los cultivos hortícolas más importante de la provincia de Almería, sin embargo, los cultivares empleados son muy susceptibles a numerosas enfermedades producidas por un amplio rango de fitopatógenos (Singh y col., 2017), entre las que destacan las causadas por virus. Estas son de difícil control, por su rápida evolución, por la elevada persistencia de los virus en los restos vegetales y porque son fácilmente transmisibles, ya sea por el agua de riego, por semilla, e incluso por vectores, polen o mecánicamente (poda, recolección). ToBRFV es un nuevo virus del género *Tobamovirus* cuyo principal huésped es el tomate, entre otras solanáceas y que está alcanzando una elevada incidencia en los últimos años (Luria y col., 2017; Salem y col., 2023). Este virus se transmite mecánicamente, por lo que, para su control, es necesario gestionar de forma adecuada los tejidos vegetales infectados (Oladokun y col., 2019; Caruso y col., 2022). El compostaje constituye una de las principales opciones para el reciclaje de dichos restos hortícolas. Estudios previos han demostrado que durante el proceso se produce la inactivación de la infectividad de patógenos perjudiciales para los cultivos debido tanto a factores bióticos como abióticos tales como la temperatura (Suárez-Estrella y col., 2002). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del compostaje aireado y sin airear sobre la persistencia e infectividad del virus ToBRFV en comparación con el efecto de un tratamiento térmico *in vitro*.

2. Material y Métodos

2.1 Material infectado de partida

Se emplearon plantas de tomate infectadas con el virus del rugoso procedentes de un invernadero ubicado en la provincia de Almería. Las muestras se dividieron en subunidades de aproximadamente 2 g para cada uno de los tratamientos. Finalizado el tiempo de tratamiento, se extrajeron y se conservaron a -20 °C.

2.2 Tratamiento térmico in vitro

Las plantas infectadas (0,5g) se colocaron en envoltorios de papel de filtro y se expusieron a tres temperaturas (30 °C, 50 °C y 70 °C) en horno durante 24h, 48h, 72h, 5d, 7d, 14d y 30d. Se dispuso de un total de 7 muestras por temperatura, correspondientes a los tiempos de tratamiento térmico. A cada una de las temperaturas y tiempo de muestreo se recogieron las muestras y se conservaron a -20 °C hasta el análisis de persistencia e infectividad del virus.

2.3 Tratamiento mediante compostaje

Se montaron dos pilas de compostaje de 1,8 m3 (2mx2mx0,9m) constituidas por restos triturados (1-4 cm) de plantas de tomate y corteza de pino en proporción 1:1 (v/v) con la humedad ajustada al 60%. Una de las pilas fue sometida a aireación forzada suministrada desde la base, mientras que la otra no. Las pilas fueron volteadas durante la fase bioxidativa de acuerdo con los registros térmicos, realizándose un volteo aproximadamente cada dos semanas. Durante la fase de constitución de las pilas se incorporaron las muestras de residuos de plantas de tomate infectadas con el virus (2g) introducidas en bolsas de muselina a distintas alturas: zona baja (50 cm del suelo), zona media (a metro del suelo) y la zona alta (1,5 m del suelo). Durante el compostaje se realizaron muestreos a 24h, 48h, 72h, 5d, 7d, 14d, 30d y 60d. Las muestras se conservaron a -20 °C hasta el análisis de persistencia e infectividad del virus.

2.4 Medidas analíticas

2.4.1. Análisis de persistencia

La evaluación de la persistencia del virus en el material se realizó mediante el test inmunoenzimático (ELISA) (Loewe Biochemica GmbH). Esta técnica permite la detección de antígenos virales en tejido vegetal de hoja a través de un anticuerpo enlazado a una enzima, dando lugar a un producto detectable por un cambio de color, que hace posible la medición del antígeno en la muestra utilizando espectrofotometría.

2.4.2. Análisis de viabilidad en plantas de tomate

La capacidad infectiva del virus se determinó mediante inoculación mecánica en plantas sanas de tomate (*S. lycopersicum* var. San Pedro). Tras un mes, se determinó el estado de las plantas inoculadas mediante la aplicación de una escala de los síntomas en hojas. El valor 0 se asignó para hojas aparentemente sanas, como las plantas control sin inocular, y el valor 1 para hojas con deformación severa, arrugamiento y mosaicos moderados. A todas las plantas que se les asignó la escala 1 de síntomas, se les realizaron pruebas confirmativas empleando el test ELISA.

2.5 Análisis estadístico

Para la representación gráfica y el tratamiento descriptivo de los datos obtenidos, se utilizaron hojas de cálculo Excel. Para el análisis estadístico se utilizó el programa Statgraphics Centurion 18. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) multifactorial y el Test de Mínima Diferencia Significativa de Fisher (LSD) para establecer los distintos grupos de homogeneidad en función de los niveles de cada factor.

3. Resultados y Discusión

3.1 Ensayo in vitro: Desinfección térmica

En la Figura 1A se muestran las temperaturas promedio registradas en ambas pilas a lo largo del proceso de compostaje. Los tiempos necesarios para que fueran prácticamente indetectables los antígenos virales estuvieron entre los 14 y 30 días (Figura 1B) para temperaturas de 50 °C y 70 °C, observándose una reducción significativa a las 24h de exposición. Sin embargo, a 30 °C la persistencia, sólo se afectó después de 7 días de tratamiento. Por su parte, la viabilidad se redujo drásticamente en tan sólo 24 horas de ensayo y no hubo diferencias entre los distintos tratamientos térmicos, a lo largo del mes de ensayo (Figura 1C)

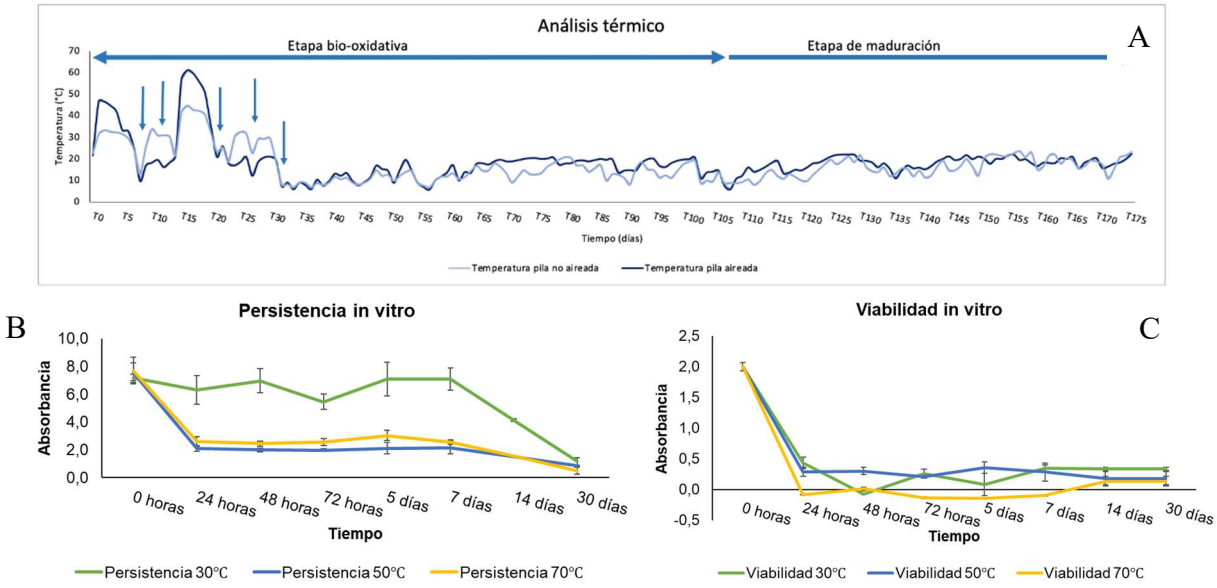


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje en ambas pilas (A). Persistencia (B) e infectividad (C) del virus ToBRFV en función de la temperatura aplicada en el tratamiento térmico y el tiempo de exposición, expresadas en Unidades de Absorbancia.

En la Figura 2A se muestran los datos globales del contenido de antígenos virales detectados en función de los distintos tratamientos térmicos. Los valores más elevados, en términos generales, se detectaron en el tratamiento de 30 °C, mostrando diferencias significativas respecto a los obtenidos a 50 °C y a 70 °C, representando estas últimas las condiciones más idóneas para reducir la persistencia viral. Respecto a la viabilidad del virus en función de la temperatura (Figura 2B), los resultados revelaron que, temperaturas de 30 y 50 °C afectaron de igual modo a la capacidad infectiva del virus, mientras que la temperatura de 70 °C mostró el efecto significativamente más agresivo.

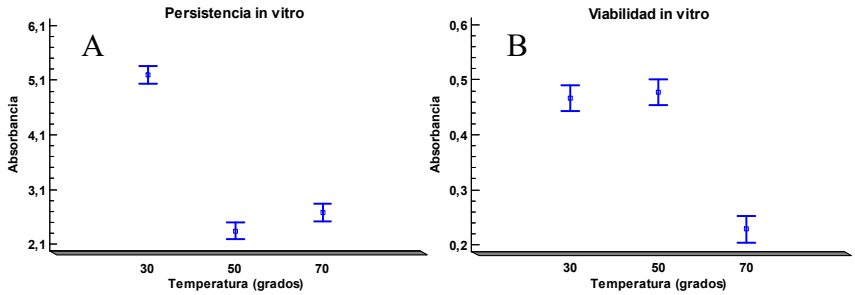


Figura 2. Efecto global de cada tratamiento térmico sobre (A) la persistencia *in vitro* y (B) la viabilidad *in vitro*. Las barras de error muestran el intervalo LSD de Fisher (p<0,05)

3.2 Ensayo in vivo: Desinfección mediante compostaje

En la Figura 3 se muestran las diferencias entre la persistencia y viabilidad del virus en cada una de las zonas de la pila de compostaje en la pila aireada y no aireada. El factor zona influyó significativamente sobre la persistencia del virus, produciéndose una mayor reducción en la zona media y alta de la pila aireada, mientras que, en la pila no aireada, las tres zonas mostraron una concentración similar de antígenos (Figura 3A). El análisis de la viabilidad puso de manifiesto que la capacidad infectiva de las muestras de la pila no aireada fue mucho menor, respecto a las de la aireada (Figura 3B). Destacando la zona media de la pila no aireada, donde se consiguió menor persistencia y menor viabilidad.

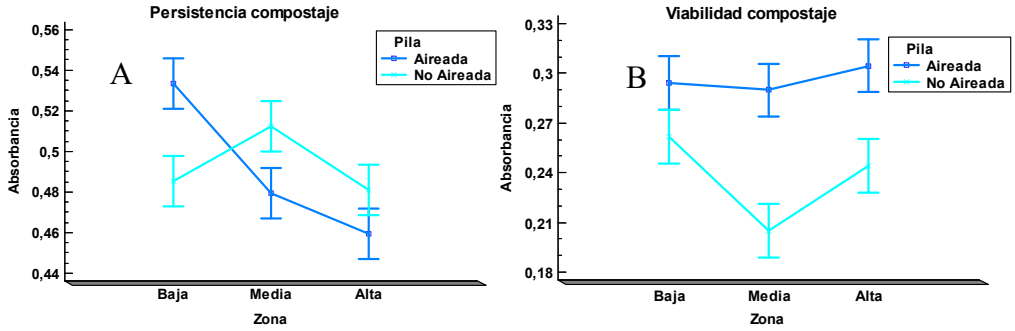


Figura 3. Efecto de la zona de la pila y la aireación durante el compostaje sobre (A) la persistencia *in vivo* del virus y (B) la viabilidad *in vivo* del virus.

4. Conclusiones

El tratamiento térmico de residuos vegetales infectados con el virus ToBRFV a temperaturas superiores a 50 °C redujo significativamente la persistencia y viabilidad viral tras una semana de tratamiento. La higienización en pilas de compostaje, al tratarse de ecosistemas heterogéneos y complejos, se ve influenciada tanto por las temperaturas alcanzadas, como por la ubicación zonal del material infectado, así como por el régimen de aireación utilizado.

5. Bibliografía

Caruso A.G., Bertacca S., Parrella G., Rizzo R., Davino S., Panno S., 2022. Tomato brown rugose fruit virus: A pathogen that is changing the tomato production worldwide. *Ann. Appl. Biol*. 181(3), 258-274.

Luria N., Smith E., Reingold V., Bekelman I., Lapidot M., Levin I., Dombrovsky A., 2017. A new Israeli Tobamovirus isolate infects tomato plants harboring Tm-22 resistance genes. *PloS one*. 12(1), e0170429.

Oladokun J.O., Halabi M.H., Barua P., Nath P.D., 2019. Tomato brown rugose fruit disease: current distribution, knowledge and future prospects. *Plant Pathol*. 68(9), 1579-1586.

Salem N.M., Jewehan A., Aranda M.A., Fox A., 2023. Tomato brown rugose fruit virus pandemic. *Annu. Rev. Phytopathol*. 61, 137-164.

Singh V.K., Singh A.K., Kumar A., 2017. Disease management of tomato through PGPB: current trends and future perspective. *3 Biotech*. 7, 1-10.

Suárez-Estrella F., López M.J., Elorrieta M.A., Vargas-García M.C., Moreno J., 2002. Survival of phytopathogen viruses during semipilot-scale composting. En: Microbiology of composting. Ed. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 539-548.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del Proyecto Propio de la Universidad de Almería PYTUAL_2024_001, titulado “Agrobiotecnología: Desarrollo de prebióticos y probióticos para agricultura”.

CARACTERIZACIÓN DE LA MICROBIOTA IMPLICADA EN LA DEGRADACIÓN DE PLÁSTICO DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES DE LA HORTICULTURA INTENSIVA

Martín Segado-Pérez, Marta del Pino-Fortes, Jesús Salinas, Víctor Carpena-Istán, María J. Estrella-González y 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; msp225@ual.es

Resumen: Los restos vegetales de cultivos hortícolas intensivos frecuentemente contienen guías de entutorado de polipropileno (PP). La pila de compostaje es un ecosistema propicio para la biodegradación, incluso de materiales recalcitrantes como los plásticos. El objetivo de este trabajo fue estudiar la microbiota presente en guías de entutorado de polipropileno envejecidas (PP-aged) y nuevas (PP-new) incorporadas en una pila de compostaje de restos vegetales. Para ello, se analizó la microbiota total (bacterias y hongos) y específica (actividad ligninasa, polifenoloxidasa y cutinasa, específicas para la degradación de plástico) de las muestras durante las principales fases térmicas del proceso. Los microorganismos con actividad específica fueron aislados y sometidos a una batería de actividades enzimáticas cualitativas relacionadas con la degradación de plástico. Se seleccionaron las cepas que presentaron mejor perfil enzimático y se identificaron a nivel de especie. Además, se analizaron parámetros de seguimiento del proceso de compostaje. En base a estos parámetros, el proceso evolucionó de manera adecuada. En lo que respecta al estudio de la microbiota total, se observaron, en general, mayores recuentos de bacterias y hongos en PP-aged. Respecto a la microbiota específica, en las etapas iniciales los recuentos fueron mayores en PP-aged. En enfriamiento y maduración los recuentos fueron similares en ambas muestras. En función de su actividad enzimática específica, se aislaron 60 bacterias y 176 hongos que se caracterizaron enzimáticamente. Se identificaron un total de 13 bacterias y 24 hongos que presentaron mejores perfiles enzimáticos. Las bacterias pertenecieron principalmente al género *Bacillus* mientras que los hongos fueron mayoritariamente del género *Aspergillus*. Por tanto, el compostaje es un ecosistema idóneo para la búsqueda de microorganismos de interés biotecnológico para la degradación de plástico.

Palabras clave: Biodegradación, Compostaje, Plástico, Polipropileno.

1. Introducción

La contaminación derivada del uso de plástico, especialmente en el contexto de la agricultura intensiva, representa un gran desafío debido a la ineficacia de los métodos de gestión de residuos actuales y a la elevada recalcitrancia de estos polímeros. Así pues, restos vegetales de cultivos hortícolas, como los de tomate, suelen contener una cantidad significativa de guías de entutorado (rafia) compuestas principalmente por polipropileno (PP). El polipropileno es un polímero termoplástico que destaca por su baja densidad, así como su hidrofobicidad y su resistencia a las variaciones de temperatura. Sin embargo, estas mismas características lo hacen muy difícil de degradar. Por otro lado, el compostaje es un proceso biológico en el que los microorganismos descomponen en condiciones aeróbicas la materia orgánica. Durante este proceso se crea un ambiente diverso y dinámico propicio para la biodegradación, incluso de materiales altamente resistentes como son los plásticos. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue estudiar la población de microorganismos capaces de colonizar guías de entutorado de polipropileno envejecidas (PP-aged) y nuevas (PP-new) que fueron incorporadas en el seno de una pila de compostaje de restos de plantas de tomate.

2. Material y Métodos

2.1 *Montaje de la pila de compostaje y caracterización físico-química*

Se montó una pila constituida por 40% de restos de poda con fines estructurantes, 50% de residuos vegetales procedentes de plantas de tomate, los cuales contenían una proporción significativa de rafia envejecida, y 10% de alperujo proporcionado por la empresa Oleícola El Tejar. Además, se incorporó rafia virgen al seno de la pila de compostaje, alcanzando dicha pila un volumen final de 1,6 m^3. Durante todo el proceso la pila se mantuvo con una humedad cercana al 55% y en condiciones de aireación. Además, durante la fase bioxidativa se realizó un volteo semanal hasta que la temperatura de la pila fue inferior a 40ºC. Se obtuvieron muestras de la pila durante las principales fases térmicas del proceso (Mesofílica, Termofílica, Enfriamiento y Maduración), a partir de las cuales se analizaron parámetros físico-químicos de seguimiento del proceso de compostaje: humedad, materia orgánica, relación C/N, pH y conductividad eléctrica. En el caso de pH y conductividad, las muestras se analizaron mediante dilución 1:10 en agua destilada y se agitaron a 120 rpm, 5 minutos para pH y 30 minutos para conductividad, a 30 °C. Las mediciones se realizaron con un pHmetro Crison BASIC 20 y un conductímetro HI 2315. 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 por combustión a 950 °C utilizando un analizador elemental LecoTruSpec CN (Leco CO., ST. Joseph, MI, EE.UU.).

2.2 Caracterización microbiológica de la rafia

De forma simultánea, en cada uno de los tiempos de muestreo se extrajo la rafia del seno de la pila, tanto rafia virgen como rafia envejecida, que fue suspendida en solución salina (NaCl, 0,9%) en proporción 1:10 y tras agitación en vaivén a 120 rpm, 20 minutos, se realizaron diluciones decimales seriadas que se sembraron en placa para recuento de bacterias y hongos totales en agar nutritivo y rosa de bengala, respectivamente. También se analizó la microbiota específica para la degradación de plástico, mediante siembra en medios selectivos con Remazol Brilliant Blue R (RBBR), Policaprolactona (PCL) y Polifenoles (PFO) que permiten detectar activades ligninasa, esterasa y polifenoloxidasa, respectivamente (Kiiskinen y col., 2004; Molitor y col., 2020; Rayner y Boddy 1988). Las colonias que presentaron alguna de las actividades mencionadas fueron aisladas para continuar su estudio.

2.3 Caracterización enzimática

En las cepas aisladas, aquellas que presentaron alguna actividad enzimática específica, se estudiaron las actividades enzimáticas descritas en la Tabla 1, junto con sus condiciones de incubación y lectura.

Tabla 1. Tabla de actividades enzimáticas evaluadas.

Actividad	Sustrato	Tiempo	Positivos	Referencias
Lipasa (LIP)	Tributirina	7 días	Aclaramiento	Molitor y col., 2020
Cutinasa1 (CUT1)	Monosterato de glicerol	7 días	Viraje de color	Molitor y col., 2020
Cutinasa2 (CUT2)	Policaprolactona (PCL)	7 días	Aclaramiento	Molitor y col., 2020
Lacasa1 (LAC1)	α-naftol	24 horas	Púrpura	Rayner y Boddy 1988
Lacasa2 (LAC2)	guaiacol	24 horas	Naranja	Rayner y Boddy 1988
Tirosinasa (TIR)	ρ-cresol	24 horas	Naranja	Rayner y Boddy 1988
Ligninasa (RBBR)	Remazol Brilliant Blue R	7 días	Aclaramiento	Kiiskinen y col., 2004
Polifenoloxidasa (PFO)	Ácido tánico	7 días	Marrón	Rayner y Boddy 1988

2.3 *Identificación*

La identificación de cepas se realizó de acuerdo al protocolo descrito por Salinas y col., 2023.

2.4 *Tratamiento de datos y análisis estadístico*

Se realizó un análisis de la varianza (ANOVA), para determinar el efecto de cada factor analizado sobre la variabilidad del parámetro "recuentos" y un test de rangos múltiples para la comparación entre medias, considerando en todos los casos un intervalo de confianza del 95%.

3. Resultados y Discusión

La Tabla 2 muestra la evolución de los principales parámetros de seguimiento analizados. La temperatura alcanzó valores de 70 °C durante 3 días en la etapa termófila. La humedad se mantuvo entorno al 60% e inicialmente la relación C/N fue de 27,03. En cuanto al PRF los valores de humedad (17,67%), materia orgánica (59,01%) y relación C/N (14,63) estuvieron acorde a los estipulados en el Real Decreto 999/2017 sobre productos fertilizantes. Por otro lado, tanto el pH como la conductividad eléctrica aumentaron hasta MAD, observándose una ligera disminución en PRF.

Tabla 2. Evolución de los parámetros físico-químicos.

Fase*	Tª (ºC)	Humedad (%)	pH	C/N	MO (%)	Conductividad (mS/cm)
MES	32	56,62 b	7,93 a	27,03 a	86,68 a	1,87 c
TER	70	61,69 a	9,52 b	22,81 b	84,41 a	2,75 c
ENF	42	63,68 a	9,50 b	19,69 c	82,39 a	2,16 c
MAD	30	55,30 b	9,61 b	16,82 d	77,63 a	4,90 a
PRF	26	17,68 c	8,97 c	14,63 e	59,01 b	4,10 b

*MES (Mesófila), TER (Termófila), ENF (Enfriamiento), MAD (Maduración) y PRF (Producto Final). Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

La evolución tanto de bacterias como de hongos totales en la superficie de la rafia (Figura 1A) mostró una diferencia inicial de 3 unidades logarítmicas entre la rafia nueva y la envejecida, destacando los bajos niveles de población en la rafia nueva por debajo de 2 log(UFC/mL). Esta diferencia poblacional se fue reduciendo hasta la etapa de maduración donde prácticamente se igualaron, pero siendo siempre superior la población de la rafia envejecida (en torno a 6 unidades logarítmicas). A su vez, la población de bacterias fue ligeramente superior respecto a la de hongos durante todas las etapas e independientemente del tipo de rafia. Por otra parte, como se observa en la Figura 1B, al inicio del proceso, la microbiota especializada fue poco abundante incrementándose a medida que avanzó el proceso tanto en la rafia nueva como en la envejecida, indicativo de un proceso de enriquecimiento mediado por la intensa actividad metabólica en el seno de la pila y por la progresiva colonización del material conforme avanzó el proceso. Esto ocurrió especialmente a partir de la fase termófila y se mantuvo estable hasta el final.

A partir de los recuentos de las muestras de rafia obtenidas en cada fase, se aislaron aquellas colonias que mostraron alguna de las actividades específicas analizadas. El cepario final estuvo constituido por 60 bacterias y 176 hongos.

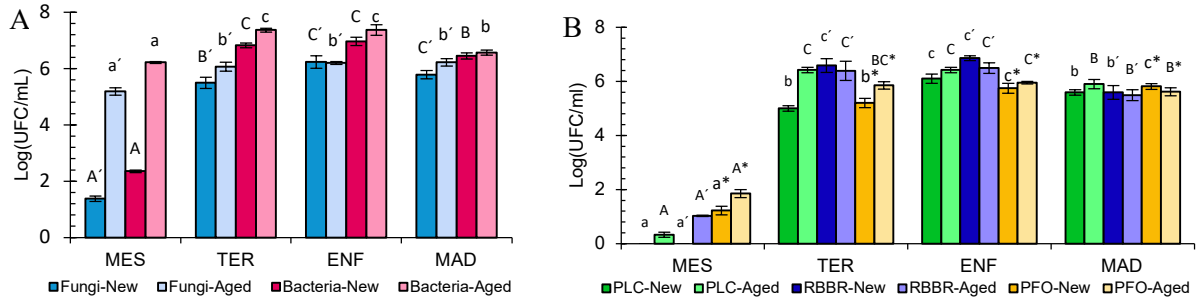


Figura 1. Recuentos A) Bacterias y hongos totales. B) Bacterias y hongos con actividad específica. MES (Mesófila), TER (Termófila), ENF (Enfriamiento), MAD (Maduración) y PRF (Producto Final). Valores medios con barras de error que representan la desviación estándar, seguidos con letras distintas que indican diferencias significativas (p<0,05).

El número total de cepas disminuyó hasta 181 tras eliminar aquellos microorganismos de morfología similar aislados en la misma fase del proceso, así como aquellos que presentaban dificultades para crecer en cultivos puros. La caracterización enzimática de la colección final reveló que el 90% de los aislados presentaban actividades lipasa y ligninasa, seguido por las actividades cutinasa 1 (60%), cutinasa 2 (78%) y polifenoloxidasa (68%), siendo las actividades lacasa 1, lacasa 2 y tirosinasa las menos frecuentes, con un 50%, 48% y 33% respectivamente.

La selección de cepas para su posterior identificación se basó en su perfil enzimático, es decir, fueron seleccionadas aquellas cepas que presentaron todas las actividades y aquellas que, a pesar de no presentar alguna actividad, destacó notablemente sobre el resto en alguna actividad concreta. Se seleccionaron un total de 37 microorganismos, 13 bacterias y 24 hongos que fueron identificados. Las 13 bacterias seleccionadas pertenecieron a especies de los géneros, *Bacillus* y *Priestia.* En el caso de los hongos los aislados pertenecían principalmente a especies del género *Aspergillus*, a excepción de 2 hongos identificados como *Fusarium oxysporum* y *Trichurus spiralis.* Estos resultados concuerdan con numerosos estudios previos en los que se ha descrito la capacidad de numerosas especies del género *Bacillus* y *Priestia* (anteriormente catalogados como *Bacillus*) para degradar distintos tipos de plástico (Salinas y col., 2023; Yao y col., 2022). Además, Sáenz y colaboradores (2019) observaron la degradación de polietileno (un tipo de plástico) por algunas especies de *Aspergillus*.

4. Conclusiones

En este trabajo se confirma que la rafia de polipropileno incorporada en la pila de compostaje es colonizada por microbiota especializada en la biodegradación de polímeros plásticos, sin diferencia notable atribuible al grado de deterioro previo del plástico. Dicha microbiota presenta un gran potencial para la degradación de compuestos recalcitrantes como los plásticos, destacando géneros como *Bacillus* o *Aspegillus*, debido a la amplia diversidad de enzimas degradadoras de plásticos que expresan, por lo que podrían aplicarse en procesos de biorremediación de plásticos o facilitadores de la degradación de los mismos durante compostaje. Este trabajo, sienta las bases para utilizar el proceso de compostaje como nicho de microorganismos de gran interés biotecnológico para la degradación de plásticos complejos.

5. Bibliografía

Kiiskinen L.L., Rättö M., Kruus K., 2004. Screening for novel laccase-producing microbes. *Journal of Applied Microbiology,* 97, 640-646.

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. *Microbial Biotechnology*. 13, 274-284.

Rayner A.D.M., Boddy L., 1988. Fungal decomposition of wood. *Its Biology and Ecology*. First edition. Ed. John Wiley & Sons Ltd, Bath, United Kingdom. 570 pp.

Sáenz M., Borodulina T., Diaz L., Banchon C., 2019. Minimal Conditions to Degrade Low Density Polyethylene by *Aspergillus terreus* and *niger*. *Journal of Ecological Engineering.* 20, 40–51.

Salinas J., Carpena V., Martínez-Gallardo M. R., Segado M., Estrella-González M.J., Toribio A.J., Jurado M.M., López-González J.A., Suárez-Estrella F., López M.J., 2023. Development of plastic-degrading microbial consortia by induced selection in microcosms. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1143769.

Yao Z., Seong H.J., Jang YS., 2022. Degradation of low density polyethylene by *Bacillus* species. *Appl. Biol. Chem.,* 65, 84.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto BBI JU H2020 RECOVER (GA No. 887648). Plan Propio de Investigación y Transferencia de la Universidad de Almería, financiado por la Consejería de Universidad, Investigación e Innovación con Fondo Social Europeo (FSE). Programa: Investigación 10 Vicerrectorado de Investigación e Innovación Plan Propio 2023 Científica e Innovación 54.A. Aplicación 741.

CO-COMPOSTAJE DE LODOS DE DEPURADORA CON DIFERENTES PROPORCIONES DE RESIDUOS DE PODA. ESTUDIO DE CASO EN LA CIUDAD DE AMBATO (ECUADOR)

Julio Idrovo-Novillo[1], Irene Gavilanes-Terán[1], Abigail Cevallos-Guamán[1], Cristoffer Sánchez-Bonilla[1], Cristian Chuquín-Enríquez[1], Concepción Paredes[2]

[1]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[2]Instituto 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 planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) "Las Viñitas" en la ciudad de Ambato (Ecuador) produce aproximadamente 45 toneladas/día de lodos. Estos biosólidos son llevados a silos de almacenamiento y distribuidos a diferentes parroquias del cantón Ambato, donde en muchos casos se utilizan directamente en la producción agrícola sin darles ningún tratamiento previo. Por lo tanto, los objetivos de la presente investigación fueron estudiar la viabilidad de tratar y reciclar los lodos mediante su co-compostaje con diferentes proporciones de residuos de poda y evaluar la calidad del compost obtenido para su potencial uso agrícola. Para llevar a cabo estos objetivos se construyeron dos pilas experimentales con diferentes proporciones de lodo residual (LR), residuos de poda (RP) y serrín (S) (P1: 50% LR + RP 30% + S 20%; P2: 65% LR + RP 15% + S 20%, sobre peso fresco) y durante el compostaje se monitoreó la temperatura de las pilas y diferentes parámetros físico-químicos, químicos y biológicos. Además, en los compost obtenidos se determinaron los contenidos de macro y micronutrientes y de metales pesados. Los resultados mostraron que la mayor proporción de RP en P1 alargó la etapa termófila, alcanzándose temperaturas más altas que en P2. También, la mayor proporción de agente estructurante en P1 contribuyó, en general, a un mayor contenido final de materia orgánica, macro y micronutrientes y de metales pesados en comparación con el compost de P2. Ambos compost presentaron un grado de madurez adecuado, así como un contenido de metales pesados bajo para su uso agrícola seguro. De este modo, esta investigación contribuye a la gestión sostenible de estos lodos y demuestra que el compostaje es una alternativa viable para su tratamiento y reciclaje, recomendándose implementar el proceso en la PTAR y realizar estudios para determinar la dosis óptima de aplicación del compost en diferentes cultivos.

Palabras clave: biosólidos, agente estructurante, compost, madurez.

1. Introducción

El tratamiento de aguas residuales es fundamental para proteger la salud pública y el medio ambiente, evitando la contaminación de ríos, lagos y mares (Nasamues, 2021). La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) "Las Viñitas" en Ambato-Ecuador, se encarga de tratar las aguas residuales provenientes de hogares, comercios e industrias, contribuyendo positivamente a la recuperación de fuentes hídricas. Sin embargo, el proceso de tratamiento de agua genera lodos residuales como subproductos, que al no ser gestionados adecuadamente podrían convertirse en una fuente adicional de contaminación ambiental (Armas y col., 2022). Por lo tanto, la gestión de estos biosólidos representa uno de los mayores desafíos técnicos y operativos del sistema de tratamiento de aguas residuales con el fin de minimizar su impacto ambiental en el entorno natural y la salud pública. El tratamiento de los lodos mediante compostaje es una alternativa eficaz y de bajo coste y tecnificación, pero estos residuos tienen una baja porosidad y por ello, deben de ser co-compostados con otros residuos orgánicos que actúen como agente estructurante. Se han encontrado diferentes estudios de co-compostaje de lodos con otros residuos para mejorar sus propiedades físicas que aseguren un desarrollo adecuado del proceso, tales como el de Grgas y col. (2023), que trataron lodos de depuradora mediante su co-compostaje con residuos verdes y residuos de alimentos o el estudio de Zhang y col. (2018), que co-compostaron residuos de maíz con diferentes proporciones de lodos y residuos orgánicos municipales. Por lo tanto, el objetivo de

este trabajo fue estudiar la viabilidad de reciclar lodos de depuración de aguas residuales mediante su co-compostaje con diferentes proporciones de residuos de poda y determinar la calidad de los compost obtenidos.

2. Material y Métodos

El trabajo de investigación se realizó con lodos de la PTAR "Las Viñitas" de la Ciudad de Ambato-Ecuador. Para ello, se elaboraron dos pilas de compostaje mezclando diferentes porcentajes de residuos: Lodos residuales (LR), Residuos de Poda (RP), Serrín (S): Pila 1 (LR 50%, RP 30%, S 20%) y Pila 2 (LR 65%, RP 15%, S 20%). El peso de cada uno de estas pilas fue de 2000 kg, con unas dimensiones de 2 m de ancho x 4 m de largo x 1,50 m de altura, y se utilizó el sistema de compostaje de pila móvil con ventilación por volteos. A lo largo del proceso se controló el porcentaje de humedad mediante riegos de las pilas para que el valor de este parámetro estuviera dentro del intervalo de 40-60%, la temperatura se midió a diario, promediando los datos tomados en 7 puntos diferentes de la pila y se realizaron un total de 7 volteos en cada pila. La fase bio-oxidativa se consideró finalizada cuando la temperatura descendió a valores cercanos a la temperatura ambiente (191 días). A continuación, se pasó a la etapa de maduración de duración 2 meses, controlando diariamente la humedad de las pilas para que estuviese entre 40 y 60%. Se tomaron muestras de las mezclas de residuos al inicio del proceso de compostaje y después de la etapa de maduración. 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: pH, los contenidos de materia orgánica (MO), nitrógeno total (NT), carbono orgánico total (COT), macro y micronutrientes y metales pesados y el índice de germinación (IG). Las determinaciones de los parámetros analizados en las mezclas iniciales de los residuos y en los compost se realizaron según los métodos analíticos descritos por Gavilanes-Terán y col. (2023). Todos los análisis se realizaron por triplicado. 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 1 muestra el comportamiento de la temperatura durante todo el proceso, así como también la temperatura ambiente, se evidencia un rápido aumento inicial de la temperatura en ambas pilas debido a la acción metabólica de los microorganismos. Este rápido aumento de la temperatura al inicio del proceso de compostaje también ha sido observado por otros autores durante el co-compostaje de lodos con otros agentes estructurantes (Zhang et al., 2018; Grgas y col., 2023). Después de los tres primeros volteos, se observó un aumento de la temperatura hasta alcanzar valores termófilos (temperatura > 40 ºC), esto no ocurrió en el resto de volteos realizados. Las máximas temperaturas alcanzadas fueron de 65 °C y 59 °C en P1 y P2, respectivamente, encontrándose que la mayor proporción de RP en P1 alargó la etapa termófila y contribuyó a que se alcanzaran temperaturas más altas que en P2. En ninguna de las pilas se cumplió el requisito establecido por USEPA (2003) para el saneamiento de materiales compostados en pilas con aireación por volteo (temperaturas ≥ 55 °C durante al menos 15 días consecutivos, con un mínimo de 5 volteos para asegurar que todo el material ha estado a esta temperatura). A partir del día 191 se dió inicio la fase de maduración, ya que en este momento las temperaturas de las pilas estuvieron muy cercanas a la ambiental.

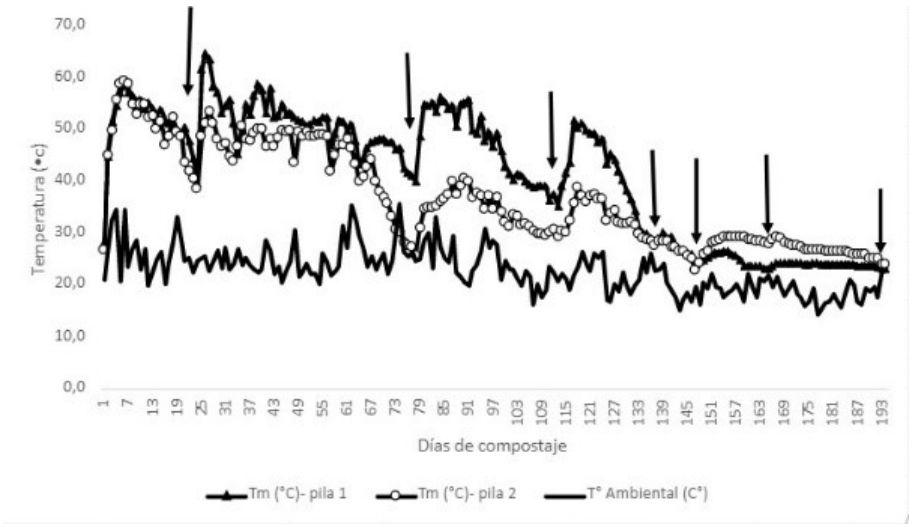


Figura 1. Evolución de temperaturas en el proceso de compostaje, las flechas indican los días de volteos.

Los valores de pH al inicio del proceso en ambas pilas fueron similares, cercanos a la neutralidad, con reducción de 6,47 y 6,28 a 5,63 y 6,13 durante el proceso para la P1 y P2, respectivamente (Tabla 1). La reducción de pH al final del proceso de compostaje pudo deberse a los procesos de nitrificación en los que se generan iones hidronio (Paredes y col, 2001). Los valores finales de pH estuvieron dentro o muy cercanos del intervalo (6,0-7,5) recomendado por el US Composting Council (2001) para diferentes usos agrícolas del compost. Los contenidos de MO se redujeron durante el compostaje, desde 80,8% y 77,0% a 50,7% y 32,4% en P1 y P2, respectivamente, indicando la degradación de la MO. Solo el compost 1 presentó porcentajes de MO dentro del rango recomendado por las directrices estadounidenses, OM = 50-60%, para compost con uso agrícola (US Composting Council, 2001). 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%). En el caso del compost con mayor proporción de lodo (compost de P2) se observó un IG mayor del 100%, probablemente debido al mayor contenido de nutrientes presentes en el extracto de este compost en comparación con el testigo con agua desionizada empleado en la determinación de este parámetro. También, Zhang y col. (2018) obtuvieron compost con IG > 100% en las pilas con mayor proporción de lodo.

Tabla 1. Parámetros medidos durante el proceso de compostaje.

Muestreo	pH	MO (%)	COT/NT	IG (%)
P1: LR 50% + RP 30% + S 20%				
Inicial	6,47	80,8	20,4	43,3
Maduro	5,63	50,7	11,4	88,5
DMS	**0,13**	**2,6**	**0,6**	**0,2**
P2: LR 65% + RP 15% + S 20%				
Inicial	6,28	77,0	28,4	38,4
Maduro	6,13	32,4	12,3	108,8
DMS	**0,11**	**3,7**	**2,0**	**0,3**

Las directrices americanas establecen una capacidad mínima de fertilización para compost de uso agrícola (Nt ≥ 10 g/kg y P ≥ 10 g/kg; US Composting Council, 2001). Los compost obtenidos superaron el límite establecido para el contenido de nitrógeno, mientras que, no se cumplió con el contenido mínimo de fósforo requerido por estas directrices (Tabla 2). También, se observó que la mayor proporción de agente estructurante en P1 contribuyó, en general, a un mayor contenido final

de macro y micronutrientes y de metales pesados en comparación con el compost de P2. Sin embargo, los contenidos de metales pesados de ambos compost no superaron las concentraciones máximas establecidas por US Composting Council (2001) para compost de calidad excepcional, lo que garantiza su uso agrícola seguro.

Tabla 2: Macro y micronutrientes y metales pesados en los compost obtenidos

PARAMETROS	PILA 1	PILA 2	US Composting Council (2001)
NT (g/kg)	22,6	10,4	≥ 10
P (g/kg)	8,30	5,85	≥ 10
K (g/kg)	5,65	2,73	-
Na (g/kg)	0,84	0,98	-
Fe (mg/kg)	6131	9481	-
Cu (mg/kg)	90	72	1500
Mn (mg/kg)	159	173	-
Zn (mg/kg)	360	287	2800
As (mg/kg)	3,31	2,60	41
Se (mg/kg)	2,91	2,49	100
Hg (mg/kg)	0,58	0,45	17
Pb (mg/kg)	7,90	5,61	300
Cd (mg/kg)	0,31	0,28	39
Ni (mg/kg)	0,20	0,47	420
Cr (mg/kg)	338	351	-

4. Conclusiones

El co-compostaje de lodos de depuradora con residuos de poda es una alternativa eficaz para tratar los lodos procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales en Ecuador. La mayor proporción de residuos de poda para el co-compostaje de los lodos produjo un compost con mayor valor fertilizante debido al aumento, en general, de los contenidos finales de materia orgánica y de macro y micronutrientes. Ambos compost obtenidos presentaron un grado de madurez adecuado, así como un contenido de metales pesados bajo para su uso agrícola seguro.

5. Bibliografía

Armas, F., Gavilanes, I., Chuquizala, D., Sánchez, B., Muñoz, F., Paredes, C., 2022. Situación de la depuración de aguas residuales en ecuador y características de los lodos generados. En: Gómez, M.A., González, A.I., Morales, R., Pérez, R., Plaza, J. (Eds). *Compostaje: Objetivo de Desarrollo Sostenible*. Red Española de Compostaje-Universidad de Salamanca, pp. 285-289.

Gavilanes, I., Chuquín, C., Valverde, V., 2023. *Técnicas de Análisis de Laboratorio para Caracterización de Suelos, Residuos Orgánicos, Compost y Alimentos*. Puerto Madero Editorial, La Plata. 128 pp.

Grgas, D., Štefanac, T., Barešić, M., Toromanović, M., Ibrahimpašić, J., Vukušić Pavičić, T., Habuda-Stanić, M., Herceg, Z., Landeka Dragičević, T., 2023. Co-composting of Sewage Sludge, Green Waste, and Food Waste. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems* 11, 1100415.

Nasamues, J. L., 2021. Metodologías para evaluar sistemas de tratamiento de aguas residuales en el Ecuador. Trabajo Fin de Grado. Universidad Nacional de Chimborazo (Ecuador).

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.

US Composting Council, 2001. Field guide to compost use. http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf (fecha de consulta: 03/06/2024)

USEPA, 2003. United States Environment Protection Agency, Environmental regulations and technology control of pathogens and vector attraction in sewage sludge, EPA625-/R-92/-103, Cincinnati.

Zhang, D., Luo, W., Li, Y., Wang, G., Li, G., 2018. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. *Bioresource Technology* 250, 853-859.

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

EFECTOS DE LA ADICIÓN DE LACTOSUERO EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROPECUARIOS Y EN LA HIGIENIZACIÓN Y CALIDAD DEL COMPOST OBTENIDO

Irene Gavilanes-Terán[1], Steven Ramos-Romero[1], Julio Idrovo-Novillo[1], Sandra Noemí Escobar-Arrieta[1], María José-Bermeo[1], Víctor Hugo Valverde-Orozco[2], Alessandro Idrovo-Gavilanes[3], Julio Idrovo-Gavilanes[4], Concepción Paredes[5]

[1]Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba 060155, Chimborazo, Ecuador
[2]Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Chimborazo, EC060108, Riobamba (Chimborazo), Ecuador
[3]Universidad Autónoma de Madrid, UAM,C.Arzobispo Morcillo,4,Fuencarral-El Prado, 28029 Madrid
[4]Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Complutense de Madrid UCM, Pl. de las Ciencias, 2, 28040 Madrid
[5]Instituto 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: En el 2021, Ecuador produjo unas 94.422 toneladas de queso, siendo el cuarto país mayor productor de queso de América Latina. El principal subproducto/residuo generado en las empresas de elaboración de queso es el lactosuero, se estima que por cada kg de queso se generan 9 L. De este modo, Ecuador generó unos 850.000 m^3 de lactosuero en el año 2021, de los cuales sólo el 10% de estos subproductos fueron incorporados al proceso productivo y el resto fue vertido directamente a los efluentes o depositado en el suelo, causando impactos ambientales. Por tanto, el co-compostaje de lactosuero con residuos orgánicos sólidos puede ser un método adecuado para su tratamiento en el entorno de pequeñas empresas que generan este residuo líquido, debido a la eficacia y bajo coste de este proceso. Para estudiar la viabilidad de este proceso de co-compostaje se elaboraron dos pilas con la misma composición de residuos en las siguientes proporciones: 60% residuos cultivo de maíz + 5% residuos cultivo de habas + 35% estiércol de vaca sobre materia seca, y se compostaron utilizando el sistema de compostaje de pila móvil con aireación por volteos. Durante el proceso de compostaje, se controló la temperatura de las mezclas y la humedad añadiendo agua en la pila 1 y la misma cantidad de suero de leche diluido al 50% en la pila 2 determinándose la evolución de diferentes parámetros físico-químicos, químicos y biológicos. Los resultados obtenidos permitieron evidenciar que la adición de lactosuero aumentó la cantidad de materia orgánica a la mezcla de residuos, produjo mayores valores de CE y contenidos de N total que en la pila sin lactosuero. Sin embargo, ambas pilas tuvieron perfiles térmicos similares y se obtuvieron compost con un grado adecuado de madurez e higienización.

Palabras clave: Residuo liquido lácteo, residuo vegetal, estiércol, microorganismos patógenos

1. Introducción

En América del Sur, la producción media de queso fue de 1,14 millones de toneladas por año entre el 2011 al 2021. En 2021, Ecuador fue el cuarto mayor productor, con 94.422 toneladas de queso (FAOSTAT, 2011-2021). El principal subproducto/residuo generado en la elaboración del queso es el lactosuero (SQ), se estima que por cada kg de queso se generan 9 L de lactosuero (Mazorra-Manzano y col., 2019). Entonces, Ecuador generó unos 850.000 m^3 de SQ en el año 2021. El contenido medio de lactosuero es: 70% lactosa (dependiendo de la acidez), 14% proteínas, 9% minerales, 4% grasas y 3% ácido láctico (Poveda, 2013). Actualmente, los países desarrollados

realizan un manejo sostenible del SQ, orientado a aplicaciones biotecnológicas y alimentarias para desarrollar productos de valor agregado como suero en polvo, alimentos, bebidas funcionales, bioetanol, bioplásticos, biogás, entre otros (Zandona y col., 2021). Sin embargo, en Ecuador, solo el 10% del lactosuero generado se utiliza en la industria, y el

resto presenta un manejo ambiental inadecuado. Por tanto, el co-compostaje de SQ con residuos orgánicos sólidos puede ser un método adecuado para su tratamiento, por su eficacia y bajo coste. Existen varias publicaciones relacionadas al estudio de co-compostaje de residuos sólidos orgánicos a los que se han añadido residuos líquidos para proporcionar la humedad necesaria a la mezcla de compostaje. Así por ejemplo, el co-compostaje de purines de cerdo con la fracción sólida del estiércol de cerdo, bagazo de uva, viruta de madera y serrín (Vázquez y col., 2015), el co-compostaje del residuo líquido procedente de la extracción de aceite de oliva (alpechín) con residuos orgánicos procedentes de la extracción de zumo de naranja, del desmotado de algodón y lodos de depuradora (Paredes y col., 2001), así como el co-compostaje de vinaza procedente de alcoholera con lodos de depuradora, orujo de uva con alcohol y desalcoholizado y raspón (Bustamante y col., 2007). Sin embargo, hay poca información relacionada con el tratamiento del SQ mediante compostaje, encontrándose solo los trabajos de Alfonzo y col. (2022) y Pivato y col. (2024), quienes co-compostaron este residuo líquido con orujo de uva mezclado con residuos de cultivos herbáceos verdes y poda seca y astillas de poda de árboles con biochar, respectivamente.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la adición de SQ en el compostaje de residuos vegetales y estiércol de vaca para evaluar la higienización y calidad del compost obtenido.

2. Material y Métodos

El trabajo se realizó en la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, donde se elaboraron 2 pilas de residuos con las mismas proporciones: 60% (residuo cultivo de maíz) + 5% (residuo cultivo de haba) + 35% (estiércol de vaca), un peso de 1000 kg y dimensiones de 2 × 3 m en la base y 1,5 m de altura. El sistema de compostaje utilizado fue el de pila móvil con aireación por volteos. Durante el proceso se controló la humedad, añadiendo agua en la pila 1 (P1) y la misma cantidad de SQ diluido al 50% con agua en la pila 2 (P2). En ambas pilas se realizaron 3 volteos, la fase bio-oxidativa se extendió durante 72 días, con un período de maduración de 60 días. Durante todo el proceso, la humedad se mantuvo entre el 40% y 60%. Las pilas se muestrearon 4 veces, al inicio del proceso (I), durante la etapa termófila (T), al final de la fase bio-oxidativa (FBIO) y al final de la fase de madurez (MAD). Las muestras se secaron a 60 °C, seguido de molienda y tamizado a 0,5 mm para su análisis y se determinaron parámetros fisicoquímicos, químicos y biológicos como: pH, conductividad eléctrica (CE), contenidos de materia orgánica (MO), carbono orgánico total (Corg) y nitrógeno total (Nt) siguiendo las técnicas descritas en Gavilanes-Terán y col. (2016). También, se determinaron diferentes poblaciones microbianas patógenas de acuerdo a los métodos indicados en Bustamante y col. (2008). Se realizó un análisis de varianza unidireccional (ANOVA) para determinar las diferencias significativas en los datos de cada parámetro a lo largo del tiempo, y se utilizó la prueba post-hoc de Tukey-b para la separación de cada muestreo.

3. Resultados y Discusión

La evolución de la temperatura en ambas pilas mostró un rápido ascenso al inicio del proceso, con valores termófilos (temperatura > 40 ºC) en las primeras 48 horas y estos valores se mantuvieron durante aproximadamente 18 días hasta el primer volteo (Figura 1). Cuando la temperatura descendió por debajo de los 40 °C, se realizaron los volteos para suministrar oxígeno y materiales no degradados. Esto favoreció el aumento de temperatura, que estuvo por encima de los 40 ºC durante 16-17 días después del primer volteo y durante 7-8 días después del segundo volteo, no observándose valores termófilos de temperatura después del tercer volteo. Las temperaturas máximas del proceso fueron de 61,1 ºC y 62,5 ºC para P1 y P2, respectivamente. Por otra parte, la adición de SQ no provocó grandes cambios en el perfil térmico de la P2 con respecto a P1 regada con agua. Este hecho fue también observado por Alfonzo y col. (2022) cuando co-

compostaron orujo de uva mezclado con residuos de cultivos herbáceos verdes y poda seca con y sin SQ. Respecto a la higienización de las mezclas de residuos compostados, en ninguna de las pilas estudiadas se cumplió con el requisito establecido por USEPA (2003) para la higienización de materiales compostados en pilas con aireación por volteo (temperaturas ≥ 55 °C durante al menos 15 días consecutivos). Sin embargo, ambos compost tuvieron ausencia de *Salmonella* en 25 g de compost (sobre peso seco) y respecto a *Escherichia coli* se encontraron 100 y < 10 UFC/g (sobre peso seco) en los compost de P1 y P2, respectivamente, estando estos valores de estas poblaciones microbianas por debajo del límite máximo establecido por USEPA (2003) para compost higienizado (*Salmonella* < 3 UFC/g; *E. coli* < 1000 UFC/g). De este modo, se observó que el requisito de alta temperatura durante un periodo de tiempo para la higienización de las mezclas de residuos no fue decisivo en este estudio.

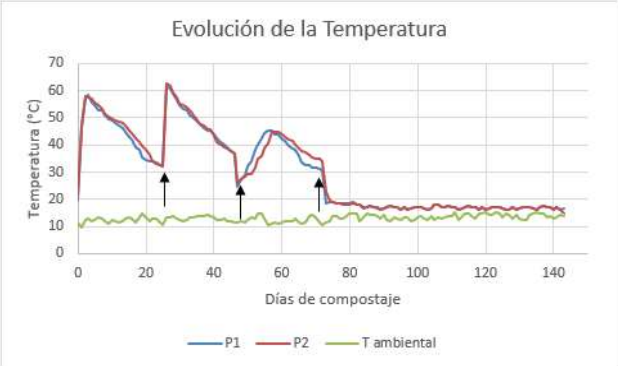


Figura 1. Evolución de la temperatura en el proceso de compostaje.

La descomposición de la MO provocó un aumento significativo del pH a lo largo del proceso en ambas pilas, como consecuencia de la degradación de compuestos de tipo ácido, tales como carboxílicos y fenólicos, y la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos en amoníaco (Paredes y col., 2001) (Tabla 1). Ambos compost tuvieron valores finales de pH por encima del intervalo (pH = 6,0-7,5) recomendado por el US Composting Council (2001) para diversas aplicaciones de compost y condiciones promedio de campo. También, se observó que la degradación de la OM provocó un aumento de los valores de la CE en ambos procesos de compostaje, probablemente debido a la liberación de sales minerales y al aumento de la concentración relativa de iones provocado por la pérdida de masa, siendo mayores los valores finales de este parámetro en la P2 que en la P1, probablemente debido a la adición de sales solubles presentes en el SQ. Otros autores también han encontrado que el contenido salino del compost es mayor con la adicción de residuos líquidos como fuente de humedad en comparación con el empleo de agua (Paredes y col., 2001).

El porcentaje de MO disminuyó durante todo el proceso en ambas pilas desde valores iniciales de 83,8% y 84,1% hasta valores finales de 69,7% y 70,8% en P1 y P2, respectivamente, mostrando los procesos de mineralización ocurridos durante el proceso de compostaje (Tabla 1). Los contenidos finales de MO estuvieron por encima del intervalo recomendado por las directrices americanas (MO = 50-60%; US Composting Council, 2001), mostrando la idoneidad de ambos compost para su empleo como enmiendas orgánicas, especialmente en el caso del compost obtenido con la adición de SQ. Por otra parte, el contenido en Nt aumentó en ambas pilas, posiblemente debido al efecto concentración causado por la reducción del peso de la pila, como se ha observado también en los experimentos de co-compostaje de diferentes residuos procedentes de bodega y destilería con y sin vinaza de Bustamante et al. (2007). En el presente estudio se consiguió un compost con mayor capacidad fertilizante nitrogenada con la adición de SQ. A lo largo del proceso, se observó una reducción de la relación Corg/Nt, alcanzándose en ambos compost valores de esta relación < 20 indicativo de un adecuado grado de madurez (Bernal y col., 2009).

4. Conclusiones

De los resultados obtenidos se puede concluir que la adición de SQ durante el proceso de compostaje de residuos vegetales y estiércol de vaca no afectó a la higienización del compost y mejoró la capacidad del compost para su uso como enmienda/fertilizante orgánico, como consecuencia del aumento del contenido de MO y de Nt conseguido con el empleo de SQ como fuente de humedad. Sin embargo, el empleo de este residuo líquido aumentó el nivel de sales del compost presentando limitaciones para su empleo agrícola en suelos salinos y plantas con baja tolerancia a la salinidad.

Tabla 1. Evolución de los principales parámetros durante el compostaje.

Muestra	pH	CE (ds/m)	MO (%)	Nt (%)	Corg/Nt
Pila 1: residuos de maíz + residuos de haba + estiércol					
I	7,56 a	4,09 a	83,8 c	1,29 a	35,01 d
T	8,24 c	5,98 b	73,3 b	1,53 a	23,06 c
FBIO	8,55 d	6,18 c	69,3 a	2,65 b	14,46 b
MAD	8,00 b	6,87 d	69,7 a	3,06 c	12,36 a
F-ANOVA	354***	31799***	583***	166***	756***
Pila 2: residuos de maíz + residuos de haba + estiércol + lactosuero					
I	7,70 c	4,28 a	84,1 d	1,35 a	30,96 c
T	7,25 b	5,63 b	74,1 c	1,84 b	22,44 b
FBIO	7,13 a	7,02 c	71,8 b	2,83 c	12,76 a
MAD	8,02 d	7,31 d	70,8 a	3,19 d	11,54 a
F-ANOVA	481***	174930***	2630***	175***	318***

***: Significativo a P<0,001

5. Bibliografía

Alfonzo, A., Laudicina, V.A., Muscarella, S.M., Badalucco, L., Moschetti, G., Spanò, G.M., Francesca, N., 2022. Cellulolytic bacteria joined with deproteinized whey decrease carbon to nitrogen ratio and improve stability of compost from wine production chain by-products. *Journal of Environmental Management* 304, 114194.

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, 5444-5453.

Bustamante, M. A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M. P., 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Science and Technology* 56(2), 187-192.

Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Moreno, J., 2008. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes. *Bioresource Technology* 99, 7299-7306.

FAOSTAT (2011-2021). Balances de alimentos. https://www.fao.org/faostat/es/#data/FBS (fecha de consulta: 20/05/2024).

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 Management* 48, 127-134.

Mazorra-Manzano, M. Á., Moreno-Hernández, J. M., Mazorra-Manzano, M. Á., Moreno-Hernández, J. M., 2019. Propiedades y opciones para valorizar el lactosuero de la quesería artesanal. *CienciaUAT 14*(1), 133-144.

Paredes, C., Bernal, M.P., Roig, A., Cegarra, J., 2001. Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation*, *12*, 225-234.

Pivato, A., Malesani, R., Bocchi, S., Rafieenia, R., Schievano, A., 2024. Biochar addition to compost heat recovery systems improves heat conversion yields. *Frontiers in Energy Research* 11, 1327136.

Poveda, E., 2013. Suero lácteo, generalidades y potencial uso como fuente de calcio de alta biodisponibilidad. *Revista Chilena de Nutrición 40*(4), 397-403.

US Composting Council, 2001. Field guide to compost use. http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf (fecha de consulta: 20/05/2024)

USEPA, 2003. United States Environment Protection Agency, Environmental regulations and technology control of pathogens and vector attraction in sewage sludge, EPA625-/R-92/-103, Cincinnati.

Vázquez, M. A., de la Varga, D., Plana, R., Soto, M., 2015. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use. *Journal of Cleaner Production 104*, 80-89.

Zandona, E., Blažić, M., Režek Jambrak, A., 2021. Whey Utilisation: Sustainable Uses and Environmental Approach. *Food Technology and Biotechnology 59*(2), 147-161.

GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS PRODUCIDOS EN UNA BODEGA Y UNA INDUSTRIA DE SELECCIÓN DE CEREALES MEDIANTE COMPOSTAJE

Mercedes Sánchez-Báscones[1], María Cruz García-González[1], Ernesto Gómez-Sobrino[1], Beatriz Molinuevo-Salces[1], Paula Calvo Diego[1] y Laura Buzón-Durán[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España.

Resumen: Los residuos orgánicos son uno de los principales residuos generados por las empresas que si no se gestionan adecuadamente pueden ocasionar graves problemas medioambientales y, teniendo en cuenta, además, que son una fuente de nutrientes para los cultivos y la pérdida de fertilidad de los suelos, el destino último de aplicación al suelo se ofrece como la alternativa más viable desde el punto de vista económico y medioambiental. Es por ello que el compostaje se ofrece como el tratamiento idóneo para ese fin. En objetivo del presente estudio es la gestión conjunta de los residuos generados por una bodega y una empresa encargada de cultivar y comercializar cereales. En la bodega se gestionaron orujos vínicos, sarmientos, lías, y lodos procedentes del filtro prensa utilizado en la filtración. En la empresa de cereales se producía paja de cereal, polvo de cereal, heno y paja de forrajes. Se construyeron tres pilas de 2 t de peso, utilizando mezclas diferentes de los materiales anteriores, a las que se añadió gallinaza para equilibrar la relación C/N en cada una de las pilas. La duración total del proceso fue de 10 meses y el monitoreo se realizó mediante la toma continua de temperaturas con data logger en tres puntos diferentes de cada pila (todas las pilas alcanzaron temperaturas superiores a 60ºC durante varias semanas) y la toma de muestras semanal durante la fase bioactiva y mensual durante la maduración. En el producto final se analizó el contenido de metales pesados, comprobando que ninguno de los compost obtenidos supera los límites (Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre). El test de germinación aportó valores de IG del 99% y 122% para las pilas 1 y 3 respectivamente y del 20% para la pila 2 que no evolucionó adecuadamente.

Palabras clave: orujos vínicos, sarmientos, lías, cereal, heno

1. Introducción

La gestión de residuos de forma respetuosa con el medio ambiente y el aprovechamiento de los materiales secundarios que contienen, son elementos clave de la política medioambiental de la UE. La Directiva Marco de Residuos es el marco legal de la UE para el tratamiento y gestión de residuos en la UE. En España, la principal norma que regula los residuos es la Ley 7/2022, de 8 de abril, de Residuos y Suelos Contaminados para una Economía Circular. En abril de 2024 se ha firmado un pacto en Castilla y León entre la administración autonómica y los agentes sociales con el objetivo de conseguir “cero residuos en 2050” mediante criterios como el ahorro energético y la reducción y el aprovechamiento de residuos.

El proceso de gestión del viñedo y elaboración del vino genera gran cantidad de subproductos, residuos sólidos y líquidos, tales como sarmientos, lías, hollejos y lodo del filtro prensa procedente de la depuración de las aguas de la bodega. Por otra parte, la empresa encargada de cultivar y comercializar cereales produce paja y polvo de cereal, heno y paja de forrajes.

Los residuos orgánicos constituyen el principal tipo de residuos generados por las empresas cuya inadecuada gestión puede ocasionar graves problemas medioambientales, además, teniendo en cuenta que son una fuente de nutrientes para los cultivos y la pérdida de fertilidad de los suelos, el destino último de aplicación al suelo se ofrece como la alternativa más viable desde el punto de vista económico y medioambiental. Sin embargo, para su aplicación en agricultura, los residuos deben de poseer unas características adecuadas: como mínimo se debe exigir una cierta estabilidad de su materia orgánica, una higienización y una desodorización. Por otra parte, con frecuencia no coinciden las épocas y los lugares de producción del residuo o desechos con las necesidades de aplicación al suelo, puede ser necesario modificar las características del material inicial con el objeto de hacer fácil su transporte y almacenamiento.

Es por ello que el compostaje se ha convertido en una alternativa ecológica y económica para reutilizar los residuos de la biomasa vegetal para la producción de compost (Fauci et al., 2013).

Por todo ello, el principal objetivo de este estudio fue evaluar la viabilidad del compostaje para la gestión conjunta de los residuos generados por una bodega y una empresa encargada de cultivar y comercializar cereales.

2. Material y métodos

Los residuos utilizados proceden de una bodega y de una empresa de forrajes, localizadas en la provincia de Valladolid, todos ellos se identificaron y caracterizaron (MAPA, 1994) (tabla 1). Los metales pesados se analizaron mediante digestión ácida y determinación por ICP_MS. Posteriormente se construyeron tres pilas de compostaje utilizando mezclas diferentes de los materiales anteriores (Tabla 2) a las que hubo que añadir gallinaza para equilibrar la relación C/N en cada una de las pilas (Imagen 1). Sánchez y col, 2014 utilizaron proporciones 2:1 para las mezclas de gallinaza y sarmientos obteniendo buena evolución del proceso. Se utilizó un carro mezclador para el correcto mezclado de los componentes de cada una de las pilas.

Tabla 1. Caracterización de los materiales a compostar

	Paja Cereal	Polvo Cereal	Paja forrajes	Lodo filtro Prensa	Lías	Sarmientos	Gallinaza
Humedad (%)	53,4	14,8	17,33	87,2	77,45	6,58	67,72
pH	6,4	6,35	6,2	3,28	2,64	6,01	6,4
CE (mS cm^{-1})	2,01	5,25	2,65	4,74	3,78	0,89	2,01
C (%)	42,33	39,98	41,38	25,91	41,42	41,70	37,20
N (%)	0,57	0,73	1,85	3,63	5,55	1,18	4,51
C/ N	119,71	56,89	22,32	7,13	7,46	40,27	8,24

Todos los residuos mostraron un carácter ácido, aunque cercanos al rango óptimo para el compostaje (pH = 6-8), excepto las lías y el lodo filtro prensa. Los valores de la conductividad eléctrica fueron elevados en todos los residuos, mostrando el polvo de cereal, el lodo y las lías los valores más altos. Respecto a la relación C/N los valores más elevados se obtienen en la paja de cereal y de forrajes y los sarmientos, tal y como era de esperar por su carácter más lignocelulósico, sin embargo, otros residuos como las lías y el lodo mostraron los valores más bajos por su alto contenido en nitrógeno, debido a la presencia de diferentes sustancias como proteínas y levaduras ricas en nitrógeno (Bustamente y col., 2008). En la Tabla 2 se muestran las cantidades de residuos añadidos en cada una de las pilas; en cada pila se tomó una muestra que, una vez analizada, aportó valores para las relaciones C/N de 39, 30 y 35 y contenido en humedad de 55,9, 60,9 y 59,3 para las pilas 1, 2 y 3 respectivamente.

Tabla 2. Cantidades de residuos (kg material húmedo)

	Pila 1	Pila 2	Pila 3
Paja Cereal		1000	
Polvo Cereal	1160		
Paja de forrajes			1050
Lodo filtro prensa		800	
Sarmiento			700
Lías	900	1100	900
Gallinaza	2000	1000	2600

Imagen 1. Pilas de compostaje y zonas de toma de temperatura

Se controló la temperatura diariamente mediante dispositivos de registro automático data logger dotado de 4 sondas. Además, se realizó una toma de muestra semanal durante la fase bio-oxidativa del proceso y mensual durante la fase de maduración, analizando las mismas

variables que en las muestras iniciales (resultados no mostrados). En el producto final se determinó el contenido de metales pesados para asegurar su cumplimiento con el Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre y la madurez del compost mediante un test de fototoxicidad (Zucconi y col., 1981) que informa sobre la fitotoxicidad y madurez del compost.

3. Resultados y discusión

3.1 Evolución de la temperatura de las pilas de compostaje

En las gráficas que componen la Figura 1 puede observarse la evolución de la temperatura donde se puede comprobar que tres de las sondas marcaban temperaturas superiores a 60º C durante varias semanas, los descensos más acusados se debieron a la falta de humedad y a la necesidad de volteo pero, una vez realizadas estas acciones, la temperatura vuelve a repuntar a valores elevados. La cuarta sonda, se utilizó para medir la temperatura exterior y presenta grandes oscilaciones debido a la amplitud térmica entre el día y la noche

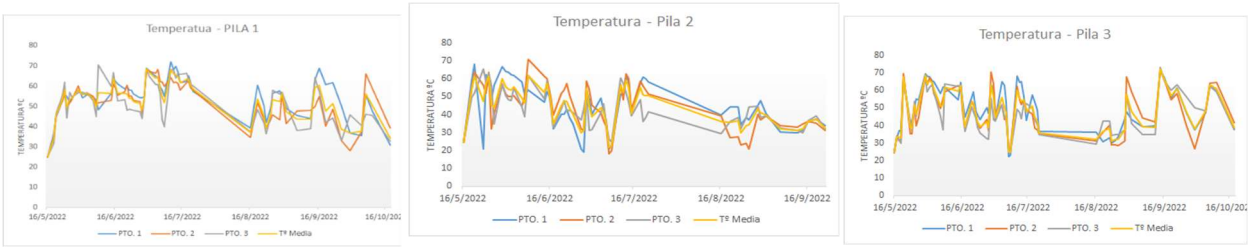


Figura 1. Evolución diaria de la temperatura de las pilas

El periodo de seguimiento de la evolución de las pilas de compostaje fue de diez meses (5 meses de fase bioactiva y otros 5 de maduración). La evolución de la temperatura de la pila 2 fue diferente a las pilas 1 y 3, puesto que la a partir de los 2 meses la temperatura de la pila no repuntó con volteos se dio por finalizada observando que, aunque no se apreciaban restos de los materiales de partida, se habían formado agregados esféricos de gran tamaño, con condiciones anaerobias, lo que provocó una heterogeneidad del proceso, acortando su duración y provocando una degradación del material no uniforme, lo que pudo comprobarse, además, en la composición del producto final. Estos agregados se formaron al participar en la mezcla materiales muy húmedos como el lodo filtro prensa (87,2%) y lías (77,45%) ya que, aunque la humedad inicial media de la pila fue correcta para el proceso (60,9%), en el interior de estos agregados se superó impidiendo la circulación de aire. Las pilas 1 y 3 se han mantenido en la etapa bio-oxidativa durante 5 meses; en el compostaje de sarmientos con gallinaza (Petruta y col., 2016) se consiguió una completa higienización al cabo de 60 días.

3.2 Evolución de la composición de las pilas de compostaje

La pila 1 evolucionó desde valores iniciales de relación C/N 39 a 13, la pila 3 de 35 a 22 y la y, como era de esperar, la pila 2 apenas evolucionó (de C/N 30 a C/N 26). En cuanto a la materia orgánica se produjo un claro descenso en todas las pilas pasando del 80% inicial al 40%.

Por lo que respecta a la conductividad, generalmente tiende a aumentar durante el proceso de compostaje debido a que la mineralización de la materia orgánica provoca un notable descenso de la masa y, por tanto, un aumento de la concentración de nutrientes. Sin embargo, cuando se produce una humedad excesiva debido a la lluvia o el exceso de riego, se produce la solubilización de las sales y, por tanto, una disminución de la conductividad; salvo el ligero aumento de la conductividad de la pila 2, en las otras dos pilas la conductividad ha disminuido, siendo la disminución más significativa en la pila 3, de 5,16 a 2,64 mS cm^{-1}.

3.3 Calidad del producto final

3.3.1. Índice de germinación

Se empleó berro acuático en placas Petri, usando extractos acuosos del compost frente al blanco con agua destilada. Se obtuvieron valores para el índice de germinación de 99, 20 y 122 % respectivamente para las pilas 1, 2 y 3. El compost de las pilas 1 y 3 mostró un elevado grado de maduración sin embargo, el bajo valor obtenido para la pila 2, corrobora su deficiente evolución y la falta de madurez de ese compost.

3.3.2. Contenido en metales pesados del compost final

El valor máximo del contenido en metales pesados del compost viene regulado por el Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios, y fija el contenido máximo que se permite en compost que se vaya a emplear como producto fertilizante. En la tabla 3 puede observarse que ninguno de los compost superó el contenido máximo establecido por la legislación.

Tabla 3. Contenido en metales pesados del producto final

	Cd (mg kg^{-1})	Cr (mg kg^{-1})	Cu (mg kg^{-1})	Ni (mg kg^{-1})	Pb (mg kg^{-1})	Zn (mg kg^{-1})
Compost 1	< 0,25	46,5	39,5	13,7	3,59	290
Compost 2	< 0,25	30,3	30,3	11,8	4,82	240
Compost 3	< 0,25	42	42	14,5	4,23	250
Valor límite (mg kg^{-1}) RD 1051/2022	10	-	1000	300	750	2500

4. Conclusiones

El compostaje para la gestión conjunta de los residuos generados por una bodega y una empresa encargada de cultivar y comercializar cereales, ha resultado ser viable preparando mezclas que equilibren la relación inicial C/N y que permitan el desarrollo de condiciones aerobias en toda la masa, lo cual se consiguió en las pilas 1 y 3 pero no en la 2, donde la excesiva humedad de las lías y el fango de depuradora fomentó la creación de agregados que no se disgregaron en los sucesivos volteos y que provocaron condiciones anaerobias en ellos.

5. Bibliografía

Bustamente M. A., Moral R., Pareces C., Pérez-Espinosa A., Moreno Caselles J., Pérez Murcia M. D., 2008. Agrochemical characterization of the solid byproducts and residues from the winery and destilelry industry. *Waste Manage*, 28, 372-380.

DIRECTIVA 2008/98/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. DO L 312 de 22.11.2008, p. 3–30

Fauci, M.F., Bezdicek, D.F., Caldwell, D., Finch, R., 2013. End product quality and agronomic performance of compost. *Compost Sci. Util*. 7(2), 17–29.

Mapa, 1994. Ministerio de Agricultura y Pesca y Alimentación. 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo II. Ed. Secretaría General Técnica (MAPA). Madrid.

Petruta M. Matei, Mercedes Sánchez-Báscones, Carmen T. Bravo-Sánchez, Pablo Martín-Ramos, M. Teresa Martín-Villullas, M. Cruz García-González, Salvador Hernández-Navarro, Luis M. Navas-Gracia, Jesús Martín-Gil, 2016. Hygienization and control of Diplodia seriata fungus in vine pruning waste composting and its seasonal variability in open and closed systems, *Waste Management*, 58,126-134.

Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios. https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/12/27/1051

Sánchez Báscones, M., Matei, P.M., Martín Villullas, M.T., Navas Gracia, L.M., Díez Gutiérrez, M-A., 2014.Biodegradación e higienización de sarmientos de vid en biodigestor cerrado discontínuo. *IV Jornadas de la REC. De Residuo a Recurso*. 12-14 noviembre, Murcia, España, 151-160.

Zucconi, F., Pera, A., Forme, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxixity of inmature compost. *BioCycle* 22, 54.57.

EVALUACIÓN DE LA BIODEGRADABILIDAD DE NUEVAS BATERÍAS BIODEGRADABLES Y COMPOSTABLES EN DIFERENTES ESCENARIOS DE FIN DE VIDA

Raquel Barrena, Jonathan Michel Barba Godinez, Marina Cabrera, Laura Talens, Teresa Gea

Grupo de Investigación en Compostaje (GICOM)
Departamento de Ingeniería Química, Biológica y Ambiental
Universitat Autònoma de Barcelona
Raquel.barrena@uab.cat

Resumen: La mayor conciencia ambiental sobre la generación de residuos ha impulsado el desarrollo de nuevos productos comerciales biodegradables con un enfoque de residuo cero. Sin embargo, la evaluación de la biodegradabilidad de estos nuevos productos, más allá de los bioplásticos, es un reto en ausencia de metodologías apropiadas y estandarizadas. En este trabajo se presenta la evaluación de la biodegradabilidad de una nueva generación de baterías diseñadas para ser biodegradables y compostables al finalizar su vida útil. Las baterías se han ecodiseñado para minimizar su impacto ambiental y, al mismo tiempo, cumplir con los requisitos energéticos para su aplicación en agricultura de precisión. Por este motivo se han ido desarrollando diferentes prototipos retroalimentados con la información generada en las primeras fases del diseño. Se ha tenido en cuenta desde la selección de las materias primas hasta su comportamiento durante su biodegradación en diferentes escenarios de fin de vida. En concreto, se han realizado diferentes ensayos aeróbicos y anaeróbicos de los prototipos de batería completa, sus componentes por separado y algunas combinaciones como por ejemplo el efecto de las tintas en la degradación de la carcasa de bioplástico. Esta información se ha complementado con análisis termogravimétricos (TGA) y con imágenes de microscopía electrónica (SEM), que muestran cambios en la estructura interna después de los procesos de degradación. En este enfoque circular, no se ha olvidado la calidad del compost y el digestato derivado de la degradación de las baterías. Tanto los resultados de los tests de fitotoxicidad utilizando semillas de rábano y pepino, como el ensayo Microtox®, no han mostrado efectos tóxicos del compost. Los resultados de este proyecto contribuirán al establecimiento de futuros protocolos y estándares para baterías biodegradables/compostables, que se puedan utilizar para cuantificar el impacto de los diversos escenarios de fin de vida de las baterías.

Palabras clave: batería compostable, evaluación de la biodegradabilidad, escenarios de fin de ciclo de vida.

1. Introducción

Actualmente, existe una creciente demanda mundial de energía portátil debido al alto consumo de nuevas tecnologías. La fabricación tradicional de dispositivos electrónicos y eléctricos presenta aspectos críticos, como la contaminación de efluentes acuáticos, la deforestación y la generación de CO_2. Se estima que para 2025 se utilizarán entre 25 mil millones y 50 mil millones de dispositivos eléctricos y electrónicos, cifras que se prevé aumenten exponencialmente año tras año (Navarro-Segarra y Esquivel, 2023). El Foro Económico Mundial ha reflejado un claro aumento de los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE), los cuales deben gestionarse adecuadamente para garantizar un bajo impacto en el medio ambiente y la salud humana.

La gestión de residuos se ha convertido en uno de los principales retos de la sociedad moderna y se espera que este desafío aumente exponencialmente a medida que la población mundial siga creciendo. En los países miembros de la UE, se han propuesto diversas estrategias para reducir la cantidad de RAEE, que incluyen el reciclaje, la recuperación de metales de interés, el reciclaje de fracciones no metálicas y la electrónica orgánica. Esta última propuesta ha sido especialmente atractiva debido a la reducción de costes asociados a la recogida y posterior reciclaje (Cenci y col., 2022).

En este contexto de generación de energía y con el objetivo de desarrollar sistemas de fabricación amigables con el medio ambiente que minimicen la generación de residuos al final de su vida útil, el Proyecto BIDEKO ("BIoDEgradable and KOmpostable batteries for precision agriculture and decentralized energy systems") tiene como objetivo diseñar, desarrollar y fabricar una nueva generación de baterías verdes que sean biodegradables y compostables. El proceso de diseño y la selección de materiales se han basado en la evaluación de la biodegradabilidad del primer prototipo de batería, la Bideko 0, y sus diferentes componentes. Como parte de la propuesta, es prioritario evaluar el grado de biodegradación según los usos y aplicaciones, como en el sector agrícola o doméstico. Por este motivo, se han definido los escenarios más favorables para la gestión final de la batería. Se han realizado experimentos de degradación aerobia y anaerobia simulando procesos biológicos como el compostaje y la digestión anaeróbica. Estos escenarios son viables, ya que están bien establecidos en la UE para la gestión de residuos urbanos y agrícolas, generando productos de valor añadido como metano y compost, y promoviendo una economía circular.

2. Material y Métodos (Arial 11, negrita)

2.1. Materiales

El material analizado ha sido el prototipo de batería BIDEKO 0 en formato completo. La biodegradabilidad aeróbica de las baterías BIDEKO 0 se evaluó siguiendo la norma EN 13432 con medición del CO_2 producido a 25ºC. Para el ensayo se utilizó compost de una planta de compostaje de biorresiduo ubicada en Granollers (Barcelona, España). La concentración de oxígeno (O_2) se mantuvo por encima del 19,5% durante todo el proceso, evitando así la degradación anaeróbica y asegurando las condiciones aeróbicas. El contenido de humedad se mantuvo en un rango adecuado para asegurar la actividad de los microrganismos (40-60 %). La metodología de ensayo de digestión anaerobia se llevó a cabo en base a la norma ISO 11734 para la producción de biogás de medida probada. El ensayo se realizó a 37ºC y 58ºC. El inóculo anaerobio se obtuvo de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) municipal ubicada en Granollers (Barcelona, España). También se realizó un ensayo aeróbico de desintegración de las baterías BIDEKO y sus respectivos componentes utilizando el método aeróbico controlado de la norma EN 13432.

Las propiedades morfológicas y estructurales de los fragmentos de batería recuperados de los test de degradación se evaluaron con microscopio electrónico de barrido (SEM) (Zeiss Merlin (C2/-179), alta resolución). Las imágenes se capturaron con el software Axio Vision 4.8.2 y luego se analizaron con Image J 1.53a (NIH, EE. UU.) utilizando la opción "multipunto". Finalmente, para evaluar la fitotoxicidad del compost obtenido después de la prueba de degradación aeróbica se realizó una prueba de germinación utilizando semillas de rábano (*Raphanus sativus*) y pepino (*Cucumis sativus*). Brevemente, se utilizó un extracto de compost (10 ml) en una proporción de agua:sólido de 10:1 (v/p) para evaluar el índice de germinación (IG) de 10 semillas de rábano y pepino sembradas en una placa de Petri por triplicado.

3. Resultados y Discusión

3.1 Biodegradabilidad del prototipo de batería (Bideko 0)

En la Figura 1 se presentan los resultados preliminares de la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del prototipo Bideko 0. En el caso de la degradación aeróbica, se muestran los resultados del ensayo a 25 ºC, replicando condiciones de compostaje doméstico según el estándar OK Home Compost. Se observa una degradación superior a la del compost utilizado como control. En el caso de la degradación anaeróbica, se presentan las curvas de producción de biogás por triplicado de las baterías. La evolución de la curva es típica de un material biodegradable, con una primera fase exponencial que indica que la batería no ha tenido ningún efecto negativo en las poblaciones anaerobias. El porcentaje de metano en el biogás, de

alrededor del 60%, también indica que los microorganismos metanógenos no se han visto inhibidos por la presencia de la batería.

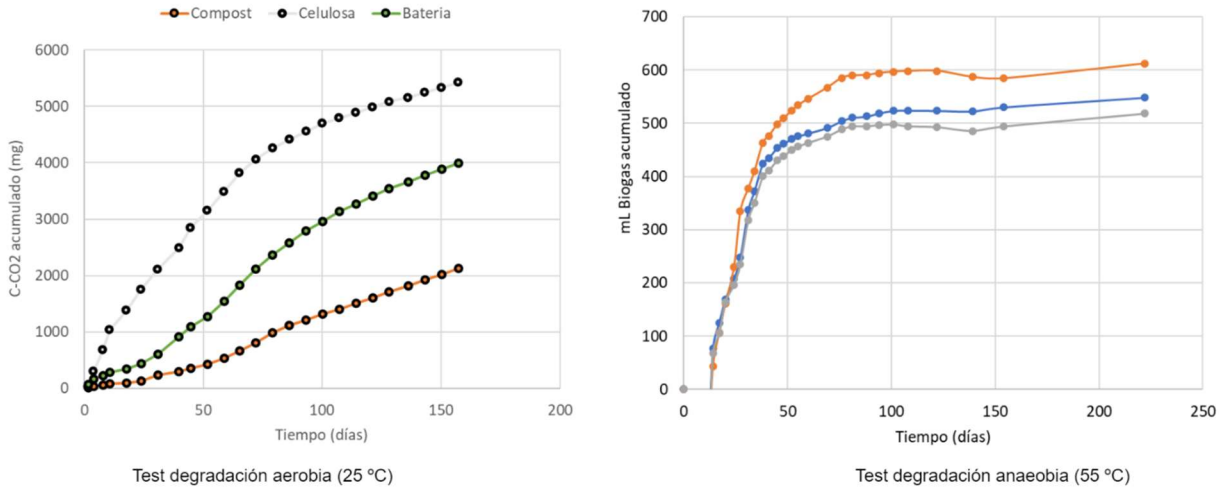


Figura 1. Consumo acumulado de CO_2 (test aerobio) y producción de biogás (test anaerobio) de la batería Bideko 0.

En el análisis de desintegración (55 ºC) se observó una reducción en el tamaño de partícula, obteniendo pequeños fragmentos inferiores a los 2 mm. Las imágenes SEM de los fragmentos de batería recuperados muestran la proliferación de microrganismos sobre la superficie, así como el deterioro de la misma (Figura 2).

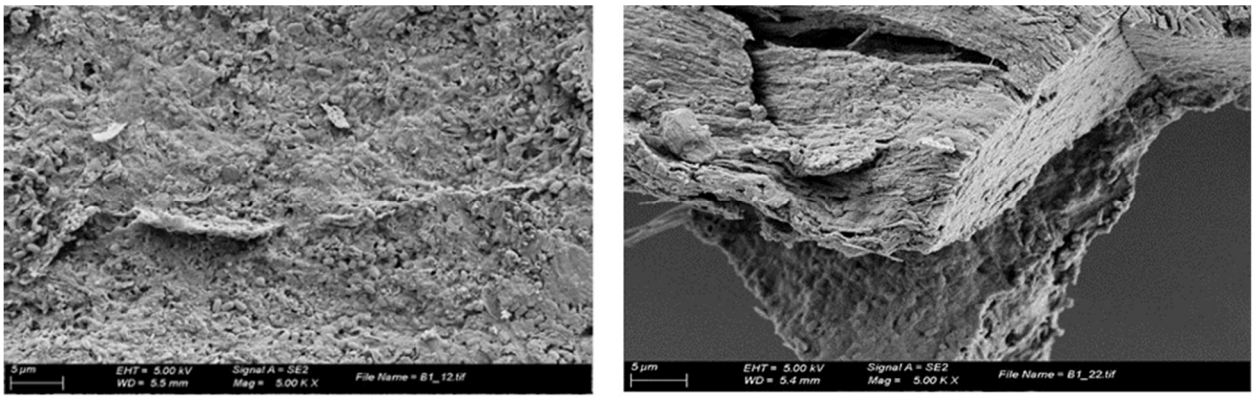


Figura 2. Imágenes SEM de los fragmentos de la batería recuperados después del ensayo de desintegración.

3.2 Fitotoxicidad del compost resultante de la biodegradación

En la Figura 3 se muestran los resultados de los ensayos de germinación de las dos semillas evaluadas en el compost control y en el compost donde se ha degradado la batería. La degradación de la batería no supone un efecto negativo en la germinación de las semillas de pepino y rábano al obtenerse IG por encima del 80% en todos los casos a excepción de la semilla de pepino a los 7 días. En general, se observa un crecimiento mayor y más rápido a los 5 días en ambas semillas, especialmente en el rábano, tanto para la raíz como el tallo. En el caso del pepino es más evidente el crecimiento del tallo, aunque posteriormente el crecimiento se ve atenuado. En cualquier caso, en comparación con el compost utilizado como control no se observa un efecto fitotóxico del compost derivado de la degradación de la batería.

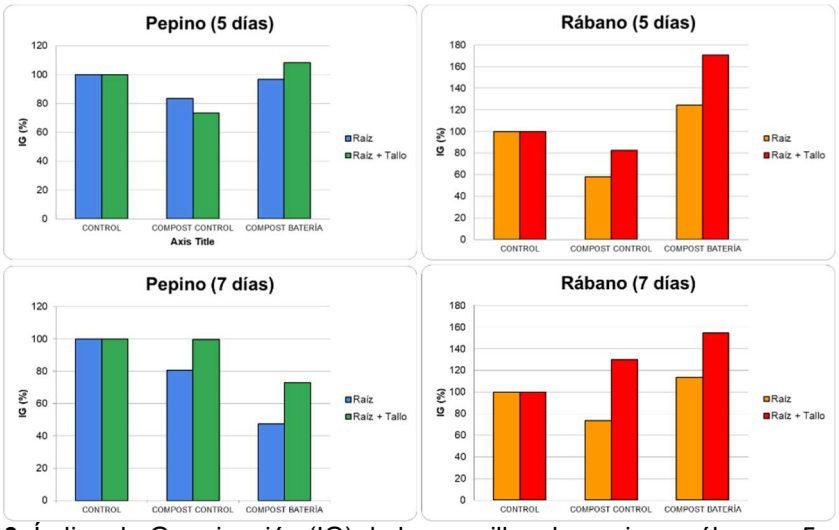


Figura 3. Índice de Germinación (IG) de las semillas de pepino y rábano a 5 y 7 días, respectivamente, considerando la longitud de la raíz y la raíz y el tallo.

4. Conclusiones

La biodegradabilidad de la batería Bideko 0 ha sido evaluada mediante tratamientos aerobios y anaerobios, confirmándose el compostaje y la digestión anaerobia como posibles escenarios de fin de vida. Los ensayos de degradación muestran la reducción del tamaño de partícula, cumpliendo con los requisitos establecidos en la normativa relativa a plásticos biodegradables. Asimismo, el compost derivado de la degradación de la batería no presenta efectos fitotóxicos comparado con el compost control en las primeras etapas de germinación. El proceso de degradación anaerobia muestra una evidente erosión del material, especialmente a temperatura termófila, donde se observa la degradación de su superficie en las imágenes SEM. Es necesario disponer de protocolos específicos para evaluar la biodegradabilidad/compostabilidad de nuevos materiales biodegradables, teniendo en cuenta los posibles escenarios de fin de vida para su correcto reciclaje. En el contexto del proyecto BIDEKO el conjunto de metodologías de análisis utilizado está permitiendo la evaluación de la biodegradabilidad de prototipos acabados, así como de diferentes materiales y componentes de las baterías, incluidos nuevos materiales como tintas conductoras derivadas de residuos, apoyando la toma decisiones en el proceso de ecodiseño de nuevos prototipos para distintas aplicaciones.

5. Bibliografía

Navarro-Segarra, M., Tortosa, C., Ruiz-Díez, C., Desmaële, D., Gea, T., Barrena, R., ... & Esquivel, J. P. 2022. A plant-like battery: a biodegradable power source ecodesigned for precision agriculture. *Energy Environ. Sci.*, 15(7), 2900-2915.

Cenci, A., Iannicelli, F., & Manfredi, S. 2022. Circular economy in the electronics and electrical sector: A focus on critical raw materials. *Resour. Conserv. Recycl.*, 180, 106044.

ISO 11734. Water Quality: Evaluation of the ultimate anaerobic biodegradation of organic compounds in digested sludge.

BS EN 13432:2000, Packaging-requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation: test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging.

6. Agradecimientos

Esta investigación y el proyecto BIDEKO han sido financiados por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España, proyecto SPLEC2100C007801XV0.

OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE INDUSTRIAL DE PURINES PORCINOS, ALPERUJO Y RESTOS DE PODA, USANDO PELOTAS DE TENIS USADAS COMO ESTRUCTURANTE INERTE

Juan Aviño-Calero[1,2], Ernesto Santateresa[1,2], Luciano Orden[1,3], Evan A.N. Marks[1], Encarnación Martínez Sabater[1], Javier Andreu-Rodriguez[1], José Antonio Saéz-Tovar[1], M. Dolores Pérez-Murcia[1], M. Ángeles Bustamante[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, España.
[2]Soc.Fomento Agrícola Castellonense S.A. (FACSA). C/ Mayor 82-84, 12001 Castellón, spaña.
[3] INTA Ascasubi (EEA INTA Ascasubi), 8142, Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina.
juan.avino@facsa.com

Resumen: El compostaje es un método biológico importante para el tratamiento de los residuos orgánicos, siendo los estructurantes muy importantes en el proceso. Los estructurantes de plástico reciclados, que pueden ser físicamente separados y reutilizados, pueden mejorar el compostaje de los residuos agrícolas y reducir los costes. El presente trabajo ha sido diseñado para evaluar el uso de pelotas de tenis usadas (TB) como estructurante inerte y reciclable en un proceso de compostaje de residuos orgánicos procedentes de una mezcla ternaria de residuos de almazara, fracción sólida de purín de cerdo y residuos de poda urbana. Para ello, se desarrollaron dos fases de optimización: a) optimización de la mezcla ternaria; b) optimización en el uso de TB. Se prepararon y evaluaron siete pilas de compostaje con diferentes proporciones de residuos (pilas A1, A2 y A3) y de TB (pilas B1, B2, B3, B4 con 0, 1, 2,5, 5 y 10% TB). El proceso se llevó a cabo en una planta de compostaje a nivel industrial utilizando una volteadora mecánica de fosa profunda (HUMOFAC, EMMEPI®). Se midieron varios parámetros durante el proceso de compostaje (90 días), incluyendo pH, CE, MO, Nt y meso nutrientes. Diferencias significativas ($p < 0,001$) se encontraron en las variables fisicoquímicas analizadas en relación con la proporción de residuos de almazara en las mezclas iniciales. El uso de TB como agente estructural no mostró efectos significativos en la calidad del compost final, pero se pudo demostrar que las pilas con TB se encontraban más aireadas. Los perfiles térmicos más altos fueron influenciados por la adición de pelotas de tenis como agente estructurante inerte, dando lugar a diferencias significativas ($p < 0,001$) en temperatura e índice exotérmico. Se obtuvo un proceso optimizado de operación para obtener un compost de calidad apto para uso agrícola.

Palabras clave: Economía Circular, compost, residuos agroalimentarios, reciclaje

1. Introducción

El compostaje es un tratamiento de gestión de residuos muy extendido a nivel mundial y se considera una tecnología primaria para reciclar residuos orgánicos en fertilizantes orgánicos. La aireación forzada puede permitir mejorar las condiciones bioxidativas dentro de la pila de compostaje, ofreciendo una serie de ventajas que generalmente conducen a tiempos de compostaje más bajos, promoviendo en general una mayor eficiencia del rendimiento de las plantas de compostaje. Las principales desventajas son los costes de inversión junto con los costes operativos. Por ello, el uso de ciertos estructurantes en lugar de aireación forzada puede reducir muy significativamente los costes en los procesos de compostaje, además, el tipo y el tamaño de partícula de los estructurantes tiene un impacto significativo en el rendimiento del proceso. En este estudio se plantea la idoneidad del uso de pelotas de tenis/pádel usadas (TB) como estructurante inerte y reciclable. Las pelotas de tenis y pádel están compuestas por caucho y recubiertas de fibras de nylon, tienen forma esférica y están huecas en su interior. El caucho es un material que puede soportar las condiciones de proceso (70-80ºC de temperatura) además de soportar las fuerzas de cizallamiento e impactos recibidos por la volteadora automática. Así mismo, su bajo peso evita la compactación del material a compostar, y su forma esférica facilitaría su distribución natural por toda la pila de compostaje. Solo en España se venden alrededor de 14 millones de pelotas al año, que actualmente no tienen un uso claro al final de su

vida útil, y generan una gran cantidad de residuos. Este estudio tiene como objetivo avanzar en el compostaje ternario industrial de residuos de interés (fracción sólida de purín porcino (PSSF), el alperujo (OMW) y restos de poda urbana (URP)) aportando la innovación adicional de la adición de TB como estructurante inerte reciclable para mejorar los procesos de aireación y homogenización.

2. Material y Métodos

Se plantearon 2 experimentos (A y B). En el Experimento A, se adicionó OMW a las mezclas en concentraciones crecientes de 20%, 30% y 40% de masa, reduciendo la fracción de PSSF, mientras que las cantidades de residuos de poda se mantuvieron iguales en 20% (Tabla 1). En el Experimento B, se agregaron TB a la mezcla con la mayor cantidad de OMW (40%) en cantidades crecientes de 1%, 2,5%, 5% y 10% de masa (Tabla 1). Los experimentos de compostaje se llevaron a cabo en una nave cubierta de la Planta de Tratamiento de Purines de Todolella (Castellón, España), simultáneamente, a escala industrial (18 m^3, 5 m de largo x 2,4 m de ancho x 1,5 m de alto), en siete fosas entre julio y noviembre de 2021. El proceso de compostaje consistió en una fase bioxidativa de 60 días seguida de una fase de maduración de 30 días. Cada pila se volteó semanalmente utilizando una volteadora mecánica de fosa profunda.

Tabla 1: Composición de las pilas de compostaje ternario

Pila	Experimento	OMW (%)	PSSF (%)	UPR (%)	TB (%)
A1	A	20	60	20	0
A2	A	30	50	20	0
A3	A	40	40	20	0
B1	B	40	40	20	1
B2	B	40	40	20	2.5
B3	B	40	40	20	5
B4	B	40	40	20	10

La temperatura se midió todos los días durante la fase bioxidativa, y cada tres días en la fase de maduración en cinco puntos diferentes a dos profundidades (0,3 m y 1 m) a lo largo del perfil de las pilas utilizando 2 sondas diferentes. El riego se automatizó para mantener las pilas en un rango de humedad de 50-60%. Se analizaron diferentes parámetros físicos, fisicoquímicos, químicos y biológicos tanto durante el proceso de compostaje como del producto final. Las muestras fueron analizadas de acuerdo con los métodos utilizados por Bustamante et al. (2007). Los análisis estadísticos de los datos experimentales se realizaron utilizando el entorno de programación R (R Core Team, 2023). El análisis de varianza unidireccional de medidas repetidas (ANOVA) se utilizó por primera vez para analizar las mediciones de temperatura en pilas de compost, así como muestreos dentro de las pilas, y la prueba Tukey HSD a $p < 0.05$ se utilizó para evaluar la importancia de las diferencias entre los tratamientos experimentales (tipo de mezclas y porcentaje de pelotas de tenis). Se calculó la eficiencia de la aireación mediante una sonda de medición de O_2 a través del tiempo de recuperación de nivel basal.

3. Resultados y Discusión

3.1 Indicadores de proceso

La dinámica general de la evolución de la temperatura durante la fase bioxidativa fue similar en ambos experimentos. Las temperaturas medidas a 0,3 m fueron superiores a las obtenidas a 1 m de profundidad. No obstante, si comparamos las pilas del experimento B, con la pila A3 (control del experimento B), observamos que según aumenta la proporción de TB, se observa un aumento de temperatura en ambas profundidades, más acusado en las pilas con un 5 y un 10% de TB a 1 m de profundidad. Lo mismo ocurre con el Índice Exotérmico (EXI^2), valor que nos

indica la intensidad de la fase termófila del proceso, que es significativamente mayor a 1 m de profundidad con las mayores concentraciones de TB (Figura 2).

Figura 1: Perfiles de temperatura de las pilas

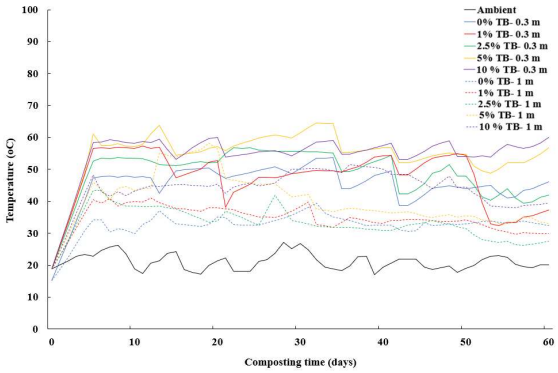
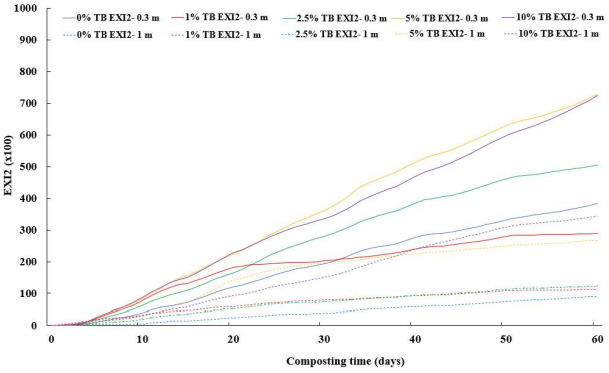


Figura 2: Evolución de EXI^2 para cada pila



Adicionalmente, se realizó una prueba mediante un medidor de oxígeno para evaluar la diferencia existente entre la pila de control (A3) y la pila con un 5% de pelotas de tenis (B3). Las mediciones se realizaron poniendo en marcha el sistema de aireación durante 10 minutos y midiendo la concentración de oxígeno que emanaba la pila en cada minuto. Dando como resultado una recuperación de la concentración de oxígeno en la pila B3 mucho más rápida que en la A3 (B3 ≈ 2 min; A3 ≈ 5-6 minutos), indicando que la renovación de aire en las pilas con cierta concentración de TB en su interior es mayor, pudiéndose plantear una disminución en la frecuencia de volteos o en la aireación forzada si fuera el caso, consiguiendo así ahorros energéticos muy significativos.

3.1 Evolución de los parámetros fisicoquímicos durante el proceso de compostaje

Todas las mezclas mantuvieron valores óptimos de pH durante todo el proceso de compostaje, aunque se observó una ligera tendencia al alza en los tratamientos con % TB. La CE está directamente relacionada con los valores de pH: a medida que aumenta el pH, la CE también aumenta (Karak et al., 2013). El % de TB no mostró diferencias significativas entre los tratamientos para la CE. Por otro lado, en el análisis de la pérdida de MO durante el proceso, todos los tratamientos se ajustan significativamente a un modelo lineal. La pérdida promedio de MO observada para todas las pilas de compost fue del 27%, de acuerdo con otros autores (Jolanun y Towprayoon, 2010) utilizando estructurantes inertes en el compostaje. La adición de TB no parece inducir un aumento de la mineralización. La dinámica de pérdida de MO no se ajustó a un modelo exponencial de primer orden, debido al corto tiempo de compostaje de este experimento (90 días). Los valores de Nt aumentaron como consecuencia del efecto de concentración debido a la pérdida de peso.

3.1 Características del compost final

En la Tabla 2 se muestran las principales características de los composts maduros (base peso seco) agrupados por fuente de OMW y de TB. Los valores de pH de los compost finales fueron óptimos, mientras que todos los composts obtenidos tuvieron valores superiores a 3.5 dS m^{-1}. Un valor de CE >4 dS m^{-1} se considera un inhibidor potencial y la contribución de compost al suelo debe limitarse para las especies sensibles a la sal si su valor de CE es de >5 dS m^{-1} (Albrecht, 2007). Por otro lado, la CE en los tratamientos con % de TB fue menor que en el tratamiento control. Las pilas de compost cumplieron con los umbrales establecidos en la literatura para la relación TOC/Nt (Cayuela et al., 2010). De acuerdo con la legislación española (RD 503/2013), todos los composts obtenidos tenían valores de polifenoles (PPH)s por debajo de la concentración máxima permitida. Ninguno de los composts obtenidos mostró un efecto

fitotóxico (IG 85-96%). De acuerdo con la Ley de Fertilizantes, estarían clasificados como "Tipo B" debido a la presencia de Cu y Zn en todos ellos. En lo que respecta al contenido de nutrientes minerales, se obtienen valores altos debido al contenido de estos en las materias primas.

Tabla 2: Características de los composts maduros agrupados por concentraciones de OMW y TB (sms)

Parámetro	20	30	40	*F-ANOVA*	0	1	2.5	5	10	*F-ANOVA*
pH	7.01 a	7.16 b	7.19 b	*14* **	7.19 a	7.67 c	7.65 c	7.63 c	7.44 b	*58* ***
CE (dS m^{-1})	5.63 c	5.27 b	5.10 a	*40* ***	5.10 d	4.20 c	4.20 c	4.23 c	3.73 a	*435* ***
MO (%)	63.72 b	64.75 b	62.22 a	*13* **	62.22 a	64.36 c	64.36 c	62.59 ab	63.76 bc	*3.6* *
TOC (%)	33.63	33.27	31.53	*2.8 ns*	31.53 a	33.43 ab	32.17 ab	32.77 ab	34.00 b	*2.5 ns*
Nt (%)	2.38	2.16	2.12	*2.2 ns*	2.12	1.86	2.03	1.92	1.90	*1.5 ns*
TOC/Nt	14.13 a	15.43 b	15.13 b	*8.1* *	15.13 a	18.00 c	15.90 ab	17.07 bc	17.97 c	*4.6* *
P (%)	2.77	2.60	2.61	*2.3 ns*	2.61 bc	2.45 ab	2.83 d	2.70 cd	2.41 a	*11* **
K (g kg^{-1})	18.17	18.33	18.87	*0.8 ns*	18.87 a	18.73 a	20.97 b	21.10 b	21.10 b	*4* *
PPH (mg kg^{-1})	558 a	616 b	664 c	*349* ***	664 a	944 c	1004 d	990 d	893 b	*422* ***
IG (%)	96	93	89	*0.5 ns*	89	85	94	88	92	*2.5 ns*
Ca (g kg^{-1})	5.17 b	4.60 a	5.17 b	*6.1* *	5.17 a	6.27 b	5.20 a	5.90 b	5.90 b	*14* ***
Mg (g kg^{-1})	2.04 b	1.82 a	1.73 a	*11* **	1.73 a	1.83 ab	2.01 b	1.73 a	1.73 a	*3.7* *
S (g kg^{-1})	0.59 b	0.52 a	0.53 a	*6.5* *	0.53	0.53	0.58	0.57	0.57	*1.8 ns*
Na (g kg^{-1})	2.96	2.75	2.77	*3.1 ns*	2.77 ab	2.61 a	3.08 c	2.91 bc	2.91 bc	*3.4* *
Fe (mg kg^{-1})	3700	3586	3574	*0.4 ns*	3574 a	4719 c	4291 bc	4157 b	4157 b	*6.0* **
Cu (mg kg^{-1})	185 b	133 a	133 a	*5.9* *	133 a	140 ab	161 c	150 bc	151 bc	*7.0* **
Mn (mg kg^{-1})	697 b	622 ab	602 a	*5.2* *	602	625	696	662	662	*3.2 ns*
Zn (mg kg^{-1})	968 b	783 a	770 a	*16* **	770 a	807 a	981 c	885 b	885 b	*21* ***

4. Conclusiones

A la vista de los resultados obtenidos en el presente estudio, puede concluirse que el uso de TB como estructurante inerte mejora la aireación interna y los parámetros exotérmicos del proceso de compostaje y, por lo tanto, podría reducir el número de volteos necesarios (reduciendo los costes de energía). Además, el estudio mostró una homogeneidad significativa en las características de los productos finales. Del mismo modo, se demuestra que este tipo de procedimiento puede producir un producto de alta calidad con características fisicoquímicas adecuadas, asegurando los máximos beneficios para la producción vegetal. El reciclaje de las pelotas de tenis usadas y de la fracción orgánica de la producción agrícola se puede complementar con el compostaje para reducir la necesidad de estructurantes y los tiempos de proceso.

5. Bibliografía

Albrecht, R., 2007. Co-composting of sewage treatment plant sludge and green waste: new methodology for monitoring organic matter transformations

Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Perez-Murcia, M.D.; Perez- Espinosa, A.; Bernal, M.P. 2007. Cocomposting of distillery and winery wastes with sewage sludge. Water Sci. Technol., 56, 187–192.

Cayuela ML, Sánchez-Monedero MA, Roig A. 2010. Two-phase olive mill waste composting: enhancement of the composting rate and compost quality by grape stalks addition. Biodegradation, 21(3):465-73.

Jolanun B. and Towprayoon S. 2010. Novel bulking agent from clay residue for food waste composting. Bioresource Technology 101, 4484–4490.

Karak T., Bhattacharyya P., Kumar-Ranjit P., Das T., Saha S. 2013. Evaluation of Composts from Agricultural Wastes with Fishpond Sediment as Bulking Agent to Improve Compost Quality. CLEAN: Soil, Air, Water 41, 711-723.

6. Agradecimientos

A la Generalitat Valenciana y la Agencia Valenciana de Innovación INNODOCTO (INNTA3/2022/26), al programa AGROALNEXT/2022/016, a la financiación de la Unión Europea Next Generation EU (PRTR-C17. I1), y la subvención EQC2018-004170-P financiada por MCIN /AEI/ 10.13039 /501100011033.

APLICACIÓN DE LA BIOECONOMÍA CIRCULAR A SARMIENTOS CON PATOLOGÍAS DE LA MADERA: EL COMPOSTAJE COMO ALTERNATIVA DE GESTIÓN

Mª Dolores Vela-Delgado[1]; Carlos Agustí-Brisach[2]; Zulema Piñeiro[1], David Ruano[3], José L. García-Morales[4*]

[1] IFAPA Rancho de la Merced. Jerez de la Frontera
[2]Departamento de Agronomía (Unidad de Excelencia María de Maeztu2020-2024), Universidad de Córdoba
[3]IFAPA Centro Las Torres. Alcalá del Río
[4]Dpto. de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO) Campus de Puerto Real. Universidad de Cádiz.
*joseluis.garcia@uca.es

Resumen: Las enfermedades de la madera de la vid se encuentran entre los problemas fitosanitarios más perjudiciales que afectan a este cultivo y en muchos casos se puede propagar por emplear los restos de poda. El estudio de estas patologías ha sido objeto del proyecto de Ayuda a Demanda Institucional del IFAPA PR.PEIT.IDF2019001.002 "Enfermedades de la madera en viñedos jóvenes del Marco de Jerez". Una de las posibles metodologías de higienización de los sustratos son los tratamientos de compostaje y es la alternativa de gestión que se evaluó en este trabajo. Para ello se realizaron dos ensayos de compostaje en composteras de 450 L mezclando residuos vegetales, estiércoles de origen animal (vacuno y equino) y poda de viñedos afectados por hongos de las familias *Botryosphaeriaceae* y *Diaporthaceae*. Los ensayos partieron de una relación C/N óptima, con seguimiento de la evolución de la temperatura y la humedad, debiendo estar la temperatura por encima de 50 ºC varios días para asegurar la adecuada higienización del proceso. Finalmente, se determinó la ausencia de patógenos en los compost obtenidos. El proceso de compostaje desarrollado puede ser considerado como un tratamiento adecuado para la higienización de los residuos de madera y evitar su propagación en la aplicación de los compost.

Palabras clave: Higienización, *Botryosphaeria, Dactylonectria*, Marco de Jerez

1. Introducción

En España la superficie destinada al cultivo de uva de vinificación es de 973.498 ha, según MAPA de 2023. En Andalucía, en el análisis provisional de superficie del MAPA de 2022, esta superficie asciende a 24.272 ha, distribuyéndose el 85,3% entre las provincias de Cádiz (9.690 ha), Córdoba (5.138 ha), Huelva (3.139 ha) y Granada (2.802 ha). La provincia de Cádiz con un 40% es la que aporta una mayor superficie a nivel regional. Los viñedos son podados entre los meses de diciembre a febrero generando entre 6,9-11,5 t/ha de restos de madera de sarmiento, dependiendo de distintos factores, como el tipo de poda, el marco de plantación o la variedad de uva.

Las enfermedades de la madera de la vid (EMVs) se encuentran entre los principales problemas fitosanitarios que afectan a este cultivo, causando falta de brotación, decaimiento general y muerte de las cepas. Este complejo de enfermedades, causadas por distintas especies fúngicas, se caracteriza por emplear los restos de poda como su principal fuente de inoculo y dispersión. En estos escenarios es el material vegetal infectado su primordial vía de propagación y las heridas de poda sus principales vías de infección (Agustí-Brisach y col., 2017).

Existen antecedentes bibliográficos y recomendaciones legales de la Agencia Medio Ambiental de Estados Unidos (EPA) que proponen el posible uso del compostaje para reducir o eliminar la carga potencial de patógenos asociada con algunos hongos responsables de EMVs, como *Diplodia seriata* (Matei y col., 2016), y otros organismos fitopatógenos (EPA, 2002).

El uso de residuos de poda como agente estructurante en procesos de compostaje es una práctica habitual por su contribución a incrementar la porosidad de los ensayos de compostaje y en algunos casos un aporte de carbono por su generalmente elevada relación C/N.

El presente estudio plantea evaluar la posible utilización del compostaje como vía de higienización de sarmientos provenientes de vides afectadas por distintas enfermedades de la madera (EMVs), como decaimiento por *Botryosphaeria,* enfermedad de Petri y pie negro, en el Marco de Jerez.

2. Material y Métodos

2.1. Montaje y seguimiento de los ensayos de compostaje

Para la elaboración del compost procedente de la poda de sarmientos, los ingredientes fueron incorporados en dos compostadoras de 450 L de capacidad, en las proporciones indicadas en la Figura 1, estimadas según las cantidades marcadas por la aplicación para dispositivos móviles "Compost Calculator by Universidad Miguel Hernández de Elche, 2019". Las proporciones de los ingredientes a incorporar se hacen sobre la base de una relación C/N adecuada (25-35) que garantiza el correcto desarrollo de un proceso de compostaje. En la mezcla se utilizaron sarmientos de viñedos jóvenes afectados por EMVs como agente estructurante, previamente triturado hasta un tamaño medio de 5 cm mediante una biotrituradora (ver Figura 2a). Asimismo, y cómo variante entre composteras, se utilizaron dos tipos de estiércoles (equino y vacuno), y para completar la mezcla con restos de cultivos de flor cortada, también triturados al mismo tamaño de partícula.

Figura 1: Proporción de los ingredientes incorporados según la app Compost Calculator UMH, 2024.

En el montaje de las composteras, para la mezcla de los distintos materiales a compostar, se realizó un planteamiento inicial por capas, con los materiales más secos sobre la base, y posteriormente se mezclaron todos corrigiendo la humedad final hasta situarla dentro de un intervalo óptimo (ver Figura 2b-c). Los ensayos se realizaron en las instalaciones del IFAPA Rancho de la Merced en su sede de Chipiona (Cádiz), comenzando el 12 de mayo y se cribaron el 10 de octubre de 2022, con una duración de 151 días.

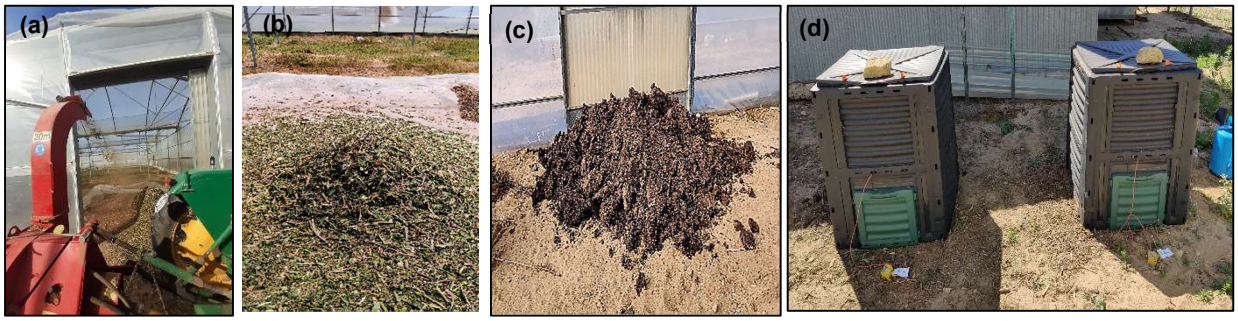


Figura 2. Secuencia del montaje de los ensayos: (a) biotrituradora; (b) y (c) residuos de poda y estiércol; (d) Composteras

Durante el proceso de fermentación se realizaron controles de temperatura mediante sonda PT-100 y su visualizador, tomados en distintos puntos, y de la humedad para favorecer el proceso de descomposición de los ingredientes e higienización de los sarmientos. En el periodo experimental el volteo y mezcla del contenido de la compostera, así como su humectación, fueron constantes durante los dos meses iniciales, 2-3 volteos/semana y 1-2 incorporaciones de agua/semana. Los compost obtenidos fueron analizados y caracterizados en un laboratorio externo, determinando propiedades físico-químicas y microbiológicas compatibles para un uso agronómico.

Finalmente, a los compost se le hizo una analítica físico-química y microbiológica en un laboratorio externo acorde a los parámetros marcados por la reglamentación en materia de fertilizantes y algunos parámetros adicionales de un posible interés agronómico.

2.2. Detección e identificación de hongos asociados con EMVs.

La metodología seguida con los restos de poda iniciales y con los composts finalizados es la que se recoge a continuación. Se tomaron 10 g de cada tipo de muestra, se trituraron, y se mezclaron de forma homogénea en 100 ml de agua destilada estéril, realizando diluciones hasta 1:100. De esta dilución se sembraron alícuotas de 1 ml en 10 placas Petri con agar extracto de malta con antibióticos. Las placas se incubaron, y periódicamente se contaron las colonias fúngicas que por su morfología se reconocieron como *Botryosphaeria* spp. y *Diaporthe* spp., y se estimó la densidad de inóculo de cada una de ellas como unidades formadoras de colonias (UFCs). A su vez, estas colonias se aislaron y se identificaron molecularmente. En paralelo, se extrajo ADN de cada una de las muestras, tanto antes como tras el compostaje, y se amplificó por PCR empleando cebadores específicos para Botryosphaeriaceae (decaimiento por *Botryosphaeria*), *Cadophora luteo-olivacea*, *Phaeoacremonium* spp. y *Phaemoniella chlamydospora* (enfermedad de Petri).

3. Resultados y Discusión

En el presente apartado se presentan inicialmente los resultados de la evolución del proceso de compostaje de ambas composteras y las características de los compost finales y posteriormente, se hace referencia a los resultados de la evaluación del proceso de higienización de los patógenos de la madera durante el proceso de compostaje

3.1. Evolución del proceso de compostaje y características de los compost finales

En las dos composteras los ensayos estuvieron un total de 151 días, observándose en su evolución las distintas fases de fermentación activa y maduración posterior (ver Figura 3). En el perfil de temperaturas se puede observar que ambos ensayos han alcanzado en distintos periodos temperaturas por encima de 50 ºC, línea discontinua, que propiciarían la eliminación de los patógenos de la madera utilizada como estructurante. Los valores máximos de temperatura alcanzados se registraron en compost de equino con 63 ºC frente a los 55 ºC del compost de vacuno, estas temperaturas se registraron durante al menos 2 meses en distintos días. El número de días con temperaturas por encima de 50ºC para la compostera con estiércol equino fue de 18 días y para la de estiércol vacuno fue de 14 días. La humedad también fue importante y su mantenimiento en niveles entre un 40-60% propició un adecuado desarrollo del proceso.

En la caracterización analítica final de ambos compost se vio como aspecto más destacable desde el punto de vista de la legislación de fertilizantes, los niveles de metales pesados existentes en ambos, que los califica como de Categoría B debido a los niveles de Cr total, Ni y Zn.

3.2. Higienización de los compost finales

El proceso de compostaje demostró evidencias en su efectividad para disminuir el inóculo potencial de hongos de la madera. En las muestras finales en ningún caso se aislaron hongos de madera en el compost procesado, mientras que a partir de las muestras de restos de poda analizadas antes del compostaje se aislaron colonias fúngicas identificadas como *Diplodia seriata*, *Diaporthe foeniculina*, y *Neofusicoccum parvum*, todas ellas asociadas a EMVs. Los análisis microbiológicos realizados antes y después del proceso revelan por tanto que el compostaje puede inhibir la viabilidad del inóculo de estos patógenos. Estos resultados confirman los presentados por Matei y col. (2016) para la infección por *Diplodia seriata*.

Asimismo, en las analíticas de caracterización de los compost se observó ausencia de *Salmonella* en 25 g en ambos compost y niveles de *Echerichia coli* con ausencia en el caso del estiércol de caballo y por debajo de 6 NMP/g en el de estiércol vacuno, por debajo del parámetro legislado (<10^3 UFC/g).

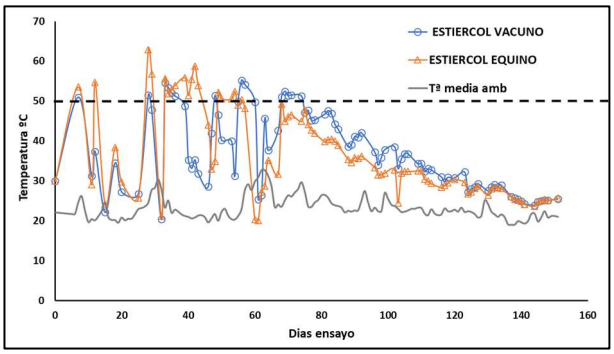


Figura 3. Evolución de la temperatura en los ensayos de compostaje: Temperatura ambiental línea continua, ensayo de estiércol vacuno en azul, estiércol equino en marrón y línea discontinua para la temperatura de higienización (50ºC).

4. Conclusiones

El proceso de compostaje demostró evidencias en su efectividad para disminuir el inóculo potencial de hongos de la madera comparables con otras técnicas de tratamiento químico. Los resultados demuestran que a través de un proceso de compostaje adecuadamente operado es posible obtener compost de restos de sarmientos de poda de vid libre de hongos asociados con EMVs, y que éstos puedan incorporarse al campo sin peligro de que puedan suponer una fuente de dispersión de éstas.

5. Bibliografía

Agustí-Brisach C., Franco R., Moral A.L., Ortega M.C.R., Castillo L-F.R., Casas A.T., 2017. Enfermedades de la madera de la vid. *Vida Rural*, pp. 30-38.

Calculadora de Compostaje (2024) App COMPOST CALCULATOR by UMH. URL: https://agrocompostaje.umh.es/calculadora-compostaje/ (Fecha de consulta 5/05/2024)

EPA, 2002. *Biosolids Applied to Land: Advancing Standards and Practices*. National Academies Press, Washington DC, USA.

Matei P.M., Sánchez-Báscones M., Bravo Sánchez C.T., Martín-Ramos P., Martín-Villullas M.T., García-González M.C., Hernández-Navarro S., Navas Gracia L.M., Martín-Gil J., 2016. Hygienization and control of *Diplodia seriata* fungus in vine pruning waste composting and its seasonal variability in open and closed systems. *Waste Manage*. 58. 126–134.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de los distintos trabajos relacionados con esta experimentación al proyecto PR.PEIT.IDF2019001.002. “*Enfermedades de la madera en viñedos jóvenes del Marco de Jerez”.*

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA EN PILAS DE COMPOSTAJE DE LODOS DE EDAR: UNA APROXIMACIÓN METAGÉNOMICA PARA BÚSQUEDA DE SOLUCIONES A LA CONTAMINACIÓN POR PLÁSTICOS

Valentín Ángel Limón[1], Inmaculada García-Romero[1], Laura Pérez[2], Francisca Reyes-Ramírez[1], Juan Carlos Gutiérrez[2], Eva María Camacho[1], Enrique Ramos[2], María del Valle Palenzuela[2], María de las Nieves López de Lerma[3], Fernando Sánchez[3], Rafael Andrés Peinado[3], Antonio Rosal[2]

[1]Centro Andaluz de Biología del Desarrollo (CABD/CSIC/JA). Universidad Pablo de Olavide, de Sevilla. [2]Dpto. Biología Molecular e Ingeniería Bioquímica. Universidad Pablo de Olavide, de Sevilla. [3]Dpto. Química Agrícola, Edafología y Microbiología. Universidad de Córdoba.
arosray@upo.es

Resumen: Entre el 70% y el 90% de los microplásticos presentes en el agua residual urbana que entra a la EDAR terminan en las líneas de fangos. Esto supone una ingente cantidad de fracciones contaminantes que, por su tamaño, pueden formar parte del compost. La metagenómica funcional resulta ser una técnica útil para poder aislar nuevos genes que codifiquen actividades enzimáticas de interés industrial y ambiental. Es de esperar que, en una pila de compostaje concentrada en plásticos, pueda evolucionar una comunidad microbiana que contenga microorganismos con actividades enzimáticas útiles para la degradación de los mismos. En este estudio preliminar, se han diseñado 3 experimentos con pilas trapezoidales aireadas mediante volteo mecánico. Se han tratado lodos (L) generados tras el proceso de digestión anaerobia en la EDAR "EL COPERO", de EMASESA (Sevilla), residuos de flotantes y grasas (F) del pretratamiento del agua residual en dicha planta y residuos lignocelulósicos procedentes de poda urbana (P). Se han montado una pila Control (C) con la proporción (s.m.s.) 1L:0F:3P y dos pilas, (E1) y (E2), con las proporciones (s.m.s.) 1L:2F:3P y 1L:4F:3P, respectivamente. A las condiciones de operación impuestas en los tres ensayos, se han logrado alcanzar temperaturas termófilas y los indicadores (Autocalentamiento, C/N) han mostrado un incremento en la estabilidad del material. También se han recogido muestras para extraer ADN de la fracción bacteriana presente en las pilas, para construir una librería metagenómica con la que llevar a cabo screenings funcionales e identificar así las actividades enzimáticas de interés.

Palabras clave: compost, análisis metagenómico, hilera, microplásticos, estabilidad.

1. Introducción

La presencia de microplásticos en el compost preocupa seriamente pues el vertido de este tipo de materiales al suelo agrícola supone un impacto ambiental significativo (Edo y col., 2022). La búsqueda de soluciones óptimas para paliar esta problemática resulta ser un nuevo reto para la valorización de residuos orgánicos, y, en consecuencia, un desafío para la economía circular. En este sentido, el compost procedente de lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (EDARs) presenta un contenido importante en microplásticos. En este trabajo, se han montado tres pilas con proporción másica diferente en tres tipos de residuos: lodos de EDAR (L), flotantes y grasas del pretratamiento del agua residual urbana (F) y poda (P). Con este diseño de experimentos, se pretende potenciar el crecimiento de microorganismos degradadores de plásticos en la pila y con ello, conseguir extraer ADN que permita (i) determinar la evolución microbiana a las propiedades fisicoquímicas que caracterizan los distintos momentos del compostaje en cada pila; (ii) construir librerías metagenómicas con las que llevar a cabo escrutinios funcionales para identificar así actividades enzimáticas de interés, tales como enzimas capaces de hidrolizar los enlaces éster del polyethylen terephthalato (PET) y poliuretano (PUR); y (iii) aislar microorganismos degradadores de plásticos directamente desde las pilas.

2. Materiales y Métodos

Se han estudiado tres procesos, a escala piloto, para el tratamiento de lodos (L) procedentes de la EDAR "EL COPERO", de EMASESA (Sevilla) mezclados en diferentes proporciones con residuos de flotantes y grasas (F) originados en la etapa de pretratamiento del agua residual que se gestiona en dicha planta y residuos lignocelulósicos con tamaño de partícula <2cm, procedentes de la poda (P) de parques y jardines de la ciudad de Sevilla. En la Tabla 1, se presentan los resultados obtenidos para la caracterización fisicoquímica de estos residuos. Los ensayos se han realizado con pilas trapezoidales (7,5 m^3) aireadas mediante volteos mecánicos en sistema abierto. Se han formado una pila Control (C) con la proporción (s.m.s.) 1L:0F:3P y dos pilas, (E1) y (E2), con las proporciones (s.m.s.) 1L:2F:3P y 1L:4F:3P, respectivamente. Se han analizado diversos parámetros fisicoquímicos, comúnmente utilizados como variables de control y seguimiento de los procesos de compostaje. La metodología seguida para estos análisis está descrita en Palenzuela et al. (2023).

Tabla 1. Características de los residuos de partida (L, lodos de EDARs; F, flotantes y grasas del pretratamiento; P, poda urbana)

Parámetros	L	F	P
Humedad (%)	77,1	36,1	6,6
pH	8,2 (0,1)	5,3 (0,1)	7.3 (0,1)
CE (µS cm^{-1})	2.832 (48)	525 (25)	3.160 (46)
MO_T (%)	58,7 (1,2)	88,1 (0,6)	83,2 (4,2)
C/N	7,6	46,6	30,2

Valores medios (n=3) y entre paréntesis su desviación estándar. pH y CE (Conductividad Eléctrica) en extracto acuoso a una ratio 1:5 (m/v); MO_T, Materia Orgánica Total (s.m.s).

Para determinar la evolución microbiológica en las pilas durante su compostaje, se han tomado muestras en distintos momentos del proceso y del centro térmico de cada pila, que han sido procesadas con un máximo de 24 horas desde su obtención. Se ha extraído el ADN total con el kit DNeasy PowerMax Soil Kit, empleando 10 gramos de cada muestra (Qiagen, 12988-10). Se ha visualizado la calidad del ADN extraído mediante gel de agarosa 0,8% para así determinar su integridad y una vez confirmada esta, se ha enviado a secuenciar.

Con el ADN procedente de las pilas, se pretende construir una metagenoteca, mediante vectores y cepas especializadas, desarrolladas previamente en el laboratorio y que han demostrado ser altamente eficientes para la expresión heteróloga de grandes fragmentos de ADN ambiental (Terrón y col. 2013). Para ello, se han tomado 90 gramos de muestra de cada pila y se ha recuperado la fracción procariota, tal y como describen Terrón y col. (2016). Para la extracción del ADN metagenómico procariota, las células se han resuspendido en 500 µL de tampón TE pH 8, y se ha usado el kit DNeasy PowerMax Soil Kit siguiendo las instrucciones del fabricante.

Por último, para el aislamiento de microorganismos degradadores de plástico se han realizado cultivos de enriquecimiento siguiendo el protocolo descrito por Aulestia et. al (2021), usando 0,3% de Impranil^R DLN-SD (Covestro) o 1% de PUR-diol (Sigma-Aldrich/Merck, peso molecular 320).

3. Resultados y discusión

3.1 Cambios fisicoquímicos durante el proceso de compostaje.

En la figura 1, se representa la evolución térmica en cada uno de los ensayos de compostaje. Como se observa, en los tres casos, se han alcanzado temperaturas termófilas (>45ºC); sin embargo, las condiciones de higienización (T>50ºC), solamente se han logrado alcanzar para el caso de las pilas E1 y E2. Además, estas pilas se han mantenido en rangos termófilos durante mayor tiempo en comparación con la pila control. Este comportamiento puede explicarse por la

propia composición y estructura de la fracción residual (F), que aporta un aumento del contenido en grasas, las cuales presentan un calor de combustión mayor y, además se incrementa la porosidad de la pila, favoreciéndose la aireación y la actividad de la microbiota presente en la etapa termófila.

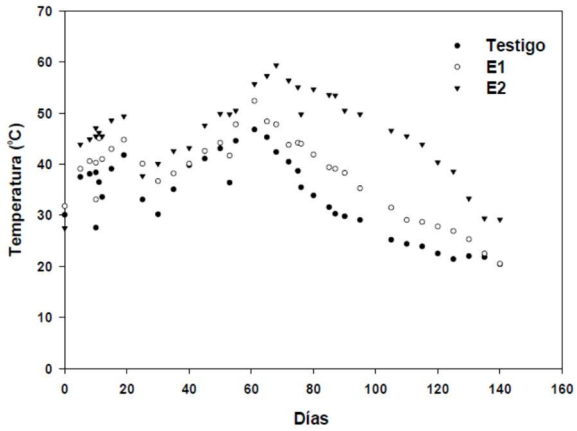


Figura 1. Evolución térmica interna en cada pila.

La tabla 2 muestra los resultados obtenidos en el análisis de diversas variables fisicoquímicas, comúnmente, utilizadas como parámetros de seguimiento y control del proceso. El pH ha presentado valores entre 7-8 y la conductividad eléctrica se ha incrementado debido a la degradación de materia orgánica, siendo esta más acusada en el caso de la pila E2. En esta pila, la CE se ha incrementado un 130% y la pérdida de materia orgánica ha sido en torno al 85%. En los tres estudios, la ratio C/N y la T máxima de Autocalentamiento han disminuido durante el proceso y los resultados indican valores de estabilidad alta (C/N<20, Autocalentamiento <25ºC).

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos al inicio y al final del proceso de compostaje.

Parámetros	días	C	E1	E2	*F-ANOVA*
pH	0	7,53a (0,06)	7,36b (0,04)	7,28b (0,03)	**
	140	7,67a (0,03)	7,65a (0,02)	7,67a (0,01)	ns
CE (µS cm^{-1})	0	1128a (36)	899b (16)	804c (15)	***
	140	1920a (21)	1722c (17)	1847b (11)	***
MO$_T$ (%)	0	65,6b (1,0)	68,5b (2,3)	73,0a (2,2)	**
	140	26,6a (1,7)	28,3a (2,8)	28,1a (0,4)	ns
C/N	0	20,1	29,5	33,4	
	140	11,4	11,3	10,4	
Aut.(ºC)	0	33.9	40,6	40,9	
	140	24,9	24.2	23.1	

Valores medios (n=3) y su desviación estándar, entre paréntesis. Letras diferentes en la misma fila indican diferencia significativa, según test de Tukey (P<0,05) **P<0,01; ***P<0,001; ns: no hay diferencia significativa, pH y CE (Conductividad Eléctrica) en extracto acuoso a una ratio 1:5 (m/v); MO$_T$, Materia Orgánica Total (s.m.s); Aut., T máxima de Autocalentamiento.

3.2 Preparación de ADN para los análisis metagenómicos.

Se ha extraído el ADN total a muestras tomadas en cinco momentos puntuales de los tres procesos de compostaje estudiados (0, 12, 53, 76 y 140 días) (Figura 2).

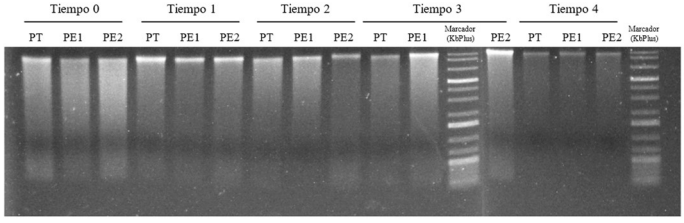


Figura 2. Visualización en gel de agarosa del ADN metagenómico total.

El análisis de este ADN en gel de agarosa ha mostrado que tiene la integridad suficiente para el análisis metagenómico. Actualmente, se han enviado 15 muestras de ADN a secuenciar a Novogene Europe.Por otro lado, se ha extraído también el ADN correspondiente a la población procariota presente en los puntos de muestreo considerados para el estudio y se está construyendo una metagenoteca de expresión para hacer rastreos funcionales.

3.4 Aislamiento de microorganismos degradadores.

Aunque se sabe que sólo el 1% de los microorganismos naturales son cultivables en el laboratorio, se han realizado cultivos de enriquecimiento a partir de la pila PE2 para intentar aislar microorganismos capaces de usar Impranil o PUR como fuente de carbono y energía, obteniendo resultados positivos (Figura 3). Actualmente, se está tratando de aislar los distintos microorganismos presentes en los cultivos para determinar si alguno puede crecer de forma aislada o necesitan formar parte de un consorcio.

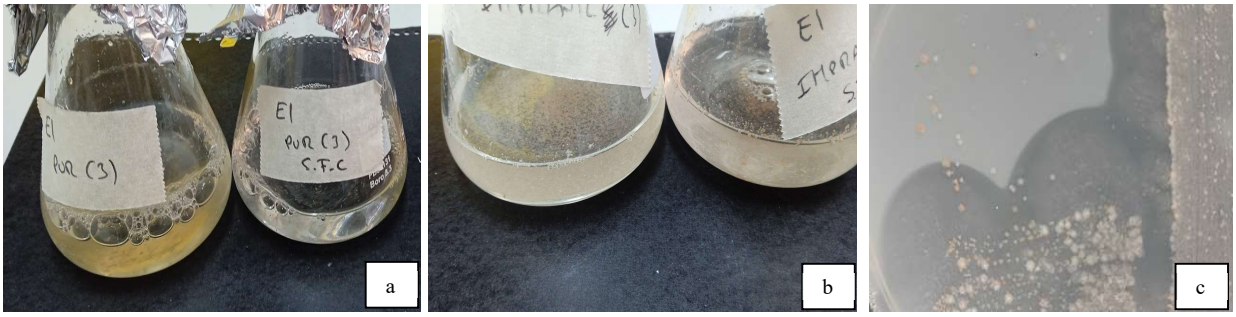


Figura 3. Selección de microorganismos degradadores de Impranil y PUR. (a) Cultivo de enriquecimiento con PUR (izquierda) y control sin fuente de carbono (derecha). (b) Cultivo de enriquecimiento con Impranil (izquierda) y control sin fuente de carbono (derecha). (c) Halo de degradación de Impranil en medio sólido.

4. Conclusiones

A las condiciones de operación impuestas en los ensayos estudiados a escala piloto, el aporte del residuo procedente del pretratamiento a las pilas no ha supuesto una limitación para el desarrollo del proceso. Se han logrado alcanzar temperaturas termófilas y los indicadores (Autocalentamiento, C/N) han mostrado un incremento en la estabilidad del material. Temperaturas más elevadas durante mayor tiempo y condiciones de higienización se han conseguido en las pilas de lodos con aporte del residuo procedente del pretratamiento. A partir de estas pilas, se ha obtenido ADN de calidad tanto para hacer un análisis metagenómico por secuenciación masiva, como para construir una metagenoteca para rastreos funcionales que está en proceso de construcción. Aunque aún no tenemos datos concluyentes de este análisis, los resultados de los cultivos de enriquecimiento realizados en paralelo indican la presencia de poblaciones microbianas capaces de degradar plásticos.

5. Bibliografía

Aulestia M, Flores A, Mangas EL, Pérez-Pulido AJ, Santero E, Camacho EM., 2021. Isolation and genomic characterization of the ibuprofen-degrading bacterium Sphingomonas strain MPO218. *Environ Microbiol*, 23, 267-280.

Edo C., Fernández F., Rosal R. (2022) *Microplásticos en el compost, un nuevo desafío para la economía circular.* The Conversation. https://www.nationalgeographic.com.es/mundo-ng/microplasticos-compost-nuevo-desafio-para-economia-circular_17758 (fecha de consulta: 30/05/2024).

Palenzuela M.V., López de Lerma N., Sánchez-Suárez, F., Martínez-García R., Peinado R.A., Rosal A., 2023. Aroma composition of wines produced from grapes treated with organic amendments. *Applied Sciences*, 13, 1-19.

Terron-Gonzalez L., Medina C., Limon-Mortes M. C., Santero E., 2013. Heterologous viral expression systems in fosmid vectors increase the functional analysis potential of metagenomic libraries. Sci Rep 3, 1107.

Terrón-González L, Martín-Cabello G, Ferrer M, Santero E., 2016. Functional Metagenomics of a Biostimulated Petroleum-Contaminated Soil Reveals an Extraordinary Diversity of Extradiol Dioxygenases. *Appl Environ Microbiol*, 82, 2467-2478.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación recibida a través del Proyecto TED2021-129208B-100 financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR to FR-R and EMC, la ayuda recibida de la Junta de Andalucía a través de la financiación del PAIDI (2023) y la colaboración de EMASESA para el desarrollo de estos experimentos en su Complejo Medioambiental COPERO, en Sevilla.

CO-COMPOSTAJE DE DEYECCIONES CUNÍCOLAS COMO ESTRATEGIA REGIONAL HACIA LA BIOECONOMIA CIRCULAR

Nagore Guerra[1], Roser Iborra[1], Laura Foix[1], Daniel Cantabella[1], Oscar Martínez[1]

[1]Centro Tecnológico BETA. (Red TECNIO), Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya, Can Baumann, Ctra. de Roda 70, 08500, Vic, Barcelona.
[*]oscarmauricio.martinez@uvic.cat

Resumen: La cunicultura ha experimentado un crecimiento dentro de la economía catalana, siendo una de las regiones con mayor producción de carne de conejo en Europa. Sin embargo, este sector, enfrenta desafíos relacionados con la competitividad sectorial y la gestión de regulaciones sobre bienestar animal y manejo de residuos, por lo que los modelos de economía circular están ganando interés. En este estudio, se ha evaluado la implementación del co-compostaje a base de deyecciones cunícolas con subproductos de proximidad en la región del Alt Penedès, para evidenciar la calidad y seguridad del compost obtenido de cara a una posible modificación normativa. En una primera fase se identificaron sinergias potenciales con industrias cercanas para utilizar sus subproductos en el co-compostaje, ofreciendo así diversificación y nuevas fuentes de ingresos al sector agroalimentario regional. En la segunda fase se evaluó el compostaje de pilas (4m^3 aprox.) de deyecciones solas y en combinación con el subproducto seleccionado, realizando un monitoreo cercano a los 3 meses, y, posteriormente caracterizando los productos obtenidos siguiendo las indicaciones de la normativa, así como un barrido de fármacos normalmente usados en este ámbito. Los productos obtenidos se pueden clasificar como compost Clase B libre de patógenos, y no se han detectado trazas de los principales fármacos objetivo. Así, el compostaje de deyecciones cunícolas se vislumbra como una alternativa en esta región y cuenta con el interés y apoyo del sector, pudiendo mejorar su sostenibilidad y circularidad, dando valor añadido a las explotaciones ganaderas.

Palabras clave: Compost, Valorización, Calidad, Seguridad, Sinergia local

1. Introducción

Cataluña se posiciona como una de las regiones destacadas en la producción de carne de conejo de alta calidad, no solamente en el estado español sino también en el ámbito europeo. Por todo esto, la actividad cunícola es un sector clave en la economía catalana. Sin embargo, desde 2008, este sector ha tenido que enfrentarse a una serie de retos y dificultades relacionadas con el incremento de los costes de producción y las regulaciones de bienestar animal que han supuesto un aumento de precio del producto y una disminución en el número de explotaciones.

Es en este contexto dónde ha sido necesario impulsar el desarrollo de enfoques que promuevan modelos de economía circular, sostenibles, diversificados, y permitiendo la sinergia y colaboración con otros sectores de la industria alimentaria. Aunque las deyecciones cunícolas han sido previamente estudiadas como sustrato para el proceso de compostaje y se sabe de su idoneidad, el compost derivado de este recurso tiene muy poca aplicabilidad dadas las actuales restricciones legales y su poca promoción. Es así como, en este estudio se contó con el apoyo de la Federación de Asociaciones de Cunicultores de Cataluña (FACC), parte interesada en evaluar alternativas de gestión de las deyecciones generadas en las explotaciones cunícolas con el fin de valorizar este recurso y reducir su huella de carbono, contribuyendo al impulso y desarrollo del sector. Con ayuda de la FACC se seleccionó el Alt Penedès como el área de estudio, región con una importante actividad agroalimentaria que concentra un 30% de su superficie productiva en la industria vitivinícola. Allí, la denominación de origen Penedès, en una zona vulnerable por nitratos, planea transitar hacia la agricultura ecológica antes de 2025. Por tanto, es crucial gestionar sosteniblemente el nitrógeno orgánico empleando adecuadamente los recursos locales, como lo pueden ser las deyecciones cunícolas.

Así, el objetivo del estudio es determinar la calidad y seguridad del compost obtenido en granja a partir de deyecciones cunícolas y en mezcla con otros sustratos como alternativa para mejorar

la sostenibilidad y competitividad del sector a través de la diversificación de sus modelos de negocio, a la vez que generando enmiendas orgánicas de alta calidad.

2. Material y Métodos

2.1 Identificación de industrias locales y selección del cosustrato

Una vez identificada la zona de interés y la granja de referencia (granja Conill del Penedès), se procedió a la búsqueda de industrias agroalimentarias cercanas (radio ≤20km) que generasen residuos y/o subproductos susceptibles de ser sometidos a un proceso de co-compostaje para la valorización de las deyecciones cunícolas. Una vez identificados, se han caracterizado con los parámetros fisicoquímicos más relevantes de cara al proceso de compostaje.

2.2 Compostaje en pilas volteadas y monitorización del proceso

Las deyecciones producidas (madres y levante) han sido inicialmente caracterizadas siguiendo metodologías estándar para determinar su potencial. A partir de los datos compilados (deyecciones y cosustrato) se planteó la construcción de pilas de cerca de 4m^3 en un sistema abierto y con volteos puntuales. Así, la pila D_1 se constituía de una mezcla de deyecciones (madres y levante), poda de origen local en relación 1:2.3 (relación volumétrica). Por su parte, la pila D_2 se compone de un 70% de mezcla de deyecciones y un 30% de rapa de uva. En este caso, el estructurante se añadió en una relación 1:3.3 (en materia orgánica). En ambos casos formando pilas de 3.3 m x 2.4 m x 1.5 m. Una vez formadas las pilas, estas se han muestreado (integrado) para caracterizar fisicoquímicamente cada una de ellas. El compostaje se monitoreó durante cerca de 3 meses por medio de la temperatura de las pilas, y en cada volteo (1er mes) midiendo el oxígeno del lecho sólido. Además, los compost se han caracterizado al final de este periodo para determinar su calidad y seguridad siguiendo las indicaciones del Real Decreto 506/2013. Adicionalmente, se realizó un barrido de fármacos normalmente usados en este sector.

3. Resultados y Discusión

3.1 Mapeo de industrias y residuos generados en la zona

Los actores industriales relevantes en la zona evaluada principalmente generan residuos lignocelulósicos que se han agrupado en 3 categorías según su aporte al compostaje. Los agentes de mejora física (cáscara de almendra, bagazo de cerveza y rapa de uva) que aportan porosidad y estructura, pero su degradación aeróbica es limitada. Los que aportan potenciales mejoras de las características químicas (orujo de uva y manzana), que son biomasas ricas en azúcares fermentables (mejorarían la relación C/N de la mezcla), con pH ácidos, y elevada humedad, que favorecerían el desempeño del compostaje. Por último, están los residuos que tienen una sinergia limitada con las deyecciones (hojuela de aceituna, lodos de la producción de vino y suero de leche) ya sea porqué tienen características similares a las deyecciones (hojuela) o porque no se adaptarían a los requerimientos propios del compostaje (lodos húmedos y suero).

Con base en las características fisicoquímicas, su potencial para generar sinergia y un análisis de disponibilidad se ha seleccionado la rapa de uva como el cosustrato para realizar las pruebas de co-compostaje. Su uso facilitaría la sinergia entre sectores y la valorización de residuos en la zona del Alt Penedès.

3.2 Compostaje de las pilas

Las pilas se han monitoreado a diario durante todo el proceso (104 días). Los volteos se han hecho en los días 8, 16 y 22. Como se observa en la *Figura 1*, ambas pilas han alcanzado temperaturas sobre los 60ºC durante la primera semana. Después del primer volteo, D_1 ha alcanzado los 72ºC mientras que D_2 ha llegado a los 68ºC. En ese punto y durante la segunda semana, D_1 ha mantenido temperaturas en torno a los 70ºC, y D_2 cerca de 55ºC. Después del segundo volteo ambas pilas han tenido valores de temperatura cercanos a los 65ºC. Durante el tercer volteo, los niveles de oxígeno se han registrado, encontrando valores entre 9.4% y 12.4% para la pila D_1, y de 13.3% a 14.2% en la pila D_2, sugiriendo que el cosustrato favorece la porosidad de la pila dando lugar a valores de oxígeno más homogéneos. Estos valores se consideran aptos para el proceso de compostaje y se decide no realizar más volteos durante la etapa de degradación activa. En la fase de maduración, ambas pilas han mantenido temperaturas por encima de los 50ºC durante cerca de 56 días, momento en el que se ha producido un descenso gradual de las temperaturas hasta el día 80, a partir del cual han mantenido temperaturas próximas al ambiente. En este último periodo, las pilas han sido cubiertas con una lona porosa para protegerlas contra la lluvia y permitir continuar con la etapa de maduración.

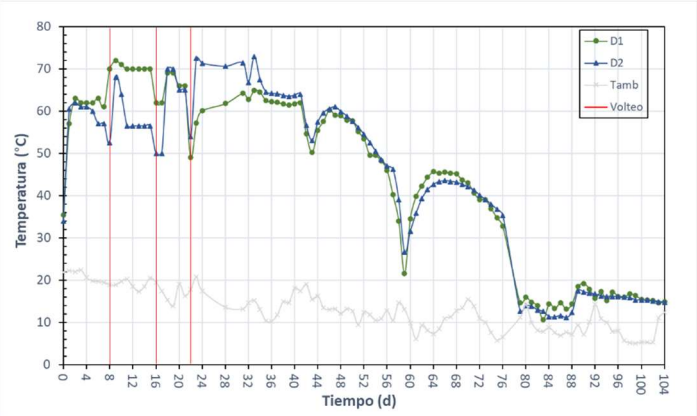


Figura 1. *Temperaturas medias del compostaje en las pilas D_1 y D_2.*

3.3 Productos obtenidos

Tal y como se muestra en la *Figura 2*, se ha obtenido un compost de color oscuro y textura suave y homogénea en ambas demostraciones. En cuanto a las características fisicoquímicas de los productos obtenidos, la Tabla 1 resume los principales parámetros medidos.

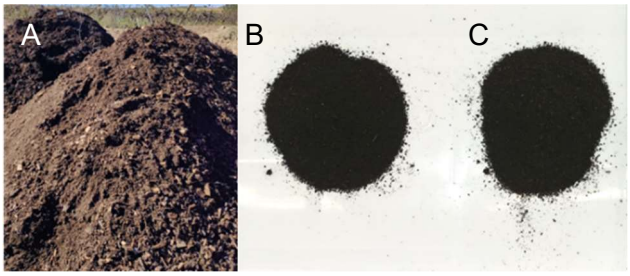


Figura 2. (A) Pilas de compostaje, (B) compost D_1 y (C) compost D_2.

Como se observa, la materia seca se acerca al 70% y la relación C/N alcanza valores por debajo de 20, cumpliendo con las recomendaciones del RD 506/2013. Los productos resultan similares a otros reportados previamente en cuanto a parámetros como el pH y la conductividad, así como en términos del contenido de nutrientes (Li y col., 2022; Paredes y col., 2014). Además, los valores de IRD inferiores a 1 $gO_2/kg_{SV}h$ indican que los productos obtenidos son estables y

por ende son apropiados como enmienda orgánica. Por su parte, la caracterización adicional indica que los productos no presentan ni *Salmonella* ni *E. coli*, corroborando la higienización del proceso. A la vez, el contenido de metales pesados (Cd, Ni, Pb, Hg, Cr, Cr (VI), As) está por debajo de los límites establecidos en el RD 506/2013 para la clase A y solo Cu y Zn se sitúan sobre dicho umbral (111-135 y 298-361 mg/kg m.s. respectivamente), siendo clasificados como compost clase B. Aun así, los niveles de Cu y Zn se asemejan a los encontrados en otros compost con origen en deyecciones, principalmente por la dieta que reciben los animales.

Además, el barrido de fármacos de uso veterinario hecho a materiales de entrada y compost obtenidos muestra que los componentes con mayores niveles son la oxitetraciclina y el diclazuril en niveles máximos de 12µg/g y 73 ng/g respectivamente. En todos los casos se observa que el compostaje ha servido para remover los fármacos, en niveles que varían entre el 75% y el 91%, sugiriendo un efecto positivo también en este ámbito.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de las mezclas iniciales y compost obtenidos

	Inicial		Final	
Parámetro	D_1	D_2	D_1	D_2
pH	8.2 ± 0.1	8.4 ± 0.1	8.19 ± 0.06	8.51 ± 0.02
CE (µS/cm)	4107 ± 101	4142 ± 160	3651 ± 5	3084 ± 72
Sol. Totales (%)	39.2 ± 0.8	39.3 ± 6	66.2 ± 0.4	70.4 ± 0.2
Sol. Volátiles (% m.s.)	73.4 ± 1.0	68.2 ± 0.8	54.0 ± 1.0	44.3 ± 0.3
Fósforo Total (mg P/kg)	2454 ± 269	1913 ± 144	5550 ± 90	5237 ± 206
NH_4^+ (mg N-NH_4^+/kg)	2.03 ± 0.06	1.36 ± 0.04	1.06 ± 0.05	0.86 ± 0.06
Carbono Total %	31.3 ± 0.2	38.1 ± 0.6	29.6 ± 0.3	24.0 ± 0.5
Nitrógeno Total %	1.43 ± 0.03	1.38 ± 0.04	1.90 ± 0.03	1.57 ± 0.03
C/N	21.9	27.6	15.6	15.3
Potasio Total (mg K/kg)	5040 ± 225	5410 ± 216	10690 ± 596	10065 ± 431
IRD ($gO_2/kg_{SV}h$)	2.57 ± 0.6	3.40 ± 0.1	0.27 ± 0.10	0.77 ± 0.31
AT_4 (gO_2/kg_{ST})	155.3 ± 0.1	116.9 ± 8.5	<50	<50

m.s.: sobre materia seca; IRD: índice Respirométrico Dinámico; AT_4: Consumo de O_2 acumulado

4. Conclusiones

El compostaje de deyecciones cunícolas en un esquema simple de pilas volteadas con y sin cosustrato ha resultado satisfactorio, obteniendo compost de calidad, seguro e higienizado de clase B. El proceso resulta favorable para reducir el contenido de fármacos y se presenta como una alternativa económica y de fácil implementación para potenciar la circularidad del sector cunícola. Estas evidencias pueden ser un punto de partida para replantear las actuales restricciones a este tipo de producto, favoreciendo el uso de enfoques en torno a la economía circular, pero se deben evaluar otros aspectos como la logística, cadenas de valor e intereses.

5. Bibliografía

Li, R., Hao, H., Sun, H., Wang, L. Wang, H., 2022. Composted Rabbit Manure as Organic Matrix for Manufacturing Horticultural Growing Media: Composting Process and Seedling Effect. Sustainability, 14, 5146.

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilitzantes. Boletín Oficial del Estado 164, 10 de julio de 2013.

Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios. Boletín Oficial del Estado 312, 29 de diciembre de 2022.

Reglamento (CE) no 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de octubre de 2009 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos

derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) no 1774/2002 (Reglamento sobre subproductos animales). 14/11/2009.

Paredes, C., Pérez-Murcia M., Bustamante, M., Pérez-Espinosa, A., Agulló, E., Moreno-Caselles, J. 2015. Valorization of Mediterranean Livestock Manures: Composting of Rabbit and Goat Manure and Quality Assessment of the Compost Obtained. Communications in soil science and plant analysis 46(sup1), 248-255.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural de Cataluña (programa INNOTRACK) (ARP303/22/000174) solicitado por la Federación de Asociaciones de Cunicultores de Cataluña (FACC). El grupo de investigación ONHEALTH del IDAEA ha contribuido con el desarrollo y análisis de fármacos en la matriz evaluada.

CO-COMPOSTAJE DE LA CÁSCARA DE PLÁTANO Y RESIDUO SÓLIDO MUNICIPAL: EFECTO EN EL IMPACTO ODORÍFERO

Arturo Fco. Chica, M. Ángeles Martín, José A. Siles, M. Carmen Gutiérrez

Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Campus Universitario de Rabanales, Carretera N-IV, Km 396, Edificio Marie Curie, Córdoba, España.
afchica@uco.es

Resumen: El co-compostaje de la cáscara de plátano (CP) y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) ha sido evaluado en este estudio con el uso de diferentes relaciones másicas CP:FORSU (3:0; 2:3; 1:3 y 0:3). Se ha realizado una caracterización fisicoquímica, respirométrica y olfatométrica a lo largo del proceso de compostaje (57 días). Los resultados obtenidos revelan que la relación C/N inicial, determinada a partir de los sólidos volátiles (SV) y el Nitrógeno Total Kjeldahl (N-NTK), evoluciona de 95 hasta 27 en la CP individual y de 46 a 19 en la FORSU. La temperatura del material siguió una evolución típica del proceso de compostaje, con una primera etapa termófila bien diferenciada. La estabilidad respirométrica tras la experimentación mostró que se requeriría una etapa de maduración posterior para su aplicación agrícola. Cabe destacar que se ha observado una marcada reducción de las emisiones de olor generadas (hasta un 33%) con la presencia de CP en las mezclas. Además, un Análisis de Componentes Principales (ACP) de las propiedades fisicoquímicas, respirométricas y olfatométricas de las mezclas evaluadas durante el proceso de compostaje ha permitido explicar un importante porcentaje de la varianza total (72,1%). Los resultados muestran agrupamientos de las muestras con tiempos de compostaje similares. Mediante Regresión Multivariante ($r \geq 0{,}8797$) se ha demostrado la influencia de cada variable sobre el impacto oloroso, siendo los SV, pH y Carbono Orgánico Total Soluble las variables más influyentes. Los resultados han mostrado que la emisión acumulada del proceso oscila entre 4.700-41.530 ou_E/g para CP (3:0) y FORSU (0:3), respectivamente.
En conclusión, este innovador estudio de investigación confirma la idoneidad del co-compostaje para valorizar CP y FORSU, ambos residuos muy abundantes y con alto potencial odorífero.

Palabras clave: Respirometría, olor, residuos agroalimentarios, valorización, análisis estadístico.

1. Introducción

La banana y el plátano, formalmente conocidas como *Musa* spp., son plantas monocotiledóneas gigantes típicas del sur de América, África y Asia. Solo la industria bananera genera alrededor de cuatro toneladas de residuos lignocelulósicos por tonelada de fruta cosechada, que representan peligro de contaminación. En consecuencia, deben gestionarse mediante procesos de reciclaje adecuados que garanticen su sostenibilidad (Fiallos-Cárdenas et al., 2022). Entre las alternativas para los residuos orgánicos agroindustriales destaca el compostaje, ya que este proceso de valorización reduce el depósito de materia orgánica en vertederos y el uso de fertilizantes inorgánicos, al tiempo que el compost generado aumenta la capacidad de retención de agua de los suelos y aporta los nutrientes y materia orgánica necesarios a través de la mineralización. Concretamente, las ventajas económicas, agronómicas y ambientales del compostaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), y otros residuos orgánicos se han demostrado durante las últimas décadas, jugando un papel importante en el marco del desarrollo sostenible y la economía circular. Sin embargo, no todos los residuos tienen la microbiota requerida, una composición adecuada y un equilibrio entre nutrientes para ser compostados directamente, generando compost de alta calidad, sino que necesitan ser co-compostados para que el proceso se lleve a cabo correctamente, como es el caso de los residuos del plátano. Por ello, este estudio propone evaluar el co-compostaje con FORSU.

2. Material y Métodos

2.1 Materias primas y descripción del proceso de co-compostaje

Se han seleccionado dos residuos orgánicos con gran volumen de generación y distinta procedencia: el residuo del plátano (CP), muy extendido en países tropicales como Colombia, y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) procedente de la Empresa Municipal de Saneamiento de Córdoba (SADECO).

El co-compostaje se llevó a cabo a escala de laboratorio en vasos Dewar de acero inoxidable de 3L de capacidad. Dos de los vasos se inocularon con las dos materias residuales independientes: CP (D1) y FORSU (D4). Los vasos D2 y D3 con sus mezclas en las ratios 2:3 y 1:3 (CP:FORSU, p/p), respectivamente. Los vasos disponen de unas chimeneas perforadas e insertadas verticalmente hasta unos 2/3 de profundidad, en el material compostable (180 mm de diámetro y 20 mm de grosor) que permiten el seguimiento de las emisiones de olor generadas en el proceso y favorecen la aireación. El seguimiento de la temperatura del material durante el co-compostaje se ha realizado con una sonda Modelo Testostor 175-Datalogger (Testo- U.S.A).

2.2 Caracterización fisicoquímica, respirométrica y olfatométrica

Se ha realizado un seguimiento fisicoquímico, respirométrico y olfatométrico durante el proceso de compostaje de los dos residuos independientes y de sus mezclas. La caracterización fisicoquímica de las muestras fue determinada según la metodología propuesta por The U.S. Department of Agriculture and The US Composting Council (2002). La biodegradabilidad del material y la estabilidad del producto final, velocidad específica de consumo de oxígeno ($VECO_{max}$, $mgO_2/SV{\cdot}h$) y consumo acumulado de oxígeno (CAO_{20}, mgO_2/SV), respectivamente, han sido cuantificadas en un respirómetro estático en fase líquida.

Para evaluar la emisión de olor durante el proceso, se tomaron muestras continuadas (0, 2, 6, 7, 9,13, 27, 40 y a los 57 días), a través de las chimeneas instaladas en cada vaso. Para ello se ha utilizado el dispositivo CSD30 que permite la toma de muestras de gases en bolsas de Nalophan de 10 L. Su concentración de olor (CO, uo_E/m^3) se cuantificó mediante olfatometría dinámica (UNE-EN13725) con un olfatómetro modelo T08 (fabricado por Olfasense Gmbh).

2.3 Análisis estadístico

El análisis estadístico ha consistido en un Análisis de Componentes Principales (ACP) para detectar patrones de comportamiento de las diferentes variables fisicoquímicas y respirométricas. Adicionalmente, una regresión multivariante (RM) que permite predecir una variable dependiente, la CO, a partir de variables independientes. La variable dependiente (CO) se ha estimado de acuerdo con la ecuación (1), donde $\boldsymbol{CO_{est}}$ es la variable estimada, $\boldsymbol{a_i}$ es el coeficiente de influencia y $\boldsymbol{x_i}$ es el valor de la variable independiente (CO). La correlación lineal entre la CO real y la CO estimada calculada de acuerdo con ecuación (2), donde $\boldsymbol{CO_{est}}$ es la CO estimada (ou_E/m^3), *b* es la pendiente y $\boldsymbol{CO_{(R)}}$ es la concentración de olor (ou_E/m^3). La importancia de cada variable en la predicción del impacto odorífero se ha evaluado considerando el porcentaje de influencia, calculado mediante la ecuación (3), donde $\boldsymbol{n}$ es el número de variables predichas (fisicoquímicas y respirométricas), $\boldsymbol{a_i}$ es el coeficiente de influencia de cada variable y $\boldsymbol{x_i}$ es la variable. Ecuaciones (1), (2) y (3):

$$CO_{est} = \sum_{i=1}^{n} a_i \cdot x_i \qquad (1) \qquad CO_{(p)} = b \cdot CO_{(R)} \qquad (2) \qquad Influencia(\%) = \frac{|a_i \cdot x_i|}{\sum_{i=1}^{n} a_i \cdot x_i} \cdot 100 \qquad (3)$$

3. Resultados y Discusión

3.1 Seguimiento fisicoquímico y respirométrico

Respecto a la **temperatura** del material compostable, en todos los casos estudiados se produjo similar tendencia con una primera fase hidrolítica y posterior estabilización con reducción de la temperatura, alcanzándose hasta 57ºC de máxima tras 8 días de compostaje en D4. En D2 y D3, la temperatura alcanzó valores máximos de 51ºC al cabo de 1 día y luego se mantuvo prácticamente constante en 44 ± 3ºC durante siete días más. En el caso de la CP individual (D1), la temperatura máxima (42ºC) se observó al sexto día. En todos los casos, la **humedad** del material se mantuvo próxima al 80% por lo que no ha sido necesaria la humectación del material.

Respecto al **pH**, los valores más bajos se mantuvieron durante los primeros 15 días del proceso, lo que podría favorecer la emisión de compuestos orgánicos volátiles y la generación de malos olores. Como cabía esperar, a continuación, se observó alcalinización en los experimentos, alcanzando valores finales dentro del rango de 8,29-8,59, con el valor más elevado en la FORSU compostada individualmente (D4) (**Figura 1A**). En cuanto a **la conductividad** aumentó progresivamente observándose valores finales tras 57 días de compostaje dentro del rango de 1552-1676 µS/cm en D2, D3 y D4, mientras que en D1 se alcanzaron 1102 µS/cm.

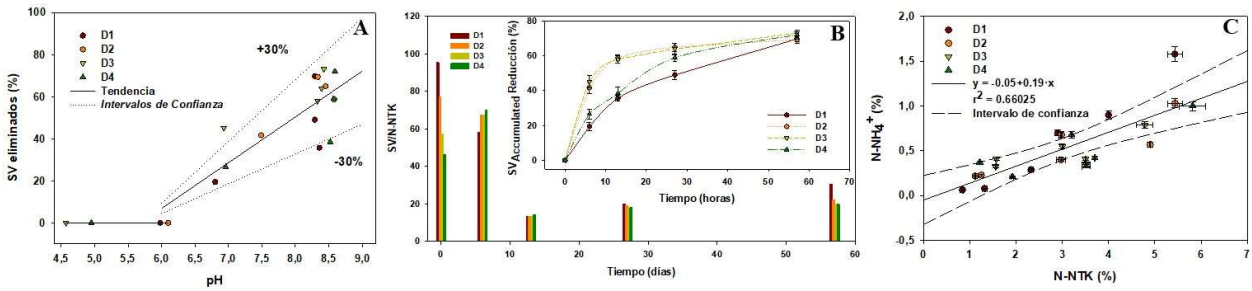


Figura 1. **A, B, C**. Evolución y relación de las variables fisicoquímicas durante el proceso. Sólidos Volátiles eliminados; Relación C/N, expresada en SV/N-NTK; y Fracción de N amoniacal frente a Kjeldahl

El proceso de compostaje se caracteriza por la oxidación de la materia orgánica lo cual se pone de manifiesto en todos los sustratos evaluados. En este sentido, todas las mezclas disminuyeron considerablemente su masa total, siendo la compuesta por 100% FORSU (D4) la que perdió mayor cantidad (hasta un 77,0%) especialmente durante las dos primeras semanas. Concretamente, los SV disminuyeron a lo largo del proceso de compostaje en todos los casos, alcanzando valores finales adecuados dentro del rango 61,65 ± 3,11 a 69,16 ± 0,01 % (**Figura 1B**). Sin embargo, se puede observar que en las mezclas (D2 y D3) la velocidad de eliminación de SV durante los 10 primeros días fue más elevada que para los residuos individuales (D1 y D4). En cuanto a la fracción soluble, la concentración de carbono orgánico total (COT) también disminuyó durante el tiempo de experimentación hasta alcanzar valores finales dentro del rango de 1,30%-2,72%, tras 57 días de compostaje. La **Figura 1B** incluye la variación de la ratio SV/N-NTK con el tiempo de compostaje observándose una disminución en todos los casos, más notable en los 13 primeros días. Por otro lado, la **Figura 1C** recoge los valores de la concentración de N-NTK y $N\text{-}NH_4^+$, en las diferentes condiciones evaluadas. Como puede observarse, la pendiente de la tendencia lineal representada dentro de intervalos de predicción del 95% es de 0,19, lo que significa que aproximadamente el 19% del N-TKN se encuentra en forma amoniacal, independientemente del contenido de CP en las mezclas y del tiempo de maduración. La concentración de fósforo ($P\text{-}P_2O_5$, %) en el producto final obtuvo valores altos, de hasta 2,57%. Cabe destacar que en todos los casos el $VECO_{max}$ disminuyó con el tiempo debido a la reducción de la disponibilidad de materia orgánica biodegradable por parte de los microorganismos heterótrofos aerobios, siendo los valores iniciales más elevados para la FORSU (52 mg O_2/g SV·h) y, por el contrario, los más bajos para CP (30 mg O_2/g SV·h). En

cuanto a los valores finales de $SOUR_{max}$, oscilaron entre 3 mg O_2/g SV·h (en D4) y 16 mg O_2/g SV·h (en D1), indicativos de la necesidad de prolongar el tiempo para su maduración cuanto mayor proporción de CP en la mezcla, coincidiendo con mayor relación SV/N-NTK en la mezcla.

3.1 Seguimiento de las emisiones de olor y análisis estadístico

Las materias primas residuales (CP y FORSU) y sus mezclas alcanzaron picos máximos de emisión de olor antes de los 10 primeros días de compostaje, con el valor máximo más alto (17.865 ou_E/m^3) para D4 y el menor (1215 ou_E/m^3) para D1, como también lo fue la emisión acumulada por unidad de masa (**Figura 2A).** Resaltar que, la FORSU alcanza valores de hasta 41.500 ou_E/g y la CP únicamente 4.700 ou_E/g para porcentajes de SV eliminados en torno al 70% en ambos casos. Exibiendo sus mezclas valores intermedios.

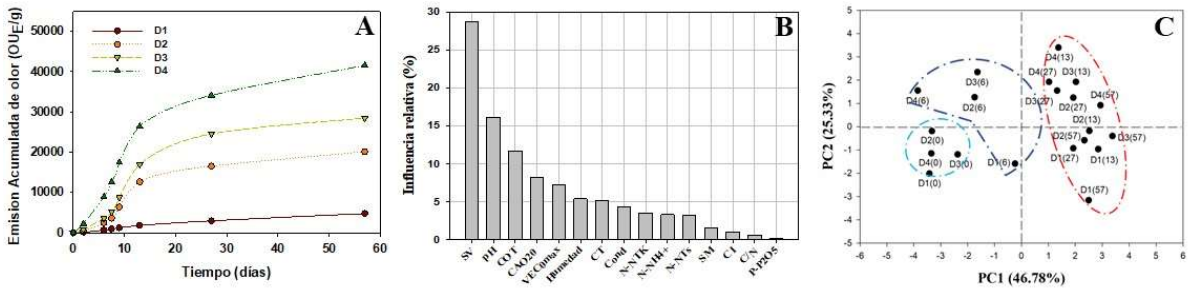


Figura 2. A, B, C. Impacto odorífero; evaluación de la influencia de las variables fisicoquímicas; y agrupamientos ACP (composición y tiempo).

La CO se predijo a partir de las variables fisicoquímicas y respirométricas mediante regresión multivariante con el fin de evaluar las variables más influyentes en la emisión de olores molestos. La regresión multivariante predijo los valores estimados de CO dentro de un intervalo de predicción del 95% y r^2 = 0,8797, valores adecuados para el error del método de cuantificación de olor. Basándose en los resultados de la RM, el impacto oloroso derivado del proceso de compostaje en el conjunto de sus diferentes etapas fue predicho. En la **Figura 2B** se muestra la influencia relativa de cada variable fisicoquímica y respirométrica en la predicción de CO. Las variables más influyentes fueron VS, pH y COT con un 61% de la influencia relativa total, como cabría esperar en materias primas con no muy elevadas concentraciones de nitrógeno. El ACP-2D mostró todas las variables catalogadas como relevantes en el progreso del compostaje (72,1% de la varianza explicada con CP1+CP2). En la **Figura 2C** se aprecia que la reducción dimensional de los resultados permite agruparlos en función del tiempo de madurez (entre paréntesis). Esos agrupamientos son concordantes con una mayor emisión de olor a elevadas relaciones SV/N-NTK y elevadas humedades, pH ácidos y temperaturas crecientes en la fase termófila, con una fase hidrolítica-acidogénica de unos 10 días de duración. Todo ello con emisiones odoríferas más elevadas en FORSU y sus mezclas.

4. Conclusiones

El co-compostaje de CP y OMFSW podría ser una solución eficiente de valorización de ambos residuos. Los resultados obtenidos indicaron que ambos residuos orgánicos se biodegradaron adecuadamente en condiciones aerobias con la obtención de un producto con elevado contenido en nitrógeno y fósforo. El co-compostaje con CP permitió reducir el máximo impacto oloroso que tiene lugar en la concentración de olor emitida (33%) durante la fase termofílica y durante todo el proceso, alcanzándose un valor de reducción de hasta el 88% en ou_E/g de residuo tratado, para el mismo tiempo de compostaje (4.700-41.500 ou_E/g para CP y FORSU, respectivamente). El análisis estadístico reveló que VS, pH y COT fueron las variables más influyentes en la generación de olor. El papel del CP en la minimización del olor generado durante el proceso de co-compostaje de ambos residuos fue evidente por lo que el co-compostaje de CP con OFMSW

podría considerarse de especial interés en las plantas de gestión de residuos orgánicos urbanos, especialmente en aquellos países potencialmente productores de *Musa spp*.

5. Bibliografía

Fiallos-Cárdenas, M., Pérez-Martínez, S., Ramírez, A.D, 2022. Prospectives for the development of a circular bioeconomy around banana value chain. *Sustainable Production and Consumption*, 30: 541-555.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación recibida a través de los proyectos TED2021-130668B-I00 y GOPO-CO-23-0006 (OLIVE4FUTURE).

COVS GENERADOS EN LOS CONTENEDORES DE CÓRDOBA: CUANTIFICACIÓN MEDIANTE CG-EM

Mª Ángeles Martín, Hansi Martínez, María Salinas, Arturo Fco. Chica, Mª Carmen Gutiérrez, José Ángel Siles

Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, RNM-271 UCO-Greening. Córdoba
iq2masam@uco.es

Resumen: Los contenedores son esenciales para la gestión de residuos, proporcionando un medio seguro para almacenar, transportar y manipular desechos de manera segregada, además de ser cruciales en la estrategia de reciclaje. No obstante, los contenedores son también un foco de generación y emisión de olores, afectando al bienestar y salud de la ciudadanía. Los olores desagradables procedentes de los residuos sólidos urbanos (RSU) son causados principalmente por Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs), que provienen de la descomposición de desechos orgánicos, también presentes en contenedores de envases e inertes adheridos a los mismos. Este estudio se enfoca en identificar y cuantificar los COVs en contenedores orgánicos e inorgánicos en Córdoba, utilizando cromatografía de gases-espectrometría de masas (CG-EM). Los resultados indican que los COVs más comunes en ambos tipos de contenedores pertenecen a las familias de los alcanos, hidrocarburos aromáticos y cetonas, representando más del 70% de las emisiones totales. El perfil de COVs difiere en función de la temperatura y época del año, influyendo en el impacto oloroso tanto de la fracción orgánica como inorgánica de residuos, así como en función del distrito de la ciudad. Los resultados resaltan la importancia de gestionar adecuadamente ambas fracciones y, de manera específica, los diferentes distritos de la ciudad para minimizar el impacto oloroso de la gestión de residuos en la ciudad.

Palabras clave: Residuos sólidos urbanos; olfatometría dinámica; cromatografía de gases-espectrometría de masas; compuestos orgánicos volátiles.

1. Introducción

Un aspecto importante en la gestión de residuos urbanos es el uso de contenedores, los cuales proporcionan un medio seguro y eficiente para almacenar, transportar y manejar los desechos generados por la población. Estos contenedores surgieron como una solución efectiva para reducir problemas relacionados con plagas y malos olores, constituyendo el primer paso hacia una estrategia integral de reciclaje. No obstante, uno de los problemas más significativos asociados a los contenedores es la generación de malos olores, un inconveniente que no solo afecta a la calidad del aire, sino también a la salud humana (Chuandong y col. 2018). Los olores desagradables procedentes de residuos sólidos urbanos (RSU) provienen principalmente de los Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) (Chuandong y col. 2020). Estos compuestos se liberan directamente de los desechos, especialmente de aquellos de origen orgánico, como resultado de su proceso de descomposición. Sin embargo, no solo los contenedores de residuos orgánicos son responsables de la emisión de olores; la fracción inerte de los RSU, que incluye restos de otros tipos de desechos, también puede contribuir a la generación de malos olores. En este contexto, el grupo RNM-271 UCO-GREENING de la Universidad de Córdoba se centra en la identificación y cuantificación de los COVs presentes en contenedores tanto orgánicos como inorgánicos en la ciudad de Córdoba.

2. Material y Métodos

2.1 Toma de muestras gaseosas

La planificación del muestreo se ha basado en la división establecida por los distritos sanitarios de la ciudad de Córdoba, la densidad poblacional de los mismos y el número de contenedores

existentes. El muestreo se ha realizado durante los años 2022-2023 en las diferentes estaciones del año, con un total de 232 muestras analizadas entre los contenedores de orgánica e inorgánica, división existente en Córdoba capital para la clasificación de residuos hasta diciembre de 2023 (Tabla 1). Resaltar que, desde enero del 2024, la fracción resto ha sido incluida como contenedor adicional acorde al nuevo panorama de recogida selectiva de residuos domésticos.

Tabla 1. Descripción del muestreo según distritos y campañas.

Distrito	Densidad demográfica[1]	Renta per cápita[2]	Primavera (n)	Verano (n)	Otoño (n)	Invierno (n)	Total (n)
0	16.063	13.970	8	4	8	10	30
1	27.110	12.187	8	16	12	18	54
2	15.011	16.127	2	6	4	6	18
3	4.352	10.441	2	4	6	6	18
4	2.624	11.519	6	2	4	6	18
5	13.588	13.545	2	10	8	10	30
6	14.411	10.916	10	4	10	10	34
7	15.199	14.611	2	10	8	10	30
Total	13.545*	12.915*	40	56	60	76	232
T (ºC)			31,0 ± 2,6	36,8 ± 9,4	25,6 ± 5,1	13,5 ± 5,7	

[1](habitantes/km^2); [2] (€/habitante); n= número de muestras (contenedores orgánica e inorgánica); *valor promedio.

Las muestras gaseosas han sido tomadas de la cabeza de los contenedores, a través de un dispositivo de muestreo (modelo CSD30, Olfasense GmbH) y bolsas de Nalophan de 8 L. Simultáneamente al muestreo se registró la temperatura ambiental.

2.2 Caracterización y cuantificación de muestras gaseosas

Para la caracterización de los COVs se ha utilizado la técnica analítica de CG-EM. Las muestras gaseosas han sido sometidas a un proceso de preconcentración mediante tubo Tenax con una matriz absorbente (tamaño de malla 60-80 µm) y carbono activo (Carbograh 5TD), lo que permite, junto con una desorción térmica, la detección de analitos a bajas concentraciones. Los compuestos identificados han sido categorizados en 21 familias de compuestos químicos para facilitar su estudio y análisis. Con el objetivo de determinar la concentración de olor generada por los COVs en los contenedores, se ha utilizado la técnica de olfatometría dinámica (UNE-EN 13725). Las muestras gaseosas fueron analizadas entre 1-6 h tras su recolección para evitar la pérdida de compuestos por permeabilidad o reacción.

2.3 Estudio estadístico

Se utilizó estadística no paramétrica para analizar el total de COVs y las familias de compuestos generados, entre estaciones y distritos, mediante el programa Prism v9.3.1 (GraphPad Software, LLC). El porcentaje de influencia de las familias de COVs sobre la emisión de olor se analizó mediante regresión lineal múltiple a través del software Past4 v4.17, determinando el coeficiente de influencia para cada familia y normalizando su contribución según su concentración.

3. Resultados y Discusión

3.1 Cuantificación de las emisiones de COVs

La emisión de COVs varía en función de los residuos depositados en los contenedores, los cuales son muy diversos y difieren ampliamente según diferentes factores, como la estación del año, hábitos sociales, etc. Un total de 149 compuestos han sido identificados en los contenedores

de residuos orgánicos, frente a los 139 detectados en los de residuos inorgánicos. Sorprendentemente, y a pesar de un menor número de compuestos presentes en la fracción inorgánica, la concentración promedio de COVs generada es superior a la de la fracción orgánica (Figura 1a), no obstante, esta diferencia no es estadísticamente significativa (p= 0,8034). El estudio de los COVs generados, tanto en los contenedores orgánicos como inorgánicos a lo largo de las distintas estaciones del año, tampoco reveló diferencias significativas (p= 0,6631) (Figura 1b), del mismo modo que el análisis comparativo entre distritos en contenedores de orgánica (p= 0,0662) e inorgánica (p= 0,5666) (Figura 1c). Estos resultados ponen de manifiesto una producción de COVs similar entre ambas fracciones a lo largo del año y en toda la ciudad de Córdoba.

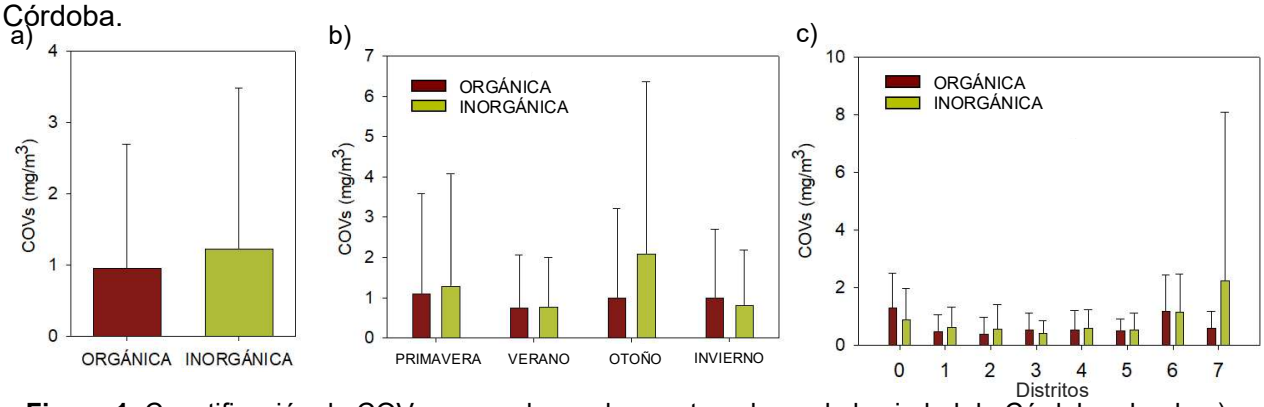


Figura 1. Cuantificación de COVs generados en los contenedores de la ciudad de Córdoba, donde a) valor promedio de COVs generados por fracción, b) valor promedio de COVs generados por estación y c) valor promedio de COVs generados por distrito.

Por su parte, el análisis de los COVs generados según familias muestra un escenario muy diferente. Las familias más frecuentes en ambos tipos de residuos son los alcanos, hidrocarburos aromáticos y cetonas (Figura 2). Adicionalmente, la producción de algunas familias de compuestos difiere estadísticamente según la estación del año por el efecto de la temperatura y humedad ambiente, donde destacan los alcanos, alcoholes, ésteres, hidrocarburos aromáticos, terpenos y siloxanos que varían a lo largo del año en ambos tipos de contenedores (Figura 2).

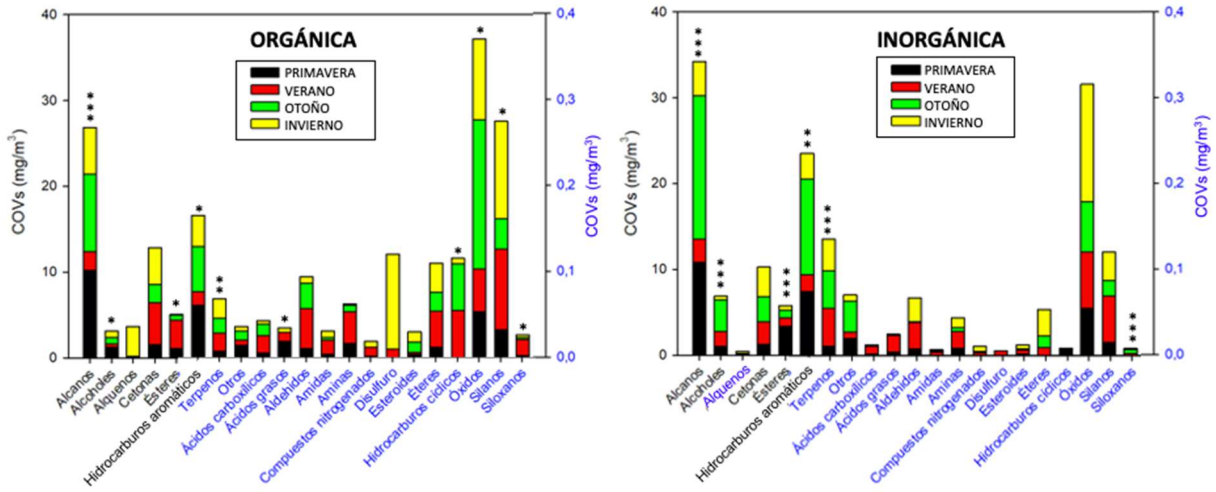


Figura 2. Producción de COVs (categorizados en familias) a lo largo de las distintas estaciones del año en contenedores de orgánica e inorgánica. Estudio estadístico comparativo entre estaciones donde ***: p< 0.005. **: 0.005<p<0.01 y *: 0.01<p<0.05; NS: p>0.05.

El estudio comparativo de estas familias entre distritos únicamente muestra diferencias en la fracción orgánica para la familia de los terpenos (p= 0,0415).

3.2 Cuantificación de la concentración de olor

La olfatometría dinámica reveló una mayor concentración de olor en los contenedores de basura orgánica, con un promedio de 158 ou_E/m^3 (alcanzando valores de hasta 280 ou_E/m^3). El valor promedio de la fracción inorgánica fue de 77 ou_E/m^3, pudiendo alcanzar hasta los 109 ou_E/m^3. La concentración de olor difiere estadísticamente según distritos de la ciudad (p= 0,0394 y p= 0,0017, para la fracción orgánica e inorgánica respectivamente), lo que pone de manifiesto la importancia de la gestión y manejo de ambas fracciones de manera específica según los distritos para minimizar el impacto oloroso de los residuos.
El análisis del porcentaje de influencia de cada una de las familias de COVs identificadas en la producción odorífera, muestra para la fracción orgánica una mayor influencia de terpenos (25 %) e hidrocarburos aromáticos (22 %), mientras que en la inorgánica son los silanos (31 %) y siloxanos (13 %) (Figura 3).

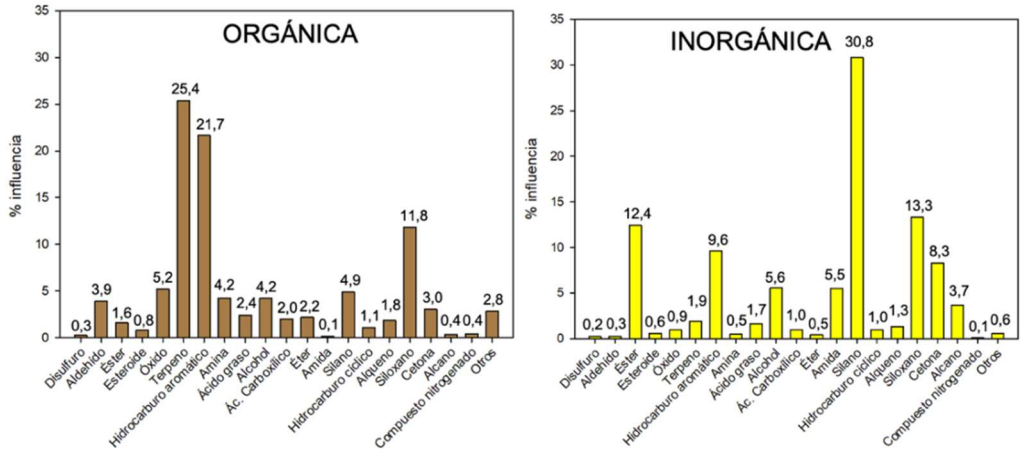


Figura 3. Porcentaje de influencia de las familias de COVs identificadas sobre el impacto oloroso. Familias ordenadas según umbral de olor (ppm).

4. Conclusiones

La producción total de COVs en los RSU es similar tanto en los contenedores de orgánica e inorgánica, como a lo largo de las diferentes estaciones del año y entre distritos de la ciudad. No obstante, el estudio de estos compuestos por familias revela una producción diferencial según la época del año, con una mayor representación de alcanos, hidrocarburos aromáticos y cetonas con más del 70 % de la producción total. El impacto oloroso de la fracción inorgánica es superior a lo esperado, alcanzando cerca del 50 % de las emisiones generadas en la fracción orgánica. Este impacto oloroso difiere entre los distritos de la ciudad tanto en contenedores de orgánica como inorgánica, lo que pone de manifiesto la necesidad de una gestión independiente de ambas fracciones y de manera específica para los distintos distritos de la ciudad.

5. Bibliografía

Chuandong W., Jiemin L., Shihua L., Wenhui L., Luchun Y., Mushui S., Peng Z., Peng Z., Wenbin C., 2018. Assessment of the health risks and odor concentration of volatile compounds from a municipal solid waste landfill in China. *Chemosphere.* 202, 1-8.

Chuandong W., Mushui S., Xuan L., Yongzhu S., Hanmei C., Chen Q., Jiemin L., 2020. Characterization of the volatile compounds emitted from municipal solid waste and identification of the key volatile pollutants. *Waste Managment.* 103, 314-322.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-117438RB-I00) en colaboración con la Empresa Municipal de Saneamiento (SADECO S.A.).

ESTUDIO DEL EFECTO DEL USO DE DIFERENTES ADITIVOS Y CUBIERTA GEOTEXTIL EN EL CO-COMPOSTAJE DE DIFERENTES MEZCLAS CON ALPECHIN

Miguel Ángel Mira Urios[1], José A. Sáez[1], Enrique Agulló[1], Encarnación Martínez Sabater[1], Zbigniew Emil Blesa Marco[1], Luciano Orden[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1] Grupo GIAAMA, Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental CIAGRO
Universidad Miguel Hernández de Elche. Crta Beniel km 3,2 C.P. 03312 Orihuela.
e-mail: jose.saezt@umh.es

Resumen: La extracción de aceite de oliva mediante el método de tres fases conlleva la producción de alpechines, un residuo lodoso y con gran problemática ambiental y de gestión. Debido a la capacidad de biodegradación del proceso de compostaje, este trabajo plantea cuatro mezclas para el co-compostaje de este residuo. Los materiales utilizados fueron estiércol vacuno (CM) y caprino (GM); sarmiento (VT), poda de almendro (AlP) y alpechín (OMW). Se prepararon cuatro mezclas, todas ellas conteniendo OMW, y se montaron seis pilas de compostaje alternando con distintos aditivos (Biochar y aditivo orgánico-mineral) y cobertura geotextil. Ninguno de los aditivos ni la cobertura causaron cambios significativos, pero sí se observaron cambios en el comportamiento exotérmico dependiendo del tipo de estructurante utilizado en las mezclas.

Palabras clave: Biochar; estiércol; podas; bobino; caprino.

1. Introducción

La producción de aceite de oliva en la cuenca mediterránea supone el 90% de su producción mundial. En los sistemas de extracción en tres fases, se genera un residuo lodoso conocido como alpechín (OMW) que se ha acumulado históricamente en balsas de secado, constituyendo un problema ecológico debido a su fitotoxicidad y baja biodegradabilidad (Galliou y col., 2018).

El compostaje es un método de gestión de residuos ampliamente utilizado para tratar residuos orgánicos y ha mostrado buenos resultados para la degradación de lodos junto con el uso de otros residuos que actúan como agente estructurante (Chang y Chen 2010). De este modo se podrían recircular los nutrientes contenidos en el alpechín, junto a otros residuos, de vuelta al suelo.

Por este motivo, se propusieron cuatro mezclas de co-compostaje de OMW junto con dos tipos de estiércol como fuente de N. Además, como fuente de C y como estructurante se agregaron distintos tipos de poda y material vegetal. En todos los casos se buscó la degradación del OMW como objetivo principal, tratando de optimizar el proceso y obtener un material apto para el uso agrario.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales utilizados

Para la preparación de mezclas se utilizó OMW en todos los casos, en la misma proporción. Junto a este material se utilizaron estiércoles de vaca (CM) y de cabra (GM) como fuentes de N. Además, con función estructurante y como fuente de C, se utilizó poda de almendro (AlP) y sarmiento (VT).

Con los materiales anteriores se prepararon cuatro mezclas, mostradas en la Tabla 1. Con cada una de ellas se realizaron las distintas pilas de compostaje. Las características de cada uno de los materiales se muestran en la Tabla 2.

Tabla 1. Composición porcentual en peso sobre materia fresca de los materiales utilizados en cada mezcla de compostaje. CM: estiércol bovino; GM: estiércol caprino; AIP: poda de almendro; VT: sarmiento; OMW: alpechín.

Mezcla	Fuente N	Fuente C	Alpechín
M1	CM (40%)	AIP (10%)	OMW (50%)
M2	CM (40%)	VT (10%)	OMW (50%)
M3	GM (40%)	AIP (10%)	OMW (50%)
M4	GM (40%)	VT (10%)	OMW (50%)

Tabla 2. Características de los materiales iniciales de las mezclas de compostaje.

	CM	**GM**	**VT**	**AIP**	**OMW**
pH	8,11	8,79	7,65	6,76	6,06
CE (dS m-1)	9,46	9,31	1,23	1,11	1,48
COT (%)	10,9	10,6	7,10	11,8	36,7
NT (%)	2,15	1,87	1,02	0,44	1,72
COT/TN	5,07	5,67	960	26,8	21,3
Elementos totales					
P (%)	0,71	0,74	0,12	0,04	0,26
K (%)	2,32	2,53	0,64	0,21	3,32
Ca (g kg-1)	2,63	3,17	4,81	0,50	0,80
Mg (g kg-1)	0,59	0,64	0,47	0,06	0,24
Na (g kg-1)	0,73	0,71	0,03	0,02	0,14

2.2 Manejo del proceso

A partir de cada mezcla se produjeron seis pilas trapezoidales (3m × 4.5m × 1.3m), para un total de veinticuatro pilas de compostaje.

De cada mezcla, dos pilas de compostaje recibieron un 1% s.m.f. de Biochar (B) y otras dos recibieron una adición de igual modo de un aditivo orgánico-mineral (MM), permaneciendo dos pilas de cada mezcla sin ningún aditivo. Además, al inicio del proceso, una pila de cada tipo fue tapada con una cubierta geotextil.

Todas las pilas se voltearon tras 25, 46, 71, 100 y 119 días y fueron regadas manualmente para mantener la humedad en torno al 60%. El proceso concluyó tras 119 días en fase bio-oxidativa y 47 días en maduración. Durante todo el proceso se midió la temperatura de todas las pilas cuatro veces al día mediante sondas de temperatura conectadas a un datalogger. Se calculó el índice exotérmico (EXI^2) como la suma cuadrática de la diferencia entre la temperatura interna de la pila y la ambiente durante la fase bio-oxidativa (Vico y col., 2018).

2.3 Muestreo y analítica

Se realizaron muestreos los días 0, 71, 119 (Final fase bioxidativa) y 165 (madurez) respecto al inicio del proceso de compostaje. En cada caso, la muestra se tomó en 5 puntos diferentes de cada pila y fueron mezcladas para componer una muestra final representativa. Todas las muestras fueron secadas a 60 ºC, en estufa de aire forzado y posteriormente molidas y tamizadas a 0.5 mm antes de realizar los análisis. Tanto los materiales iniciales como las muestras de compost fueron analizadas de acuerdo a los métodos utilizados por Bustamante y col., (2008): se analizaron la conductividad eléctrica (CE) y el pH en un extracto acuoso 1:10 (p/v). La materia orgánica total (MOT) se determinó por pérdida de peso por ignición a 430 ºC durante 24 h. El nitrógeno total (NT) y Carbono orgánico total (COT) se midió mediante analizador elemental automático (EuroVector Elemental Analyser). Los polifenoles hidrosolubles (PPH) se determinaron mediante el método Folin-Ciocalteu modificado en un extracto acuoso 1:30 (p/v) (Paredes y col., 2009). La capacidad de Intercambio catiónico (CIC) se determinó mediante método $BaCl_2$-Trietanolamina.El índice de germinación (IG) se determinó usando *Lepidium*

sativum (Zucconi y col., 1984). Tras digestión ácida, el contenido elemental en P, K, Ca, Mg, Na y metales pesados fue analizado mediante ICP-OES.

2.4 Estadística

El análisis estadístico se realizó mediante el software Infostat® (v.2020), un pack de software enlazado al entorno de programación R (Di Rienzo y col., 2020). Se utilizaron el análisis de varianza unidireccional (ANOVA) y un test de diferencia mínima significativa (LSD) Fischer ($p < 0.05$) para evaluar valores de cada parámetro estudiado durante el compostaje.

3. Resultados y Discusión

A pesar de que el uso de aditivos y la lona no afectó en las temperaturas máximas ni medias de las pilas, el estructurante utilizado sí que conllevó diferencias significativas en las temperaturas (Figura 1). No se observaron tampoco diferencias entre el uso de un estiércol u otro en lo que respecta al comportamiento exotérmico de las pilas.

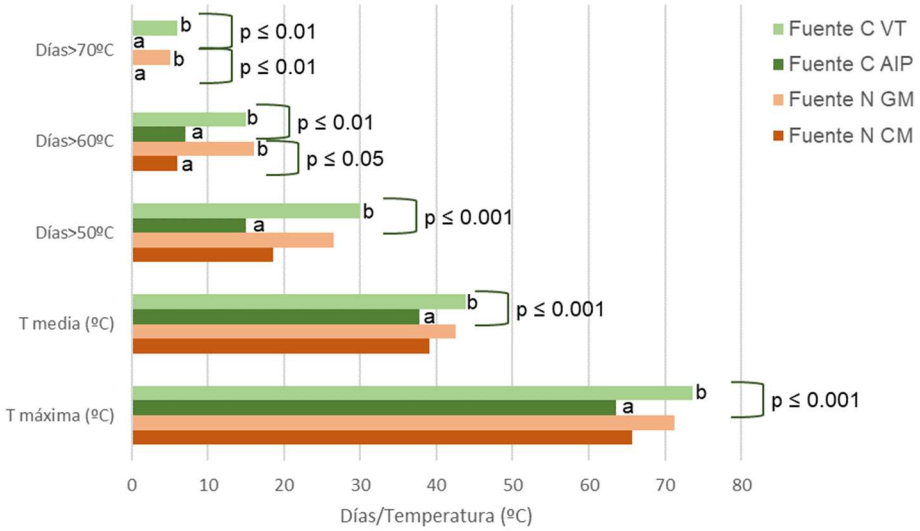


Figura 1. Temperaturas máximas y medias de las pilas de compostaje dependiendo de sus ingredientes. VT: sarmiento; AIP: poda de almendro; GM: estiércol caprino; CM: estiércol vacuno.

En todas las mezclas, el pH final fue ligeramente básico, aunque M1 y M2 entraron dentro del rango recomendado para su uso agronómico (pH 6 a 8.5). Los compost finales, además, mostraban alta salinidad (CE> 4 dS/m) en todos los casos. Esto puede deberse al elevado contenido en Na de los materiales iniciales, junto con el efecto de concentración que se da debido a la pérdida de volumen y al proceso de mineralización de MOT en la pila de compostaje. Todos los compost fueron clasificados como tipo B según el Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes debido a concentraciones elevadas de zinc, muy altas en los estiércoles, en especial GM (319 mg/kg). La concentración de polifenoles fue superior en las mezclas que contuvieron GM (valor medio 4356,5 mg/kg) respecto a las mezclas de CM (valor medio 3004,7 mg/kg). No se observaron diferencias significativas en la CIC de los compost finales, siendo el valor medio (142,4 meq/100g MO) superior al límite establecido para compost maduros. En cuanto a la IG, todos los compost mostraban ausencia de fitotoxicidad (>50% IG), excepto el compost correspondiente a la M3 donde se obtuvo un valor medio de IG de 30%, probablemente debido al alto contenido salino del mismo.

Tabla 3. Características del compost final en función de la mezcla utilizada.

	pH	CE (dS/m)	MOT (%)	COT (%)	NT (%)	P (%)	K (%)	Clase[1]
M1	8,34 a	10,37 a	64,19 d	35,65 d	3,08 b	1,11 c	2,98 a	B
M2	8,40 a	9,70 a	57,66 b	32,11 b	2,80 a	0,94 b	3,32 b	B
M3	8,75 b	9,13 a	59,77 c	32,80 c	2,61 b	1,37 c	3,79 c	B
M4	9,29 c	7,68 b	54,03 a	30,21 a	2,47 a	1,08 b	3,06 a	B
F-Anova	48 ***	30 ***	164 ***	114 ***	302 ***	27 ***	38 ***	

[1] Según establece el Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes

4. Conclusiones

Entre los compost obtenidos se observa el NPK más elevado y balanceado en M1. El comportamiento térmico de las pilas se vio afectado por el uso de distintos estructurantes, observándose las temperaturas más altas al usar VT. El uso de GM mostró relación estadística con un mayor número de días a más de 70, 60 y 50 ºC frente al uso de CM. El uso de los distintos aditivos no pareció tener ningún efecto sobre la temperatura ni las características agronómicas de las pilas.

5. Bibliografía

Bustamante, M. A., R. Moral, C. Paredes, M. C. Vargas-García, F. Suárez-Estrella, y J. Moreno. 2008. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery waste. *Bioresource Technology* 99(15):7299-7306.

Chang, James I., y Y. J. Chen. 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology* 101(15):5917-24.

Di Rienzo, JA, F. Casanoves, MG Balzarini, L. Gonzalez, MRCW Tablada, y CW Robledo. 2020. InfoStat Versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Galliou, F., Markakis, N., Fountoulakis, M.S., Nikolaidis, N., Manios, T., Production of organic fertilizer from olive mill wastewater by combining solar greenhouse drying and composting. Waste Management 75:305-11

Paredes, C., Medina, E., Moral, R., Pérez-Murcia, M.D. Moreno-Caselles, J., Bustamante, M.A.,Cecilia, J.A. 2009. Characterization of the Different Organic Matter Fractions of Spent Mushroom Substrate. Communications in Soil Science and Plant Analysis 40(1-6):150-61

Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes. BOE nº 164. Ministerio de la Presidencia.

Vico, A., M. D. Pérez-Murcia, M. A. Bustamante, E. Agulló, F. C. Marhuenda-Egea, J. A. Sáez, C. Paredes, A. Pérez-Espinosa, y R. Moral. 2018. Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *Journal of Environmental Management* 226:408-15.

Zucconi, F., A. Monaco, y M. Forte. 1984. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. Pp. 73-86 en *Composting of Agricultural and Other Wastes*.

6. Agradecimientos

Este ensayo de investigación es parte del proyecto de I+D+I ayuda TED2021-129932B-C21, financiada por AEI y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR.

OPTIMIZACIÓN DE COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL VACUNO. CO-COMPOSTAJE Y ADITIVACIÓN

Rosa Rubio[1], Miguel Ángel Mira-Urios[1], Aurelia Pérez-Espinosa[1], José A. Sáez-Tovar[1], Javier Andreu[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Enrique Agulló[1], Luciano Orden[1], R. Moral[1].

[1] Grupo GIAAMA, Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental CIAGRO
Universidad Miguel Hernández de Elche. Ctra. Beniel km 3,2 C.P. 03312 Orihuela.
Email: aurelia.perez@umh.es

Resumen: La ganadería de vacuno genera gran volumen de estiércol siendo muy difícil su manejo y gestión. Sin embargo, su materia orgánica y nutrientes hacen que pueda ser utilizado en procesos de co-compostaje. En este trabajo se han ensayado diferentes mezclas con estructurantes y aditivos. Los materiales fueron estiércol vacuno (CM), paja (STw), poda de almendro (AlP), sarmiento (VT) y alpechín (OMW). Con ellos se elaboraron los siguientes ensayos: M1 pila con solo estiércol, M2 (90% CM, 10% STw s.m.f.), M3 (90% CM, 10% AIP), M4 (40%CM, 10% AIP, 50 % OMW) y M5 (40% CM, 10% VT, 50% OMW).Con cada mezcla se prepararon 3 pilas trapezoidales, una recibió una adición del 1% s.m.f. de biochar (B), otra el aditivo orgánico-mineral (MM) y la tercera sin aditivo (SN). El proceso de compostaje se llevó a cabo con volteo periódico, control de humedad y temperatura y concluyó tras 119 días de fase bio-oxidativa y 47 días en maduración. Las analíticas, por triplicado, se realizaron en la fase inicial, y tras 71, 119 y 165 días de ensayo. Estas fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), capacidad de intercambio catiónico (CIC), macro y micronutrientes (P, K, Ca, Mg, Na y metales pesados). Los compost con paja y poda almendro, (M2 y M3) tuvieron el NPK más elevado y respecto al perfil térmico, el ingrediente que mejor ha evolucionado fue el sarmiento. El uso de aditivos en las pilas finales no tiene un claro efecto salvo en el pH y la CE.

Palabras clave: alpechín, biochar, poda vid y almendro

1. Introducción

El sector vacuno de carne de España está inmerso en un plan de trabajo para avanzar en la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, contribuyendo a alcanzar las metas que, como sociedad, hemos asumido para 2030; así como los retos planteados en la nueva Política Agraria Común 2023-2027. La gran evolución de este sector en los últimos años, unida a los nuevos retos climáticos y medioambientales, han hecho necesaria una reciente normativa estatal (Real Decreto 1053/2022) por el que se establecen las normas básicas de ordenación de las granjas bovinas, donde además de diversos aspectos, se especifican otros en el ámbito ambiental respecto a la gestión de estiércoles.

Aunque el compostaje es una técnica ampliamente conocida, es necesario introducir estrategias mejoradas del proceso como el co-compostaje o el uso de aditivos, que permitan realizar las mezclas más convenientes en cada situación concreta y generar un producto con valor añadido, contribuyendo al reciclaje de nutrientes y a la economía circular. El objetivo de este estudio es analizar cuál es la influencia de los ingredientes y el uso de aditivos en la mejora del proceso de co-compostaje y en la calidad del compost obtenido.

2. Materiales y Métodos

2.1 Diseño

Se realizaron una serie de ensayos de co-compostaje en forma de pilas trapezoidales (3 m × 4,5

m × 1,3 m), en las instalaciones de Compolab de la EPSO-UMH (Orihuela, Alicante) de abril a julio de 2023, concluyendo el ensayo tras 165 días, completando así la fase de madurez. Los factores objeto de ensayo son:

a) *Tipos de mezcla:* se ensayaron distintos tipos de ingredientes, paja (Stw), poda de almendro (AIP), sarmiento (VT) y alpechín (OMW) estableciéndose cinco mezclas iniciales y teniendo todas ellas estiércol de vaca como ingrediente base y como fuente de nitrógeno (CM). En la tabla 1 podemos ver la composición de cada mezcla y en la tabla 2, la caracterización de los ingredientes de co-compostaje, así como del estiércol vacuno, destacando su CE elevada y pH básico.

Tabla 1. Composición porcentual en peso sobre materia fresca de los materiales utilizados en cada mezcla de compostaje.

Mezcla	Fuente N	Fuente C	Residuo
M1	CM (100%)	-	-
M2	CM (90%)	Stw (10%)	-
M3	CM (90%)	AIP (10%)	-
M4	CM (40%)	AIP (10%)	OMW (50%)
M5	CM (40%)	VT (10%)	OMW (50%)

Tabla 1. Características de los materiales iniciales de las mezclas de compostaje.

	CM	Stw	AIP	VT	OMW
pH	8,11	6,07	6,76	7,65	6,06
CE (dS m^{-1})	9,46	3,83	1,11	1,23	1,48
COT (%)	36,8	42,3	45,3	35,4	51,1
NT (%)	2,15	0,65	0,44	1,02	1,74
COT/NT	17,1	65,1	104	34,7	29,5
Elementos totales					
P (g kg^{-1})	0,71	0,05	0,04	0,12	0,26
K (g kg^{-1})	2,32	1,20	0,21	0,64	3,32
Ca (g kg^{-1})	2,63	0,48	0,50	4,81	0,80
Mg (g kg^{-1})	0,59	0,07	0,06	0,47	0,24
Na (g kg^{-1})	0,73	0,05	0,02	0,03	0,14
Fe (mg kg^{-1})	2117	161	157	3818	1182
Mn (mg kg^{-1})	225	34	13,6	147	49,5
Cd (mg kg^{-1})	0,20	0,02	0,01	0,15	0,04
Cr (mg kg^{-1})	15,1	7,80	5,43	30,7	4,79
Cu (mg kg^{-1})	46,9	3,28	3,02	35,9	43,2
Ni (mg kg^{-1})	6,86	2,14	2,08	6,22	4,40
Pb (mg kg^{-1})	5,01	0,71	0,92	8,91	3,12
Zn (mg kg^{-1})	189	7,44	6,76	42,8	53,3

*b) Uso de aditivos: c*on cada mezcla, se hizo a su vez 3 pilas, una con biochar (B), otra con aditivo orgánico-mineral (MM), ambas al 1% sobre materia fresca y se usó un control sin aditivo.

2.2 Desarrollo del proceso

Las pilas se voltearon periódicamente y fueron regadas para mantener la humedad del 60% en todo el proceso, midiendo la temperatura de las pilas cuatro veces al día mediante sondas de temperatura conectadas a un data logger y se concluyó tras 119 días de fase bio-oxidativa y 47 días en maduración. Se calculó el índice exotérmico (EXI^2) como la suma cuadrática de la diferencia entre la temperatura interna de la pila y la ambiente durante la fase bio-oxidativa (Vico y col., 2018).

2.3 Métodos analíticos y estadísticos

Las pilas se muestrearon los días 0, 71, 119 (final fase bioxidativa) y 165 (madurez) respecto al inicio del proceso de compostaje. El muestreo se realizó en diferentes puntos de cada pila,

mezclándose para obtener una muestra final representativa. Todas las muestras fueron secadas a 60 ºC, molidas y tamizadas a 0.5 mm antes de realizar los análisis. Tanto las materias primas como las muestras de compost se analizaron según los métodos utilizados por Pérez-Murcia y col., 2021: la conductividad eléctrica (CE) y el pH se analizaron en un extracto acuoso 1:10 (p/v). La materia orgánica total (MOT) se determinó por pérdida por ignición a 430 ºC durante 24 h. El carbono orgánico total (COT) y el nitrógeno total (NT) se determinaron mediante un microanalizador elemental automático (EuroVector Elemental Analyser). Se evaluaron los polifenoles solubles en agua en un extracto acuoso de 1:20 (p/v) según el método de Folin Ciocalteu modificado. Tras la digestión ácida en microondas, se analizó el contenido elemental total de P, K, Ca, Mg, Na y metales pesados mediante ICP-OES.

El análisis estadístico se realizó mediante el software Infostat® (v.2020), un pack de software enlazado al entorno de programación de R (Di Rienzo y col., 2020). Se utilizaron el análisis de varianza unidireccional (ANOVA) y un test de diferencia mínima significativa (LSD) Fischer ($p < 0.05$) para evaluar valores de cada parámetro estudiado durante el compostaje.

3. Resultados y discusión

En la Tabla 3 se muestran algunos de los parámetros más significativos de las distintas pilas en función de las mezclas planteadas inicialmente, tras el proceso de compostaje.

Tabla 3. Características del compost final en función de la mezcla utilizada.

	pH	CE (dSm^{-1})	MOT (%)	Chum (%)	NT (%)	P (%)	K (%)	C/N
M1	8,18 b	11,3 b	56,3 a	5,19 a	3,09 b	0,80 a	1,85 a	10,1 a
M2	8,03 a	13,2 d	59,7c	5,77 b	3,28 c	1,54 d	3,42 c	9,98 a
M3	8,20 b	12,3 c	60,4 c	5,58 b	3,08 b	1,49 d	2,97 b	10,6 b
M4	8,41 c	10,2 a	64,9 d	6,59 c	3,10 b	1,12 c	3,00 b	11,5 c
M5	8,46 c	9,77 a	58,0 b	8,68 d	2,82 a	0,94 b	3,35 c	11,4 c
F-ANOVA	12 ***	24 ***	116 ***	159 ***	124 ***	78 ***	54 ***	72 ***

El contenido en MO de todos los compost fue superior al mínimo establecido en la legislación para compost (MOT ≥35%) y su C/N <20. La conductividad eléctrica en todas las mezclas está en parámetros muy elevados, básicamente debido a la alta CE que presenta el estiércol vacuno empleado. El pH es básico, en todas las pilas ensayadas, aumentando de manera significativa en las pilas que llevan alpechín. El carbono húmico ha aumentado considerablemente en las distintas pilas de compost al incorporar estructurantes especialmente en las pilas con sarmiento y estos niveles hacen aumentar el carbono edáfico mejorando la fertilidad del suelo. Todos los compost son de clase B, por el alto contenido en Zn de todos ellos (según RD 506/2013, sobre productos fertilizantes, modificado por la Orden AAA/2564/2015, por el RD 535/2017 y por el RD 999/2017).

Respecto al valor fertilizante, la calidad de los compost, M2 (paja) y M3 (poda almendro) tuvieron el NPK más elevado de todos los compost, lo que indica que el uso de restos vegetales mejora la calidad de los compost finales, respecto al control con solo estiércol y también el compost M5 (con sarmiento) destaca por el contenido NK y aporte importante de C húmicos.

El uso de aditivos (biochar y MM) en las pilas no han provocado efecto salvo un descenso del pH y un aumento de la CE respecto al control. El aditivo MM provocó también un descenso muy significativo de los polifenoles solubles en el compost final. En la figura 1, se muestran los indicadores térmicos de cada una de las pilas ensayadas siendo los valores de EXI^2 elevados en la pila control y en las que llevan como ingrediente sarmiento, siendo ambas pilas las que presentan las mayores temperaturas máximas. El uso de poda de almendro en las pilas, produjo el menor perfil térmico de todos los ingredientes empleados para el compostaje.

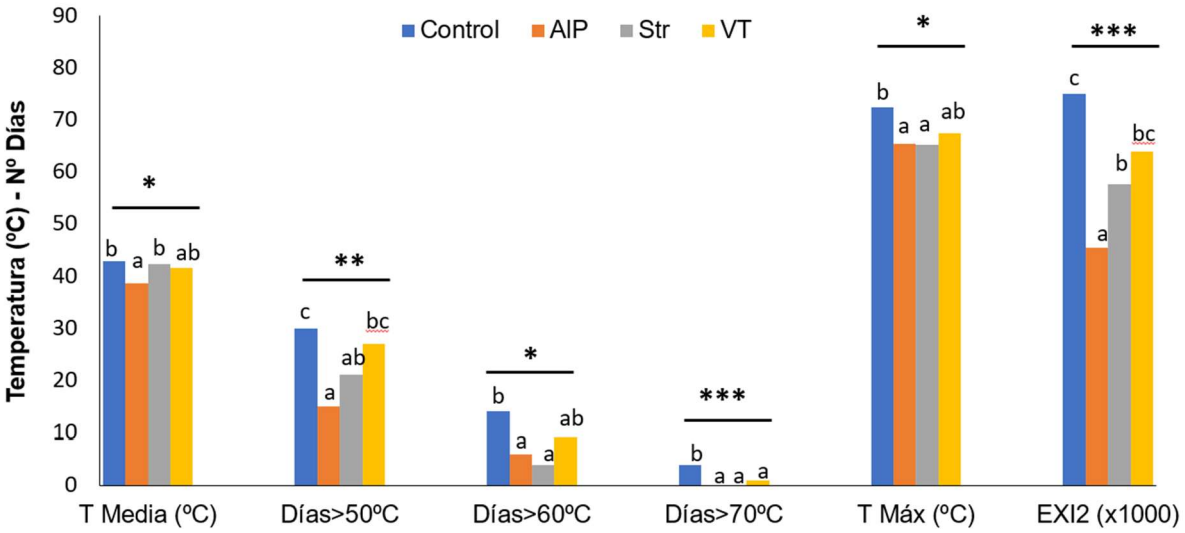


Figura. 1. Indicadores exotérmicos del proceso de compostaje. T Media: temperatura promedio; Días>50ºC: días con temperatura promedio superiores a 50 ºC; Días>60ºC: días con temperatura promedio superiores a 60 ºC; Días>70ºC: días con temperatura promedio superiores a 70 ºC; T Máx: temperatura máxima; EXI2 (x1000): índice cuadrático exotérmico. *, **, ***: diferencias significativas entre tratamientos a $p < 0,01$, $p < 0,001$ y $p < 0,0001$, respectivamente. Letras diferentes entre columnas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

4. Conclusiones

Respecto a la calidad final, los compost con paja y poda de almendro, (M2 y M3) mostraron mayor contenido NPK, lo que indica que el uso de restos vegetales mejora la calidad de los compost finales. El compost M5 también mostró mayor contenido de carbonos húmicos, mostrando también esta pila un buen comportamiento en su evolución térmica, siendo el sarmiento el ingrediente que mejor ha evolucionado tras el estudio de los indicadores exotérmicos. El uso de aditivos en las pilas no tiene un claro efecto salvo en el pH y la CE de las pilas finales.

5. Bibliografía

Di Rienzo, JA, F. Casanoves, MG Balzarini, L. González, MRCW Tablada, y CW Robledo. 2020. «InfoStat Versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina». http://www. infostat. com. ar.

Pérez-Murcia, MD, E. Martínez-Sabater, E., Domene, M.A., González-Céspedes, Bustamante,M.A. Marhuenda-Egea, F.C., Barber,X.; López-Lluch,D.B., Moral,R.. Role of proteins and soluble peptides as limiting components during the co-composting of agro-industrial wastes. *Journal of Environmental Management*, Volume 300, 2021, 113701, ISSN 0301-4797.

https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/ganaderia-y-medio-ambiente/listadodereferenciamfdbovino18julio23_tcm30-657071.pdf.

Lavín, Paz ; Mantecón, Ángel R. CSIC ORCID ; Bello, J.M.; Manso, T. Sostenibilidad en la producción ganadera (312), (edición 2022), vol (I), ed. Cajamar Caja Rural. ISBN: 978-84-95531-63-6.

Vico, A., M. D. Pérez-Murcia, M. A. Bustamante, E. Agulló, F. C. Marhuenda-Egea, J. A. Sáez, C. Paredes, A. Pérez-Espinosa, y R. Moral. 2018. «Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge». Journal of Environmental Management 226:408-15. doi: 10.1016/J.JENVMAN.2018.08.0356.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por la asociación PROVACUNO y el programa AICO de la Conselleria de Educación, Universidades y Empleo de la Comunidad Valenciana.

SEGUIMIENTO DEL PROCESO DE CO-COMPOSTAJE DE ALPERUJO Y OTROS RESIDUOS AGRÍCOLAS Y GANADEROS A ESCALA INDUSTRIAL: EVOLUCIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS Y ESPECTROSCÓPICOS

Marta P. Rueda[1], Francisco Comino[1], Víctor Aranda[2], Miguel J. Jiménez Berni[3], María José Ayora-Cañada[1], Ana Domínguez-Vidal[1]

[1] Departamento de Química Física y Analítica, Universidad de Jaén, 23071, Jaén, España
[2] Departamento de Geología, Universidad de Jaén, 23071, Jaén, España
[3] INGNIA, S.L., C/ Camino de los Sastres, 22 1-2, 14004, Córdoba, España
mprueda@ujaen.es

Resumen: El compostaje del alperujo, principal subproducto de la obtención del aceite de oliva, es una estrategia de valorización muy atractiva en el contexto de economía circular del olivar. El material resultante puede contribuir a solucionar los problemas de degradación relacionados con el agotamiento de la materia orgánica en el suelo. En este estudio, se ha realizado el seguimiento completo de una pila de compostaje durante un año. La maduración del compost se ha evaluado a través de diversos parámetros físico-químicos, y espectroscópicos (ATR-FTIR). El análisis de los espectros de infrarrojo ofrece información sobre la transformación de la materia orgánica, observándose, entre otros, una menor intensidad de las bandas de C=O de lípidos (1740 cm^{-1}) procedentes del aceite residual del alperujo y de aquellas en la región en torno a 2920 cm^{-1}, relacionadas con compuestos alifáticos. Además, empleando análisis de componentes principales (PCA), se ha observado la influencia tanto del material de partida como de otros aspectos, lo que se refleja en diferencias entre los sectores de muestreo. Así, se ha observado una mayor resistencia de la materia orgánica a la biodegradación en el primer sector con respecto al último. Esto puede deberse tanto a condiciones climáticas más frías y oxigenación insuficiente, como a las características del alperujo procedente de aceitunas recolectadas en las primeras fases de maduración del fruto.

Palabras clave: Materia orgánica · Maduración · Compost · Espectroscopía infrarroja

1. Introducción

La continua exposición de los suelos de nuestro entorno agrícola a prácticas de manejo insostenibles ha derivado en la aparición de numerosos problemas relacionados con su degradación. En este contexto, el uso de enmiendas orgánicas como remedio para recuperar dicha carencia, ha demostrado ser una posibilidad muy interesante y eficaz para los suelos agrícolas (Reichstein y col., 2013) y, en concreto, la reutilización de subproductos del olivar para esta finalidad constituye una opción muy atractiva ya que propicia además la implementación de una economía circular en dicho sector. El uso del alperujo es la opción más generalizada en la utilización de subproductos del olivar como enmienda orgánica. Sin embargo, por sus propiedades físico-químicas, resulta de difícil manejo. No obstante, el proceso de degradación aeróbica al que es sometido el alperujo si se composta, permite disminuir acusadamente el porcentaje de compuestos fitotóxicos presentes y optimizar sus características de cara a la reutilización del mismo como enmienda orgánica (Fernández-Hernández y col., 2014).

Para obtener un fertilizante de alta calidad, es esencial la evaluación y el control minuciosos del proceso de maduración del compost. Con esta finalidad, en la actualidad se emplean numerosos parámetros: olor, temperatura, pH, ratio C/N, etc. (Zmora-Nahum y col.., 2005). Sin embargo, la información extraída puede resultar insuficiente para evaluar el estado del compost, pues es necesario estudiar la evolución de la estructura de las sustancias húmicas. Como complemento, se pueden emplear técnicas de espectroscopía infrarroja en combinación con herramientas quimiométricas de exploración para el tratamiento de los datos multivariable obtenidos, en concreto con análisis de componentes principales (PCA). Su interés recae especialmente en que, además de económicas, se trata de técnicas instrumentales capaces de

ofrecer información relevante y de calidad en tiempo real. Por ello, son susceptibles de ser implementadas en el futuro en las plantas de compostaje, permitiendo predecir los diferentes parámetros de interés de forma simultánea, rápida y sencilla (Galvez-Sola y col., 2015).

2. Material y Métodos

2.1 Planta de compostaje y descripción de las muestras

En este estudio, se ha realizado el seguimiento completo de una pila de compostaje durante un año, elaborada por la empresa INGNIA S.L. (Almedinilla, Córdoba). La formación de la pila empezó con el inicio de la campaña de cosecha de aceituna y producción de aceite (nov'20) empleándose una mezcla de alperujo (68%), estiércol de cabra (20%), restos de poda de olivo (9%) y gallinaza (3%). Una vez completa la pila (mar'21), la aireación se efectuó mediante volteos mensuales hasta nov'21. Para el muestreo, dadas las dimensiones de la pila (80 m x 6 m x 4 m), se dividió arbitrariamente en cuatro sectores de 20 m, de modo que se considera también su formación progresiva. Se consideraron un total de 47 muestras de compost de alperujo.

2.2 Análisis físico-químicos y espectroscópicos

Para la caracterización físico-química de las muestras objeto de estudio, se determinaron la conductividad eléctrica (EC_{25}) y el pH en extractos acuosos 1:10 p/v con un conductímetro CRISON y un pH-metro HANNA, respectivamente. Se realizaron determinaciones de carbono orgánico, nitrógeno e hidrógeno empleando para ello el Analizador Elemental LECO TruSpec Micro CHNS. El contenido de materia orgánica fue calculado empleando el método de pérdida por ignición (LOI), que conlleva la combustión de las muestras en un horno de mufla a 550 ºC durante 5 h (Nelson y Sommers, 1982). Asimismo, se analizó la capacidad de intercambio de cationes (CEC) mediante el método espectrofotométrico propuesto por Aran y col. (2008), basado en el descenso de absorbancia de una solución de $[Co(NH_3)_6]Cl_3$. El contenido de fenoles totales (TPC) fue controlado con el método colorimétrico de Folin-Ciocalteu (Pontoni y col., 2017). Por último, también se realizó una caracterización agronómica empleando el test de Zucconi para estimar el índice de germinación (Zucconi y col., 1981).

Los espectros de IR medio (FT-MIR) se recogieron con un espectrómetro FTIR Vertex 70 (Bruker Corporation, Alemania) equipado con un accesorio de reflexión total atenuada (ATR), en el rango de 400 a 4000 cm^{-1}, con una resolución de 4 cm^{-1} y 128 acumulaciones. El análisis quimiométrico se desarrolló mediante análisis de componentes principales (PCA), empleando el software Solo+MIA 8.9.1 (Eigenvector Research, Inc.).

3. Resultados y Discusión

En cuanto a la caracterización físico-química inicial de las muestras, los compost recogidos en las etapas más tempranas del proceso se caracterizaron por valores de pH menores de 7, típicos del alperujo fresco y de la producción de ácidos orgánicos durante las etapas iniciales del compostaje, así como altos valores de EC_{25}, probablemente asociados a la incorporación de estiércol animal a las mezclas. Las variaciones en las ratios C/N iniciales (25-30) subrayan la heterogeneidad de las materias primas empleadas. Esta ratio fue descendiendo progresivamente hasta valores ligeramente menores de 20 al final del proceso de compostaje. Además, se observó un descenso en porcentaje de H y LOI con el compostaje, debido a la degradación de la materia orgánica. Por el contrario, la CEC del compost se incrementa hasta valores de 40 $cmol_+\ kg^{-1}$ probablemente debido a la incorporación de grupos carboxilo y fenólicos en los materiales humificados. En cuanto al contenido de polifenoles (TPC), se trata de un parámetro que está específicamente regulado para el compost de alperujo, dado su carácter fitotóxico y por su alto contenido en el alperujo fresco. Es interesante subrayar, sin embargo, que el sector 4 (mayo'21) de la pila de compost presenta los menores valores iniciales de TPC. Esto puede reflejar las características del material de partida, producido al final de la cosecha con aceitunas más

maduras. En cualquier caso, se observó una reducción en torno al 70 % del contenido de polifenoles durante el compostaje. Por último, el índice de germinación se emplea comúnmente como indicador de la fitotoxicidad del compost. Según nuestros resultados, los compost frescos presentan GI < 20%, probablemente debido al alto contenido en polifenoles y la presencia de ácidos grasos residuales. Esta fitotoxicidad severa se redujo con el compostaje, hasta alcanzar valores en torno al 60 %, que pueden considerarse aceptables, aunque no óptimos. Para entender mejor los cambios y las relaciones entre los diferentes parámetros, se realizó un PCA (Figura 1).

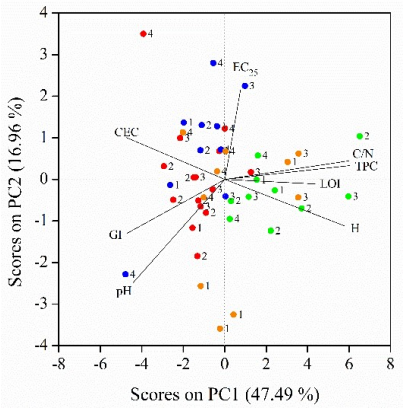


Figura 1. Gráfico de puntuaciones y cargas obtenido tras la elaboración del PCA a partir de los diferentes parámetros de maduración del compost de alperujo. Los colores hacen referencia a las semanas de compostaje: ● ≤ 8; ● 9-16; ● 17-32; ● > 32.

Tal y como se puede observar, el PC1 muestra una cierta tendencia de separación de las muestras en función del tiempo de maduración, hallándose también agrupaciones en función de los distintos sectores. Así, el proceso de humificación conlleva más tiempo en el caso de las muestras del sector 1, lo cual puede estar relacionado con una biodegradación menos eficiente de la materia orgánica en este sector debido a diversos factores como pueden ser un clima más frío y una oxigenación insuficiente. También puede influir la mayor resistencia a la biodegradación del alperujo producido a partir de aceitunas recolectadas en las primeras fases de maduración en comparación con las procesadas al final de la temporada (S3 y S4).

Como complemento a estos parámetros físico-químicos, se analizaron los espectros FT-MIR de las muestras de compost de alperujo en diferentes etapas de maduración, así como de las materias primas empleadas (Figura 2).

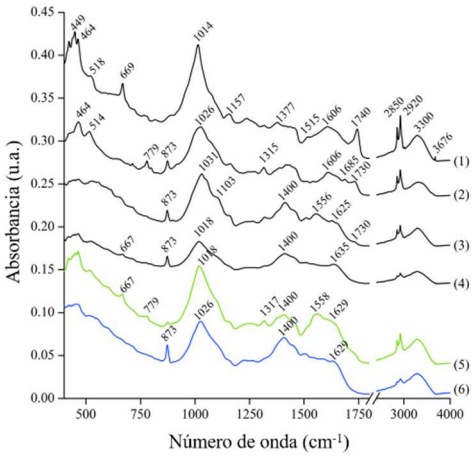


Figura 2. Espectros FT-MIR típicos obtenidos de (1) alperujo, (2) restos de poda, (3) estiércol de cabra, (4) estiércol de gallina, (5) compost fresco, (6) compost evolucionado.

Las bandas de C-H alifáticos en torno a 2920 cm^{-1} son especialmente destacables en los restos de poda, estiércol de cabra y compost frescos, con una clara reducción de intensidad en compost evolucionados. La zona más intensa de los espectros FT-MIR se localiza en la región 950-1200 cm^{-1}, atribuida especialmente a grupos C-O de polisacáridos. Los compost más evolucionados presentan, además, bandas de carbonatos más intensas (873 y 1400 cm^{-1}), que puede deberse a la degradación de la materia orgánica y el subsecuente incremento del contenido en $CaCO_3$. La región 1720-1500 cm^{-1} refleja el solapamiento de grupos C=O, C=C y C=N de compuestos aromáticos. Además, la zona entre 1500 y 1200 cm^{-1} se asigna a vibraciones relacionadas con ceras, ácidos grasos y compuestos fenólicos.

4. Conclusiones

Las muestras de compost en las etapas iniciales mostraron un pH ácido y alta conductividad eléctrica debido a la incorporación de estiércol animal, mientras que la relación C/N disminuyó de 25-30 a menos de 20 al final del compostaje, indicando la degradación de la materia orgánica. A lo largo del proceso, se observó una reducción significativa del contenido de polifenoles y una mejora en el índice de germinación, lo que refleja una disminución de la fitotoxicidad. La capacidad de intercambio catiónico aumentó notablemente, probablemente por la formación de grupos carboxílicos y fenólicos, reflejando la humificación. Los análisis espectroscópicos FT-MIR revelaron cambios en la intensidad de bandas alifáticas y polisacáridos, así como un incremento de la presencia de carbonatos en compost más maduros. Las variaciones en la humificación y biodegradación entre sectores sugieren influencias del clima y la composición inicial del alperujo.

5. Bibliografía

Aran, D., Maul, A., Masfaraud, J.F., 2008. A spectrophotometric measurement of soil cation exchange capacity based on cobaltihexamine chloride absorbance. *Comptes. Rendus. Geoscience* 340, 865–871.

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.

Galvez-Sola, L., García-Sánchez, F., Pérez-Pérez, J.G., Gimeno, V., Navarro, J.M., Martínez-Nicolás, J.J., Nieves, M., 2015. Rapid estimation of nutritional elements on citrus leaves by near infrared reflectance spectroscopy. *Frontiers in Plant Science* 6, 1–8.

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter, in: Page, A.L., Miller, R.H., Kenney, D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties. *Agronomy Monographs*, pp. 539–579.

Pontoni, L., Panico, A., Matanò, A., Van Hullebusch, E.D., Fabbricino, M., Esposito, G., Pirozzi, F., 2017. Modified Sample Preparation Approach for the Determination of the Phenolic and Humic-Like Substances in Natural Organic Materials by the Folin Ciocalteu Method. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 65, 10666–10672.

Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M.D., Seneviratne, S.I., Zscheischler, J., Beer, C., Buchmann, N., Frank, D.C., Papale, D., Rammig, A., Smith, P., Thonicke, K., Van Der Velde, M., Vicca, S., Walz, A., Wattenbach, M., 2013. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature* 500, 287-295.

Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y., 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 2109–2116.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22, 54–57.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación PID2020-118673RB-I00 del Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033). 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). Marta P. Rueda también agradece la financiación obtenida a través del contrato FPU22/00016 del Ministerio de Universidades.

TÉ DE COMPOST: UNA ALTERNATIVA SOSTENIBLE PARA EL CRECIMIENTO Y LA RESILIENCIA FRENTE A SEQUÍA EN PLANTAS DE TOMATE

Ana Isabel González-Hernández[1,2], María Ángeles Gómez-Sánchez[1], Rodrigo Pérez-Sánchez[1], María Remedios Morales-Corts[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, Universidad de Salamanca, Avda. Filiberto Villalobos, 119, 37007 Salamanca, Spain
[2]Escuela Politécnica Superior de Zamora, Universidad de Salamanca, Avda. de Requejo, 33, 49029 Zamora, Spain
aigonzalez@usal.es

Resumen: El té de compost (TC) puede constituir una herramienta en agricultura para hacer frente a condiciones de déficit hídrico. En este trabajo se planteó estudiar el efecto del TC en plantas de tomate sometidas a condiciones de sequía terminal. Se establecieron cuatro tratamientos: 1) plantas tratadas con solución Hoagland (SH); 2) plantas tratadas con TC; 3) plantas tratadas con SH sometidas a sequía terminal; 4) plantas tratadas con TC sometidas a sequía terminal. Se determinó la altura, el diámetro del tallo, el número de hojas, el peso seco y fresco de la parte aérea y radicular y el contenido relativo de agua de las plantas de cada uno de los tratamientos. Los resultados mostraron que las plantas tratadas con TC presentaron parámetros de crecimiento similares que los de las tratadas con SH, a excepción de un ligero aumento en la conductancia estomática y un ligero aumento en el peso fresco y seco de la raíz. Las plantas tratadas con TC presentaron una mayor tolerancia frente a sequía que las tratadas con SH, observándose en las primeras un ligero aumento en el contenido relativo de agua y en el peso fresco y seco de la raíz. Curiosamente, las plantas tratadas con TC y sometidas a sequía terminal mostraron un aumento en el peso seco de la raíz con respecto a las plantas tratadas con TC crecidas en condiciones normales. Por tanto, el empleo de TC en la agricultura puede ofrecer un recurso para mejorar la resiliencia de los cultivos.

Palabras clave: bioeconomía circular, bioestimulantes, fertilización orgánica.

1. Introducción

La población mundial aumenta continuamente y para garantizar el suministro de alimentos es necesario aumentar el rendimiento de los cultivos. Junto a este incremento, el cambio climático, caracterizado por el aumento del CO_2 y de la temperatura atmosférica, constituye un gran desafío para la seguridad alimentaria global, ya que irá acompañado de eventos de sequía más frecuentes, intensos y duraderos, que podrían afectar el crecimiento y la productividad de las plantas.

Es conocido que, a nivel global, la seguridad alimentaria está estrechamente relacionada con el suministro de agua (Martín de Santa Olalla y col., 2005). En muchos países ubicados en zonas áridas o semiáridas, el agua es un recurso limitado y la disponibilidad de agua en el futuro podría limitar el suministro de alimentos. Este podría ser el caso de España ya que es el país más seco de Europa (López y col., 2008). Además, se estima que el 85% de la tierra de nuestro planeta está o ha estado sometida a condiciones de sequía (Pérez, 2007).

Las estrategias de revalorización brindan la oportunidad de reducir la acumulación de residuos y de obtener un producto final con gran potencial para reducir el uso de agroquímicos. Pero no sólo se debe destacar el valor ecológico sino también el valor económico, ya que la subida de precios en los insumos agrícolas está afectando al poder adquisitivo de los agricultores. Uno de los procesos de revalorización de residuos más empleado es el proceso de compostaje. Se trata de un proceso bio-oxidativo de transformación fácil y económica de diferentes residuos orgánicos en un producto estable y microbiológicamente seguro, conocido con el nombre de compost. Cuando este producto sólido se mezcla con agua y se incuba durante un tiempo definido se obtiene lo que se denomina té de compost (Scheuerell y Mahaffee, 2004). En general, esta mezcla se realiza en proporciones de 1:5 a 1:10 (v / v; compost / agua) (Al-Dahmani y col., 2003).

El té de compost presenta nutrientes solubles, compuestos bioestimulantes y una gran diversidad de microorganismos (bacterias, actinomicetos, hongos filamentosos, oomicetos y levaduras), que poseen un efecto adicional en la promoción del crecimiento y la supresión de enfermedades de las plantas (Castano y col., 2011; De Corato, 2020; González-Hernández y col., 2021; Morales-Corts y col., 2018; Zaccardelli y col., 2020). Estudios previos de nuestro grupo de investigación mostraron que los tés de compost y vermicompost contienen una concentración relevante de nutrientes, ácidos húmicos, ácido salicílico y ácido indolacético, induciendo los parámetros de crecimiento y la tolerancia a distintas enfermedades fúngicas en plantas de tomate y pimiento (Morales-Corts y col., 2018; González-Hernández y col., 2021). Sin embargo, hasta la fecha, existen pocos estudios que estudien el efecto de estos extractos frente a condiciones de estrés abiótico. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de la aplicación de té de compost en plantas de tomate sometidas a condiciones de sequía terminal.

2. Material y Métodos

2.1 Preparación del té de compost

El compost se realizó a partir de residuos de poda y jardinería de jardines públicos de la provincia de Salamanca (España). El proceso de compostaje se llevó a cabo en un vivero situado en Salamanca (40°57′23″ N; 5°41′8″ E). Los residuos fueron triturados y dispuestos en pilas de 15 m de largo, 2 m de ancho y 2 m de alto. Las pilas fueron volteadas dos veces por semana durante ocho semanas, y una vez por semana durante todo el proceso. La humedad y la temperatura de la pila se controlaron semanalmente y el proceso de compostaje duró 180 días. Las principales características fisicoquímicas del compost se encuentran descritas por González-Hernández y col. (2023). Para la producción del té de compost (TC) de residuos de jardinería se tomó la proporción 1:5 (v/v) con agua del grifo, realizando una aireación de 5 h al día, con una bomba de 750 W a 300 rpm. Posteriormente, se dejó reposar una semana y se filtró. Posteriormente, se realizó el análisis físico-químico del extracto.

2.2 Ensayo in vivo

Semillas de tomate (*Solanum lycopersicum* var. Marglobe) se germinaron en vermiculita en una cámara de crecimiento bajo las siguientes condiciones ambientales: fotoperiodo de 16 h/8 h (día/noche), temperatura de 26/18 °C y humedad relativa del 60%. Todas las macetas contenían la misma cantidad de vermiculita. Las semillas fueron regadas dos veces por semana con agua destilada. Se establecieron cuatro tratamientos: 1) plantas tratadas con solución Hoagland (SH); 2) plantas tratadas con TC (TC); 3) plantas tratadas con SH y sometidas a sequía terminal (SH+D); 4) plantas tratadas con TC y sometidas a sequía terminal (TC+D). A las macetas de los tratamientos TC y TC+D, se les aplicaron 30 ml de TC diluido 1:5 (té de compost:agua) en dos momentos: a los 10 y a los 20 días del inicio de ensayo y con agua del grifo dos veces por semana. Las plantas de los tratamientos con SH (SH y SH+D) fueron regadas dos veces por semana con solución Hoagland. A los 30 días, se estableció la sequía terminal en los tratamientos SH+D y TC+D, dejando las plantas sin regar durante 10 días. Transcurrido ese periodo de tiempo, se determinaron los siguientes parámetros: la altura, el número de hojas, el diámetro de tallo, contenido en clorofila con el SPAD Konika Minolta, la conductancia estomática con el porómetro SC-1, el peso fresco y seco de la parte aérea y radicular. Asimismo, se valoró el estrés hídrico con una escala de valoración del 1 al 5 y el contenido relativo de agua de las plantas de las plantas sometidas a condiciones de sequía.

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se encuentran recogidos los parámetros fisicoquímicos del TC empleado en la realización del ensayo. El TC presenta un pH ligeramente básico (7.32) y altos niveles de NO_3^- y K_2O. Asimismo, contiene altas concentraciones de ácidos húmicos.

Tabla 1. Características fisicoquímicas del TC empleado en el ensayo.

pH	CE (dS m^{-1})	NO_3^- (mg kg^{-1})	P_2O_5 (mg kg^{-1})	K_2O (mg kg^{-1})	SO_4^{2-} (mg kg^{-1})	Ca (mg kg^{-1})	Mg (mg kg^{-1})	Ácidos húmicos (mg kg^{-1})
7.32±0.14	1.22±0.11	3200±185	102±65	3840±320	28±16	79±34	150±39	190±40

En la Figura 1, se observa que en el tratamiento HS+D hubo un mayor número de plantas afectadas por la sequía terminal, mientras que en las plantas TC+D la severidad de la sequía es menor (Figura 1A). Asimismo, en la Figura 1B se puede observar que las plantas TC+D presentaron un ligero incremento del contenido relativo de agua (RWC) que las plantas SH+D, lo que indica que las hojas del tratamiento TC+D presentaron un mejor estado hídrico.

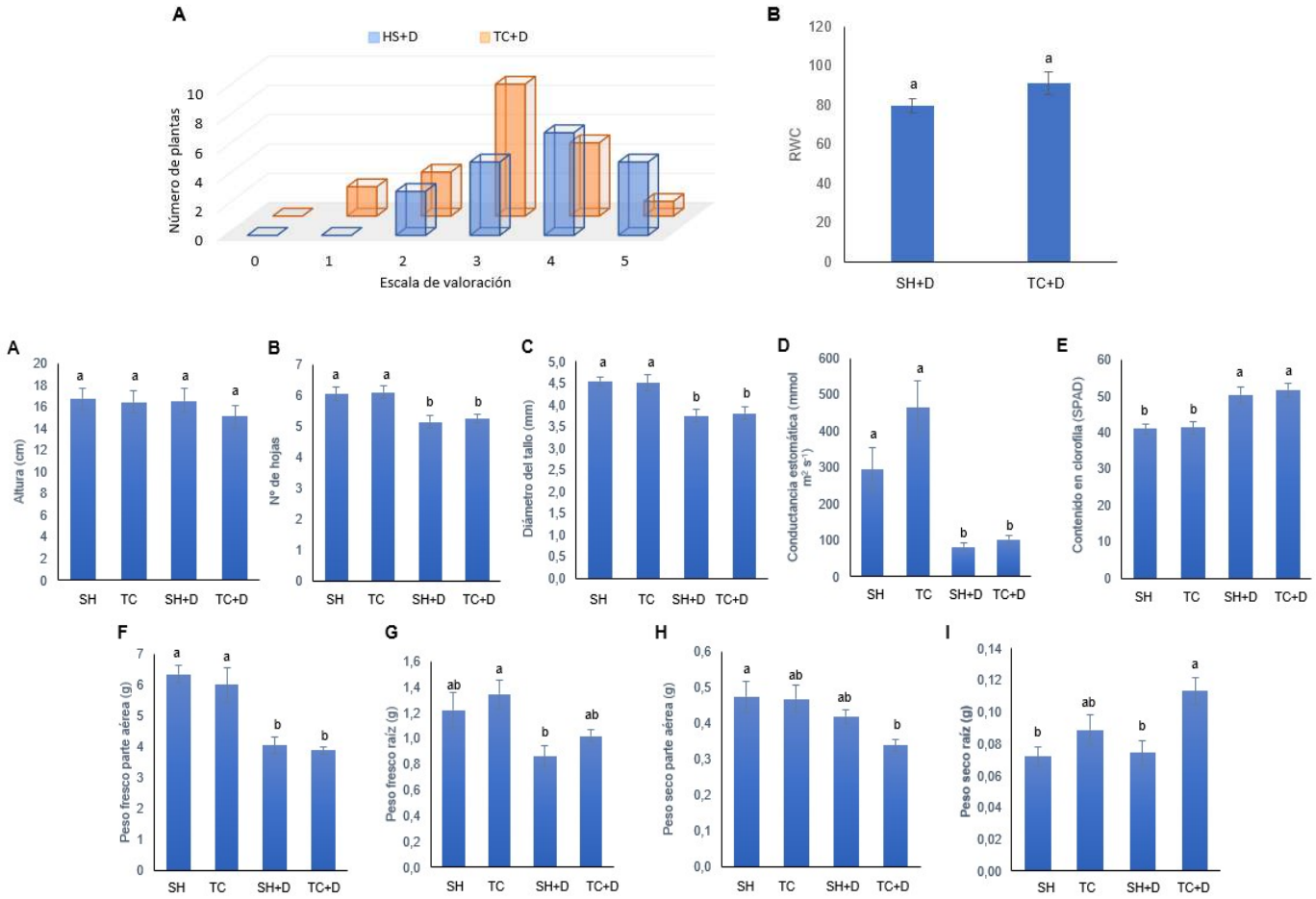


Figura 1. Valoración del estrés hídrico (A) y contenido relativo de agua (B) de las plantas de los tratamientos HS+D y TC+D. Diferentes letras indican diferencias significativas (p<0,05).

Figura 2. Parámetros de crecimiento de las plantas de los distintos tratamientos: altura (A), número de hojas (B), diámetro del tallo (C), conductividad eléctrica (D), contenido en clorofila (E), peso fresco de la parte aérea (F), peso fresco de la raíz (G), peso seco parte aérea (H) y peso seco de la raíz (I). Diferentes letras en la misma columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Los resultados obtenidos para los parámetros de crecimiento de las plantas de tomate crecidas bajo los distintos tratamientos se muestran en la Figura 2. Los resultados mostraron que las plantas tratadas con TC como única fuente de fertilización presentaban un crecimiento similar al de las tratadas con SH, a excepción de un ligero aumento en la conductancia estomática y del peso fresco y seco de la raíz (Fig. 2D, 2G, 2I). Las plantas de los tratamientos sometidos a sequía

terminal (SH+D y TC+D) presentaron una reducción en el número de hojas, diámetro del tallo, conductancia estomática, peso fresco de raíz y parte aérea y peso seco de la parte aérea (Fig. 2B-D, 2F-H), así como un aumento en el contenido de clorofila (Fig. 2E) en comparación con los tratamientos no sujetos a condiciones de sequía (SH y TC). Además, bajo condiciones de sequía terminal, las plantas tratadas con TC (TC+D) presentaron una mayor tolerancia frente a sequía que las plantas tratadas con SH (SH+D), observándose en las primeras un ligero aumento en el contenido relativo de agua y en el peso fresco y seco del sistema radicular (Fig. 1B, 2G, 2I), así como una ligera disminución de la altura y del peso fresco y seco de la parte aérea (Fig. 2A, 2F, 2H). Las plantas TC+D mostraron un aumento en el peso seco de la raíz con respecto a las plantas TC (Fig. 2I), siendo éste un parámetro muy relevante en el desarrollo vegetal, puesto que un sistema radicular bien desarrollado puede aumentar la tolerancia a la sequía mejorando la utilización de los recursos disponibles (Kang y col., 2022).

4. Conclusiones

En la agricultura, el uso del té de compost puede ser considerado un recurso sostenible para mejorar la resiliencia de los cultivos y garantizar la seguridad alimentaria.

Las plantas tratadas con TC como única fuente de fertilización presentaron parámetros de crecimiento similares al de las tratadas con SH, a excepción de un ligero aumento en la conductancia estomática y un ligero aumento en el peso fresco y seco de la raíz. Asimismo, el tratamiento con TC parece conferir una mayor tolerancia frente a sequía, observándose en las plantas tratadas un ligero aumento en el contenido relativo de agua y en el peso fresco y seco del sistema radicular.

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.

Castano R., Borrero C., Aviles M., 2011. Organic matter fractions by SP-MAS 13C NMR and microbial communities involved in the suppression of Fusarium wilt in organic growth media. *Biol. Control.* 58, 286–293.

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. *Sci. Total Environ.* 738, 139840

González-Hernández A.I., Gómez-Sánchez M.Á., Pérez-Sánchez R., Morales-Corts M.R., 2023. Garden waste compost tea: a horticultural alternative to promote plant growth and root traits in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plants. *Horticulturae* 9, 1127.

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, 781.

Kang J., Peng Y., Xu W., 2022. Crop root responses to drought stress: molecular mechanisms, nutrient regulations, and interactions with microorganisms in the rhizosphere. *Int J Mol Sci.* 18, 23(16), 9310.

Morales-Corts M.R., Pérez-Sánchez R., Gómez-Sánchez M.Á., 2018. Efficiency of garden waste compost teas on tomato growth and its suppressiveness against soilborne pathogens. *Sci. Agric.* 75, 400–409.

López C., Martín I., Alcácer C., 2008. Water policy in Spain: A portrait. *Options Mediterranéennes* 83, 45-53.

Martín de Santa Olalla F., de Juan J. (eds)., 1993. Agronomía del Riego. Ediciones Mundi Prensa, Madrid. 732 p.

Pérez O., 2007. El suelo y el déficit hídrico en los cultivos. Ediciones Mundi Prensa. 206 p.

Scheuerell S.J., Mahaffee W.F., 2004. Compost tea as a container medium drench for suppressing seedling damping-off caused by *Pythium ultimum*. *Phytopathology* 94: 1156–1163.

Zaccardelli, M., Sorrentino, R., Caputo, M., Scotti, R., Falco, E.D., Pane, C., 2020. Stepwise-selected *Bacillus amyloliquefaciens* and *B. subtilis* strains from composted aromatic plant waste able to control soil-borne diseases. *Agriculture* 10, 30.

USO DE COMPOST PROCEDENTES DE COMPOSTAJE COMUNITARIO Y URBANO DESCENTRALIZADO COMO ENMIENDA DE SUELO: DINÁMICA DEL NITROGENO

C. Álvarez-Alonso[1], M.D. Pérez-Murcia[1], N. Manrique[1], E. Martínez-Sabater[1], S. Sánchez-Méndez[1], I. Irigoien[2], M. López[3], L. Orden[1], Raúl Moral[1], M.A. 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
cristina.alvareza@umh.es

Resumen: Los últimos avances legislativos de la Unión Europea enfocados hacia la economía circular, han favorecido un cambio en los modelos tradicionales de gestión de residuos a modelos más circulares y sostenibles. En este contexto, el compostaje comunitario y urbano descentralizado se presentan como nuevos escenarios de gestión de residuos orgánicos. Por tanto, los compost a partir de biorresiduos, como la fracción orgánica de los residuos municipales recogida separadamente y compostada junto con restos de podas, pueden presentar propiedades compatibles con su uso como enmiendas orgánicas para la mejora del suelo. Sin embargo, para evitar posibles riesgos sobre la salud humana y el medioambiente, es importante conocer las características y el valor añadido aportado por los compost tras su uso agrícola. El objetivo del estudio fue evaluar los procesos de mineralización de nitrógeno en suelos enmendados con compost procedentes de compostaje comunitario y urbano descentralizado para evaluar su potencial uso en agricultura como sustituto de fertilizantes inorgánicos. Para ello, se realizó un ensayo de incubación suelo-compost de 120 días de duración en cámara de incubación bajo condiciones controladas de humedad y temperatura y se evaluó la evolución de las diferentes formas de nitrógeno durante el tiempo de incubación. Los resultados obtenidos demostraron una adecuada tasa de mineralización de nitrógeno, con una liberación progresiva de este nutriente que facilita el desarrollo de los cultivos y evita pérdidas en el sistema suelo-planta. Además, el uso de compost como enmienda orgánica del suelo, aporta materia orgánica con capacidad de mejorar las propiedades del suelo.

Palabras clave: mineralización, enmienda orgánica, agricultura, fertilizantes, biorresiduos.

1. Introducción

Los últimos avances legislativos de la Unión Europea enfocados hacia la economía circular han favorecido un cambio en los modelos tradicionales de gestión de residuos, de modelos lineales basados en el consumo de recursos y la generación de residuos, a modelos más circulares y sostenibles en los que los residuos son considerados recursos (Xie y col., 2019). En este contexto, el compostaje comunitario y urbano descentralizado se presentan como nuevos escenarios de gestión de residuos orgánicos (Policastro y col. 2022). Por tanto, los compost obtenidos a partir de biorresiduos, como la fracción orgánica de los residuos municipales recogida separadamente y compostada junto con restos de podas de parque y jardines, pueden presentar propiedades compatibles con su uso como enmiendas orgánicas para la mejora del suelo. Sin embargo, con el fin de evitar posibles riesgos para la salud humana y el

medioambiente, es importante conocer las características de los composts y el valor añadido que estos pueden aportar al suelo tras su uso agrícola.

El objetivo del estudio fue evaluar los procesos de mineralización de nitrógeno en suelos enmendados con compost procedentes de compostaje comunitario y urbano descentralizado para determinar su potencial uso en agricultura como sustituto de fertilizantes inorgánicos. Para ello, se realizó un ensayo de incubación suelo-compost de 120 días de duración en cámara de incubación bajo condiciones controladas de humedad y temperatura y se evaluó la evolución de las diferentes formas de nitrógeno durante el tiempo de incubación.

2. Material y Métodos

Los tratamientos utilizados en el ensayo de incubación fueron 4 compost obtenidos tras compostar la mezcla de fracción orgánica de los residuos municipales de recogida selectiva con restos de poda urbana mediante compostaje comunitario (CC1 y CC2) y compostaje urbano descentralizado (CD1 y CD2). Las principales características de los compost utilizados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Características agronómicas de los compost utilizados en el ensayo de incubación *(valores expresados sobre materia seca)*.

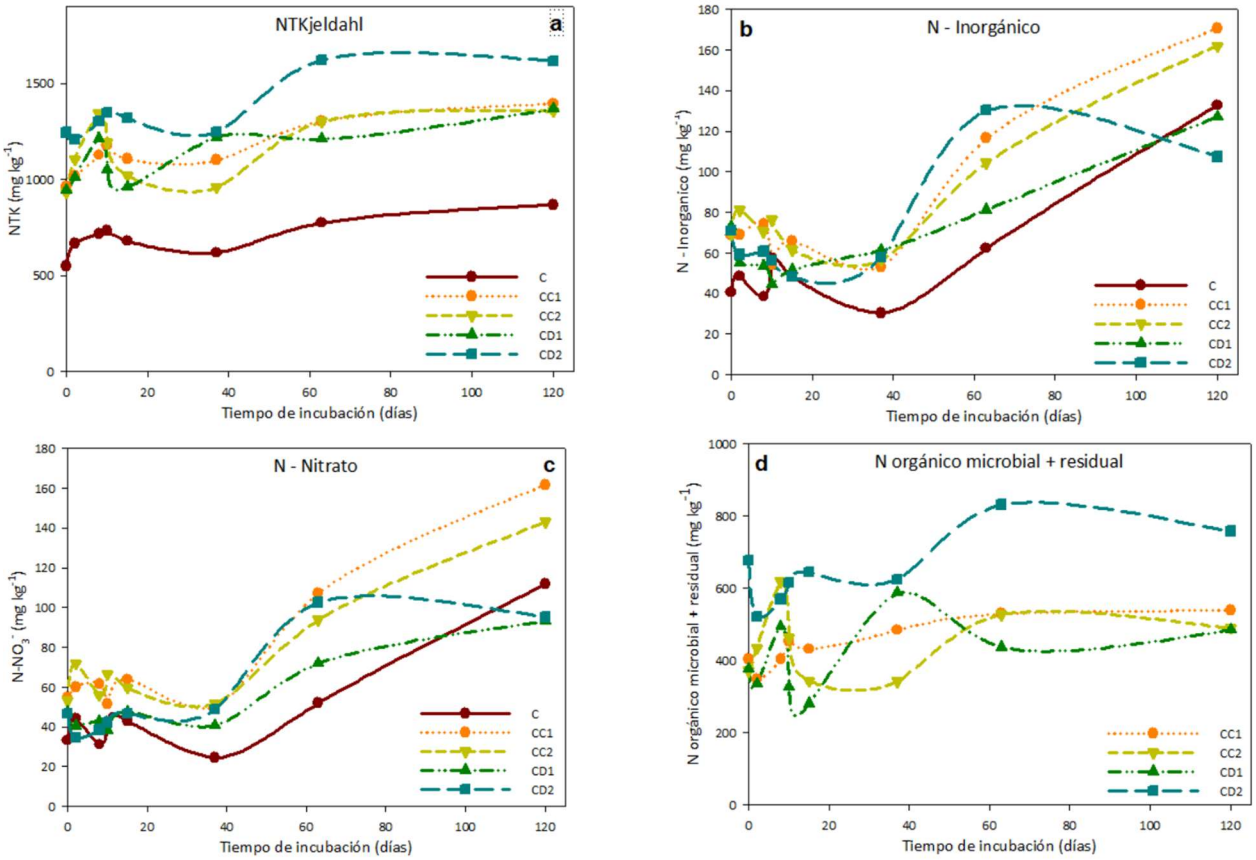
Parámetros	CC1	CC2	CD1	CD2
pH	8,2	8,7	7,7	8,1
EC (dS m^{-1})	3,2	6,1	1,1	5,2
MOT (%)	38,4	38,1	41,0	56,6
COT (%)	23,6	25,5	24,8	31,7
TN (%)	1,8	2,1	1,9	2,9
COT/NT	13,3	12,0	13,0	11,1
K (g kg^{-1})	8,9	20,9	7,2	11,2
P (g kg^{-1})	9,2	7,5	6,3	9,6

La conductividad eléctrica (CE) y el pH se determinaron en el extracto hidrosoluble 1:10 (p/v). La materia orgánica total (MOT) se midió calculando la pérdida de peso debida a la combustión a 430º C durante 24 h (según el método descrito por Navarro y col., 1993). El Carbono orgánico total (COT) y el Nitrógeno total (NT) se determinaron según el método descrito por Navarro y col. 1991. Se mezclaron 200 g de suelo con 4,5 g de cada compost (equivalente a 50 t ha^{-1} en peso seco) en recipientes de polietileno de 500 mL. Cada compost se ensayó por triplicado y como tratamiento control se utilizaron suelos no enmendados. La incubación se llevó a cabo en una cámara de incubación controlada a 25 °C en condiciones aeróbicas y sin lixiviación durante 120 días, manteniendo el contenido de humedad de las mezclas suelo-residuo al 50% de la capacidad de retención hídrica del suelo durante todo el experimento. Las diferentes formas de nitrógeno (nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno orgánico, nitrógeno inorgánico (nítrico y amoniacal) se analizaron en muestras destructivas los días 0, 2, 8, 10, 15, 37, 63 y 120 de la incubación, y se calculó el N orgánico residual + microbiano restando el N orgánico (NTK – $N\text{-}NH_4$) en los suelos de control del N orgánico en los suelos enmendados según los métodos descritos por Bustamante y col. (2007).

3. Resultados y Discusión

Los suelos enmendados con los compost de compostaje comunitario (CC1 y CC2) y compostaje urbano descentralizado (CD1 y CD2) mostraron una progresiva tasa de mineralización del nitrógeno a lo largo del tiempo de incubación. Esta liberación progresiva de

nitrógeno aumenta la disponibilidad de este nutriente en el sistema suelo-planta mejorando el desarrollo de los cultivos y evitando pérdidas en el sistema suelo-planta (Diacono y col. 2010). La evolución de las diferentes formas de nitrógeno estudiadas se muestra en la Figura 1 (a), (b), (c) y (d).



Figuera 2: Evolución de las diferentes formas de nitrógeno durante la incubación. **(a)** Evolución del NTKjeldahl. **(b)** Evolución del nitrógeno inorgánico. **(c)** Evolución del nitrógeno inorgánico en forma de nitrato. **(d)** Evolución del nitrógeno orgánico microbiano y residual.

El nitrógeno total Kjeldahl aumentó en todos los casos con el tiempo de incubación y todos los valores observados en los tratamientos con compost superaron al tratamiento control durante todo el experimento. Tanto el nitrógeno inorgánico como el nitrógeno en forma de nitrato aumentaron sus valores finales respecto a los valores iniciales durante el periodo de incubación en todos los tratamientos estudiados, como encontraron Masunga y col. (2016) en un experimento similar, pero se observaron diferencias en los valores finales obtenidos, que fueron superiores, en el caso de los tratamientos con compost procedentes de compostaje comunitario, o inferiores, en el caso de los tratamientos con compost procedentes de compostaje urbano descentralizado, al controle. La dinámica de mineralización-inmovilización del N en los suelos está muy influenciada por las características de los compost, ya que valores altos de la relación C/N o un bajo contenido de compuestos solubles pueden provocar procesos de inmovilización del N (Bustamante y col., 2007; Trinsoutrot y col., 2000). El nitrógeno orgánico residual + microbiano también aumentó en todos los suelos enmendados con compost, siendo los valores finales superiores en el suelo enmendado con el compost CD2.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos demostraron una adecuada tasa de mineralización de nitrógeno, con una liberación progresiva de este nutriente que facilita el desarrollo de los cultivos y evita pérdidas en el sistema suelo-planta. Además, este tipo de compost no sólo constituye una fuente de nutrientes para los cultivos con capacidad de sustitución de los fertilizantes inorgánicos necesarios para su desarrollo óptimo, sino que también aporta materia orgánica con capacidad de mejorar las propiedades del suelo. Por lo tanto, el uso de compost procedentes del compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado como enmienda del suelo, aumenta la circularidad y sostenibilidad del sector agrícola.

5. Bibliografía

Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J. 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. Bioresource Technology, 98, 3269-3277. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.013

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agronomy for Sustainable Development 30, 401–422. https://doi.org/10.1051/agro/2009040

Masunga, R. H., Uzokwe, V. N., Mlay, P. D., Odeh, I., Singh, A., Buchan, D., De Neve, S. 2016. Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. Applied Soil Ecology, 101,185-193. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.01.006

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. Commun. Soil Sci. Plan. 22, 2137–2144.

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. Bioresource Technol. 44, 203– 207.

Policastro, G., Cesaro, A., 2022. Composting of Organic Solid Waste of Municipal Origin: The Role of Research in Enhancing Its Sustainability. International Journal of Environmental Research and Public Health 20, 312. https://doi.org/10.3390/ijerph20010312

Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linères, M., Chèneby, D., Nicolardot, B., 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under non-limiting conditions. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 918–926. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643918x

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 y, también ha sido apoyada por el Ministerio de Ciencia e Innovación español con una beca de doctorado al primer autor (FPU21/01207).

MEJORA DEL MANEJO DE PURINES MEDIANTE CO-COMPOSTAJE IN-FARM EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

Ana García-Rández[1], Mª Dolores Perez-Murcia[1], Encarnación Sabater[1], Enrique Agulló[1], J. Andreu[1], M. T. Cháfer[2], J. Gómez[3], E. Sanchís[4], S. Calvet[4], R. Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Univ. Miguel Hernández, Carretera Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante E03312, España
[2]Instituto Ingeniería Alimentos para el Desarrollo, Dpto Tecnología Alimentos, Univ. Politécnica València, E46022, España.
[3]Dirección General de Desarrollo Rural y PAC. c/ Castán Tobeñas, 77, Ed. B4, 2ª. 46018. Valencia, España
[4]Instituto Universitario de Ciencia y Tecnología Animal. Univ. Politécnica Valencia, 46022, España.
angarran@hotmail.com

Resumen: La producción porcina puede producir importantes impactos ambientales, especialmente en relación con la incorporación de nitratos a la hidrosfera y las emisiones de amoníaco a la atmósfera. La Comunidad Valenciana cuenta con un total de 752 explotaciones porcinas registradas con un total de 1.381.783 cabezas. Algunas de las soluciones actuales para la gestión de purines no encajan con la tipología de las granjas mediterráneas. La escasez de espacio para los dispositivos de tratamiento de purines, el coste de las balsas para las pequeñas explotaciones como los costes de tratamiento relacionados y, finalmente, la necesidad de grandes superficies agronómicas donde se puedan aplicar los purines en un paisaje mayoritariamente montañoso hace necesaria una estrategia de gestión adaptada para mantener su viabilidad económica. El objetivo de este proyecto es estudiar la viabilidad técnica y económica de gestión basada en el uso de un sistema portátil de separación sólido-líquido asociado a una valorización a través de co-compostaje in situ de la fracción sólida. Se seleccionaron cuatro explotaciones porcinas en las principales zonas productoras y municipios de la Comunidad Valenciana. Para la separación sólido líquido se utilizó el sistema de separación portátil Sagalés (modelo TR-KOM 2/250, con generador adaptado sobre plataforma móvil, capacidad: 30-35 m3/h, 500 micras). Posteriormente, en cada granja se realizó una pila de compostaje mezclando la fracción sólida del purín porcino y un agente estructurante de proximidad. Todos los procesos cumplieron los requisitos de higienización exigidos en RD 506/2013 y los compost resultantes presentaron parámetros de estabilidad y madurez adecuados, así como ausencia de fitotoxicidad.

1. Introducción

El sector porcino es la primera producción ganadera en cuanto a importancia económica de nuestro país, así como uno de los principales productores en el ámbito europeo y mundial. La Comunidad Valenciana cuenta con un total de 752 instalaciones registradas de producción porcina. De entre las cuales, solo 33 instalaciones se encuentran en la provincia de Alicante, 271 en la provincia de Valencia y 448 en la provincia de Castellón, siendo esta última provincia la que aloja la mayor cantidad de granjas productoras. Un total de 1.381.783 cabezas de ganado conforman la producción de toda la Comunidad Valenciana (INE, 2020).

Como señala Calvet et al. (2020), el uso habitual de los estiércoles y purines es su aplicación en el campo, siguiendo las dosis de nutrientes y los tiempos requeridos por los cultivos. El desarrollo actual de la ganadería intensiva ha generado la desvinculación de la producción de estiércoles de la agricultura lo que hace necesario gestionar adecuadamente estas deyecciones para evitar impactos ambientales significativos. Esta gestión exige el empleo de diversas estrategias. Algunas de estas estrategias son simples, como el almacenamiento de purines, cuyo propósito es ajustar la producción continua de estiércol a los momentos específicos de fertilización de los cultivos. Otras estrategias pueden implicar sistemas de tratamiento más complejos, necesarios cuando los nutrientes contenidos en el estiércol superan las necesidades de los campos de cultivo o se buscan beneficios adicionales. En ese sentido, la aplicación de las medidas recogidas dentro de Real Decreto 306/2020 supone un reto de gran magnitud para gran parte del sector porcino de la

Comunidad Valenciana. La falta de espacio para instalar la balsa, o la falta de recursos económicos para su construcción o modificación son algunos de los problemas que se ponen de manifiesto frente a la aplicación de esta norma. Campos et al., (2004) describió ampliamente los tratamientos disponibles para la gestión de las deyecciones y el compostaje se postula como la opción ideal para valorizar la fase solida separada del purín con la desventaja de la posibilidad de emisión de N_2O que puede ser minimizada elevando la relación C/N y controlando la humedad del sustrato (Brown et al., 2008). El objetivo de este proyecto es estudiar la viabilidad técnica y económica de una cascada de valorización basada en el uso de un sistema portátil de separación sólido-líquido asociado a un co-compostaje in situ de la fracción sólida para lo que se seleccionaron cuatro explotaciones porcinas situadas en las principales zonas productoras y municipios de la Comunitat Valenciana.

2. Material y Métodos

2.1 Sistema de separación sólido-líquido

Para la primera etapa de la valorización se utilizó el sistema de separación portátil Segales (modelo TR-KOM 2/250), con generador adaptado sobre plataforma móvil, capacidad: 30-35 m3/h, 500 micras y un separador MS250 con bomba de superficie helicoidal. Para la extracción de los lodos sólidos se utilizó, en cada una de las granjas, un tornillo sin fin de extracción de sólidos con brazo giratorio, caudalímetro de control de entrada y cuadro eléctrico para el control del sistema. Durante el proceso de separación se agitaron las piscinas y fosos de purines, para lograr una mayor proporción de purines sólidos en suspensión y mejorar el rendimiento de extracción. El equipo trabajó un total de 75 horas distribuidas en las 4 granjas y se gestionaron 95m^3 de purín crudo.

2.2. Materiales de partida

Debido a las características fisicoquímicas de la fracción sólida de purines (elevado contenido en materia orgánica total, una relación C/N baja que puede llevar a la pérdida de nitrógeno en forma amoniacal y la presencia de metales pesados) se eligieron diferentes materiales para utilizar como estructurante en el co-compostaje de la fracción sólida (PSF) y equilibrar las propiedades de la mezcla inicial: residuos de rizoma de chufa (TNR), virutas de madera (WO) y paja de trigo (WH). Las características de cada uno de los purines utilizados y de los materiales estructurantes se muestran en la tabla 1. Así mismo, también se refleja la pila (P1-P4) en la que se ha utilizado cada uno de los ingredientes.

Tabla 1. Principales características fisicoquímicas de los materiales de partida

Parámetros	Materias primas							
	TNR (P1)	WO1 (P2)	WO2 (P3)	WH (P4)	PSF1 (P1)	PSF2 (P2)	PSF3 (P3)	PSF4 (P4)
pH	7,3	7,2	6,9	7,1	5,6	6,6	7,1	7,2
CE (dS m^{-1})	1,1	5,11	5,9	3,6	3,5	3,9	5,7	4,9
MOT	43,2	97,7	81,7	93,1	91,4	81,2	83,7	80,8
NT (%)	1,1	0,3	3,7	0,7	1,4	2,9	2,7	2,3
COT (%)	27,7	48,5	42,4	45,8	46,9	42,6	43,4	42,8
C/N	24,6	165	11,4	68,7	34,3	14,5	16,2	18,9
P (g kg^{-1})	2,2	0,4	5,9	0,9	4,1	8,8	9,4	8,4
K (g kg^{-1})	5,6	0,9	17,8	15,2	5,9	11,4	16,6	14,2
Cu (mg kg^{-1})	68,4	6,1	71,2	3,0	263	183	64,3	78,8
Zn (mg kg^{-1})	114	250	575	17	2558	1098	326	326

CE conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; NT: nitrógeno total; C/N: relación carbono nitrógeno; COT: carbono total; P: Fósforo; K: Potasio; Cu: Cobre; Zn: Zinc; P1: Pila 1 (granja de Pinet); P2: Pila 2 (granja de Tuéjar) P3: Pila 3 (granja de Alpuente); P4: Pila 4 (granja de Alpuente)

2.3. Diseño del sistema de compostaje

En cada granja colaboradora se realizó una pila de compostaje mezclando la fracción sólida del purín porcino (PSF) y un agente estructurante, en proporción 1:1 (v/v). La técnica de compostaje utilizada fue pilas abiertas de forma troncocónica (1,5 m de alto y 3 m de ancho, 5 toneladas de peso cada una), aireadas mediante volteo periódico con pala de tractor. Cada proceso de compostaje duró entre 100 y 112 días de fase bioxidativa seguida de una fase de maduración de 30 días. La temperatura se midió diariamente en cuatro puntos diferentes a lo largo de la pila utilizando una sonda digital manual. Se calculó el índice acumulado del proceso (EXI2) (Vico et al, 2018). Se realizaron 2 muestreos: M1, start-up o mezcla inicial (día 0) y M2, final de madurez. En estas muestras se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica (MOT), carbono orgánico total (COT), pérdida de materia orgánica, relación COT/NT, contenido nutrientes NPK y Na, los polifenoles solubles en agua (WSPol) se determinaron mediante el método modificado Folin-Ciocalteu en un extracto de agua 1:20 (p / v), según Bustamante et al., 2008. Finalmente, la fitotoxicidad del compost se evaluó con el índice de germinación, que se determinó utilizando semillas de *Lepidium sativum L*. (Zucconi et al., 1981).

3. Resultados y Discusión

El control de la temperatura permitió comparar la exotérmia de los 4 procesos. Como se observa en la tabla 2 la exotermia de P4 es significativamente mayor que la de P2 (alcanzando el índice EXI2 de 117.237 frente a 54.817). La temperatura máxima (65 ºC) también se alcanza en P4 y la mínima en P2 (41ºC), mientras que P1 y P3 se mantienen en valores medios. P1, P3 y P4 cumplen con los criterios de higiene exigidos en el Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, sobre el mercado de productos fertilizantes.

Tabla 2. Principales características térmicas de los 4 procesos de compostaje

Parámetro	P1	P2	P3	P4
Días fase bioxidativa	100	100	112	105
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	79	63	85	103
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	42	29	42	79
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	0	0	0	34
Temperatura máxima pila	58	54	58	65
Temperatura promedio pila	48,1	41	44,8	52
Temperatura mínima pila	27,8	19,4	22	27,8
Nº Días >40ºC/días fase bioxidativa	0,823	0,636	0,759	0,981
Índice EXI2 (ºC^2)	69.450	54.817	69.450	117.237
Ratio EXI2/días f. bio-oxid.	723	554	620	1.117

Los resultados de los principales parámetros fisicoquímicos en la mezcla inicial y en el compost final se muestran en la tabla 3. Todo el compost obtenido presenta un pH neutro o básico, compatible con el uso agrícola. La CE es baja en todos los análisis, excepto en el caso del P3, que resultó ser muy salino, probablemente debido a las astillas de madera utilizadas, cuya salinidad ya era algo alta. El valor máximo en macronutrientes (NPK) se obtiene en P3 seguido de P2, mientras que P4 presenta los valores más bajos. Los IG de todos ellos se encuentran por encima del 50% indicando ausencia de fitotoxicidad y presentaron grado de estabilidad V, sin embargo, el contenido en metales pesados en P1, P2 y P3 sitúa a P2 y P3 como clase C y a P1 fuera del rango de uso de compost, siendo el compost obtenido en P4 el único con clasificación tipo A.
Los costes del proceso se clasificaron en a) costos de los estructurantes necesarios para el compostaje; b) coste de transporte de la maquinaria a cada finca y c) costes de personal durante las operaciones de extracción y compostaje. Asimismo, los costes se han expresado en a) volumen de purines extraídos y gestionados (96,3 m3); b) volumen obtenido de purín sólido (30,4 m3) y c) tonelada de materia prima compostada (17,3 t mezcla inicial). De este modo, el mayor coste se encuentra en el transporte del equipo separador móvil (45,99 €/m3 purín gestionado; 145,77 €/m3

purin sólido, 255 €/t de mezcla inicial) debido a las largas distancias y a la necesidad de un vehículo específico, frente al coste de los materiales estructurantes o mano de obra (31,98 y 32,31 €/m3 purín gestionado, respectivamente).

Tabla 3. Principales características fisicoquímicas de las mezclas iniciales y el compost final

Parametros	Mezcla inicial o M1				Compost maduro o M2			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
pH	7,2	6,4	7,2	7,2	7,2	7,2	6,9	7,6
CE (dS m^{-1})	1,9	2,7	5,6	5,7	1,6	1,0	7,1	1,9
MOT	66,9	92,7	85	82,8	32,2	23,4	69	13,1
NT (%)	1,4	1,8	2,5	2,9	1,6	1,0	3,4	0,7
COT (%)	33,8	47,4	43,4	42,5	21,7	17,7	35,3	8,1
C/N	23,5	26,0	17,5	14,7	13,9	17,3	10,5	12,4
IG (%)	nd	nd	nd	nd	115	95	98	111
Cext (%)	nd	nd	nd	nd	5,8	2,8	7,6	1,8
C fulv (%)	nd	nd	nd	nd	1,8	1,2	2,6	0,7
Chum (%)	nd	nd	nd	nd	4	1,6	5	1,1
P (g kg^{-1})	3,6	3,9	8,8	8	3,9	8,4	13	2,6
K (g kg^{-1})	6,2	7,2	16,9	17,3	7,6	8,3	19,8	10,8
Cu (mg kg^{-1})	170	98,1	58,3	81,8	180	122	95,1	35,3
Zn (mg kg^{-1})	1313	572	299	498	1470	609	544	191

IG: Índice de germinación; Cext: carbono extraíble; Cfulv: carbono de ácidos fúlvicos; Chum: carbono de ácidos húmicos; nd: no determinado

4. Conclusiones

El sistema separador de purines de Segalés S.L. ha resultado ser una solución técnica sencilla para la gestión de purines en la Comunidad Valenciana, reduciendo las necesidades de almacenamiento en balsas lo que supone una reducción de costes. Además, esta extracción de sólidos reduce las hectáreas necesarias para regar con la fracción líquida, lo que permite ahorrar en trabajo del tractor.

Todos los compost obtenidos presentan un adecuado desarrollo térmico, grado de estabilidad, pH y conductividad eléctrica y un interesante contenido de NPK, sin embargo, algunos de ellos presentan elevados contenidos en metales (Cu y Zn) lo que condiciona su utilización y puesta en el mercado.

En relación con los costes del proceso, los resultados obtenidos son ligeramente caros. Este factor está directamente relacionado con la eficacia del sistema cuando el purín no es homogéneo y con el hecho de que la máquina ha sido transportada a largas distancias. Se recomienda la cooperación entre diferentes fincas para financiar la compra y utilización de este producto.

5. Bibliografía

Brown, S.; Kruger, C. y Subler, S. (2008). Greenhouse gas balance for composting operations. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1396-1410.

Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Perez-Murcia, M.D.; Perez- Espinosa, A.; Bernal, M.P. Cocomposting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Sci. Technol*. 2007, 56, 187–192.

Calvet, S., Estellés, F.M., Cartanyà Ferré, J., & Babot Gaspa, D. (2020). *Guía para la minimización de las emisiones de gases en las granjas porcinas.*

Campos, E.; Palatsi, J.; Illa, J.; Solé, F.; Magrí, A. y Flotats, X. (2004). *Guía de los tratamientos de las deyecciones ganaderas*. Generalitat de Catalunya.

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 “Agrocompost” entre la Conselleria de Agricultura, Ganadería y Pesca y la Universidad Miguel Hernández de Elche para la ejecución de proyectos de investigación y experimentación en compostaje. Los autores desean agradecer la disponibilidad, implicación y tiempo dedicado del personal de Segalés, así como a los ganaderos implicados en el proyecto.

CERTIFICACIÓN E&T&C: UNA NUEVA FORMA DE CALIFICAR EL COMPROMISO, LA TRANSPARENCIA Y LA COMUNICACIÓN EN LA INDUSTRIA - CUANDO LA UNIDAD DE OLOR NO ES SUFICIENTE

Ainhoa Antón[1], Carlos Díaz[1], Cyntia Izquierdo[1]

Ambiente et Odora SL C/Uribitarte 6, planta baja. 48001, Bilbao, Bizkaia
ainhoaanton@ambienteetodora.com

Resumen: Es necesario un marco que integre el compromiso ciudadano, aumente la transparencia e impulse los canales de comunicación en caso de existencia de episodios repetidos de impacto por olor. Cuando hay un conflicto por olores, la mayoría de los expertos en comunicación de crisis estarían de acuerdo en que el Compromiso, la Transparencia y la Comunicación (E&T&C, por sus siglas en inglés de Engagement, Transparency and Communication) son claves para mantener o recuperar la confianza de los vecinos. Un caso reciente que demuestra las consecuencias negativas de no ser transparente y comunicativo es el escándalo de las emisiones de Volkswagen. Para promover un cambio en el paradigma del pensamiento opaco industrial tradicional, hemos creado la primera Certificación E&T&C. Esta certificación se diseñó para evaluar el rendimiento de las plantas de compostaje y otros sectores en lo que respecta a su relación con las comunidades cercanas, lo que la convierte en la primera certificación de este tipo. El rendimiento se comprueba por la propia planta o mediante auditorías realizadas por un auditor independiente. Este proceso de certificación es el primero de su tipo en el mundo. El objetivo final es medir el grado de compromiso, transparencia y comunicación de una planta a la hora de abordar situaciones de impacto por olor.

Palabras clave: certificado, gestión del olor

1. Introducción

Se necesita un marco que integre la participación ciudadana, aumente la transparencia y mejore la comunicación ante episodios recurrentes de impacto por olor en plantas de compostaje. La ciencia ciudadana desempeña un papel fundamental para hacer las instalaciones industriales más transparentes, responsables y eficaces, y para encontrar soluciones diferentes a situaciones de impacto por olor.

Frecuentemente, las plantas de compostaje ocultan o minimizan el impacto de sus actividades, especialmente cuando ocurre un incidente que provoca una emisión de olor. Esta práctica, aunque efectiva a corto plazo, agrava el conflicto a largo plazo al generar desconfianza en los ciudadanos.

Para ganarse la confianza de la comunidad y apoyar un plan de reducción de olor, las plantas deben comprometerse a ser transparentes y comunicativas. Cada acción frente a un impacto por olores debe documentarse. Aunque el *Plan de Gestión de Olores* (PGO) es un buen inicio, tiene limitaciones importantes: no es público, no se diseña con la comunidad y suele ser una respuesta administrativa sin participación ciudadana.

Por ello, se necesita una certificación que evalúe que las plantas están tomando medidas adecuadas a la hora de afrontar y prever situaciones de conflicto. Aunque las unidades de olor son útiles, no miden la molestia percibida. Esta es una limitación que pretende salvar este certificado.

El compromiso, la transparencia y la comunicación deben medirse, lo cual se puede lograr mediante una certificación que evalúe estos aspectos en las plantas. El objetivo de este documento es presentar una nueva metodología para calificar el Compromiso, la Transparencia y la Comunicación (E&T&C, por sus siglas en inglés de Engagement, Transparency and Communication) mediante un proceso de certificación para plantas de compostaje.

2. Metodología

La certificación E&T&C está diseñada para la dirección de la planta, como una herramienta sencilla para rendir cuentas del Compromiso, la Transparencia y la Comunicación. En este caso, la actuación puede ser llevada a cabo por la propia planta o por una persona externa designada para esa tarea.

Para obtener la puntuación final, existe un proceso de cuatro pasos para verificar la información facilitada en un formulario, en función de la complejidad de la información requerida. Los cuatro niveles de complejidad son:

1. **Información directa:** Respuestas simples, como sí o no, con evidencia mínima requerida.
2. **Carta de compromiso:** Necesaria cuando la información directa no es suficiente.
3. **Informe técnico:** Requiere un informe detallado, que puede ser de la planta o de un tercero.
4. **Comprobación in situ:** Auditorías independientes para verificar el rendimiento.

Por ejemplo, para un registro público de reclamaciones, se necesita solo información directa. Para un PGO publicado, se requiere un enlace o una carta de compromiso si aún no está disponible. Para evaluaciones de emisiones de olor, se pide un informe técnico. Algunas verificaciones requieren auditorías independientes en la planta.

La certificación utiliza 30 indicadores, 10 por cada capítulo (Compromiso, Transparencia y Comunicación), y sigue cinco principios: centrarse en resultados, implicar la participación continua, fortalecer programas de comunicación, ser específico para cada contexto y ser gradual.

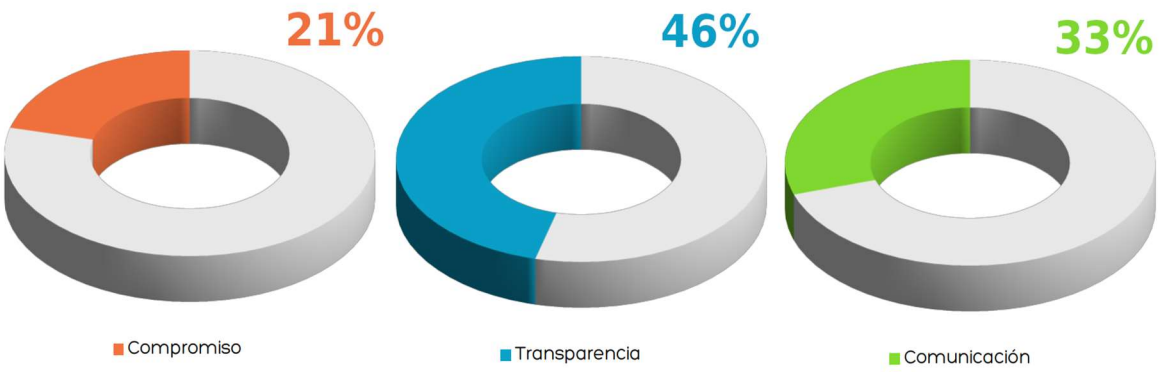


Figura 1. Ejemplo de puntuación E&T&C de rendimiento de una planta

La Certificación E&T&C final se presenta con un número y un color que puntúa el estado de la planta en tres áreas, evaluadas mediante treinta indicadores (10 para cada área). La puntuación final se muestra como un porcentaje del total. Además, todo el informe de evaluación es público y accesible, siempre que el indicador correspondiente esté marcado como «público» (Figura 1).

3. Discusión

Este proceso de certificación se basa en el balance y las lecciones aprendidas de distintos proyectos anteriores. Una lección clave, por ejemplo, es la importancia del contexto geográfico, la apropiación gubernamental y unos objetivos claros para la participación ciudadana.

La participación, la transparencia y la comunicación requieren distintos enfoques en función del objetivo final de cada tarea. No hay espacio en este documento ni es el objetivo describir la totalidad de los 30 indicadores. A modo de ejemplo, aquí se presentan tres ejemplos de indicadores:

- Compensación (Compromiso)
- Expectativas (Transparencia)

- Apreciación (Comunicación)

3.1. Compensación

La dirección de las plantas debe ser consciente de que el impacto por olor tiene un coste significativo para los ciudadanos, principalmente en dos aspectos: 1) Disminución del valor de las propiedades afectadas y 2) Impacto económico en la salud pública. El coste de controlar los olores puede ser mucho menor que el coste del impacto por olor (Díaz C., 2019).

Para mantener la confianza y fomentar la lealtad a largo plazo, los gestores podrían incentivar a las comunidades cercanas durante todo el proceso. Ofrecer ventajas y programas de compensación es una estrategia útil si se hace con cuidado. Es importante que estos incentivos lleguen a la mayor cantidad de ciudadanos posible. Por ejemplo, donar camisetas y material deportivo a clubes infantiles es más efectivo que realizar donaciones que beneficien a pocos, como comprar un sofá para el despacho del alcalde.

En casos extremos, podría ser necesario compensar directamente a los ciudadanos afectados durante la implementación del Plan de Reducción de Olor a Largo Plazo (PROLP). Un ejemplo es Waste Management, Inc., que paga 6000 dólares anuales a cada uno de los 640 residentes afectados por los olores del vertedero de Tullytown en EE.UU. (Rosengren C., 2017; Díaz C., 2016).

3.2. Expectativas

Tomar atajos o hacer promesas excesivas hará que la comunidad pierda la confianza en la planta. Los ciudadanos prefieren un plan realista a largo plazo en lugar de un programa engañoso a corto plazo. Es crucial ser honesto sobre las capacidades de la planta y asegurarse de cumplir, al menos, las expectativas a largo plazo. Esto establecerá confianza y evitará futuros conflictos.

Instalar métodos de reducción de olores inadecuados o mal dimensionados también generará desconfianza. Destinar recursos a soluciones de bajo coste, pero ineficaces llevará a que cualquier medida futura sea recibida con escepticismo. En cambio, los Planes de Reducción de Olores a Largo Plazo (PROLP) se aceptarán mejor si demuestran solucionar el problema y establecen un calendario claro.

3.3. Apreciación

Al igual que las amistades, las relaciones con las comunidades vecinas requieren tiempo y se basan en la confianza y el respeto. Tratar a los ciudadanos con aprecio es clave para una estrategia de comunicación exitosa. Esto establece una base sólida de confianza que promueve la lealtad y el enfoque en el PROLP. Una mala interacción puede afectar negativamente las acciones futuras de una planta durante mucho tiempo. La apreciación diaria implica estar disponible en todos los canales, escuchar y aceptar críticas, demostrando preocupación y valoración por las comunidades.

3.4. Puntuación final

Tras evaluar cada uno de los 30 indicadores (10 por cada parte), se calcula la Certificación E&T&C final. La puntuación final consiste en un porcentaje y un color que representa el compromiso (naranja), la transparencia (azul) y la comunicación (verde). La puntuación total de la Certificación E&T&C se muestra como un porcentaje del total (Figura 2).

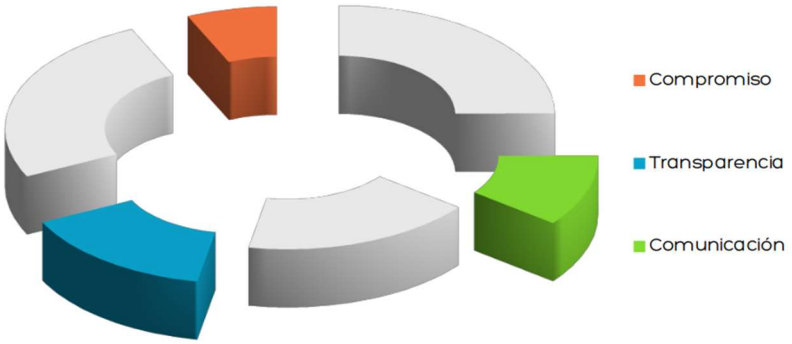


Figura 2. *Ejemplo de puntuación E&T&C para una planta.*

4. Conclusiones

Presentamos un enfoque innovador para evaluar el desempeño de las plantas de compostaje en relación con sus comunidades, con el objetivo de puntuar el Compromiso, la Transparencia y la Comunicación de una planta.

Para obtener la puntuación final, existe un proceso de cuatro pasos para verificar la información facilitada en el formulario, en función de la complejidad de la información requerida, basado en enlaces directos, cartas de garantía, informes técnicos y comprobaciones in situ.

Esta Certificación E&T&C final tiene un número y un color que puntúa el estado de la planta en cada uno de los tres temas teniendo en cuenta 30 indicadores diferentes. En este documento se presentan y analizan cuatro ejemplos de indicadores.

Otro punto importante de esta certificación es que todo el informe de evaluación es público y está a disposición de todo el mundo, siempre que el indicador correspondiente esté marcado como «público».

Se está preparando un esquema completo de certificación E&T&C en el sitio web entnc.com y se espera que esté listo para la conferencia.

5. Bibliografía

Bokowa A., Diaz C., Koziel J.A., McGinley M., Barclay J., Schauberger G., Guillot J.-M., Sneath R., Capelli L., Zorich V., Izquierdo C., Bilsen I., Romain A.-C., del Carmen Cabeza M., Liu D., Both R., Van Belois H., Higuchi T., Wahe L. (2021). Summary and Overview of the Odour Regulations Worldwide. *Atmosphere*, 12, 206. https://doi.org/10.3390/atmos12020206

Diaz Carlos. Olores.org, 2019. The cost of the odour impact in Russellville, Arkansas, USA. <https://www.olores.org/en/content/685-the-cost-of-the-odour-impact-in-russellville-arkansas-usa> accessed 10.07.2022.

Diaz Carlos Olores.org 2016. A landfill in US reached a $2M settlement in a lawsuit about odours. <energy.gov/sites/prod/files/2016/09/f33/CHP-Steam%20Turbine.pdf> accessed 10.07.2022.

https://www.olores.org/en/news-recent/odour-regulations/528-a-landfill-in-us-reached-a-2m-settlement-in-a-lawsuit-about-odors

Miedema, H.M.E., Walpot, J.I., Vos, H., Steunenberg, C.F., 2000. Exposure-annoyance relationships for odour from industrial sources. Atmos. Environ. 34, 2927e2936.

Rosengren Cole. 2017. Wastedive. Pennsylvania borough struggles with post-landfill life as host fees begin to dry up. <https://www.wastedive.com/news/pennsylvania-borough-struggles-with-post-landfill-life-as-host-fees-begin-t/448539/> accessed 10.07.2022.

Sucker et al. Adverse effects of environmental odours: Reviewing studies on annoyance responses and symptom reporting. Water. Sci. Technol, (2001)

PROLOR, UN SOFTWARE DE PRONÓSTICO DE OLOR SENCILLO PARA CUMPLIR CON LA MTD 37

Diaz Jiménez Carlos[1], Izquierdo Zamora Cyntia[1], Antón García Ainhoa[1], Bianconi Roberto[2], Bellasio Roberto[2]

Ambiente et Odora. C/Uribitarte 6, planta baja. 48001, Bilbao, Bizkaia (carlosdiaz@ambienteetodora.com)
Enviroware. Via Dante Alighieri 142. 20863 Concorezzo (MB), Italy

Resumen: La Mejor Técnica Disponible (MTD) 37 del BREF de tratamiento de residuos sugiere dos métodos para controlar el impacto por olor en plantas de compostaje, incluyendo la recomendación "Tener en cuenta las condiciones y previsiones meteorológicas cuando se lleven a cabo actividades de procesos importantes al aire libre. Por ejemplo, evitar la formación o el volteo de trincheras o pilas, el cribado o la trituración en caso de condiciones meteorológicas adversas en términos de dispersión de las emisiones". Para ello, es útil contar con herramientas predictivas para anticipar concentraciones de olor en áreas sensibles y emitir alertas para evitar episodios de olor y quejas. Existen herramientas de pronóstico del impacto por olor, pero suelen ser complejas y costosas. El sistema PrOlor destaca por su simplicidad, enviando un correo electrónico diario con previsiones de superación de umbrales de olor. Este sistema utiliza modelos como GFS, WRF (Weather Research and Forecasting), CALMET y CALPUFF, ejecutados diariamente en la nube. Por último, otro de los objetivos del presente trabajo es comparar los datos pronosticados con registros reales de olor y para esta planta de compostaje.

Palabras clave: CALPUFF, pronóstico de olor, quejas, superación umbral de olor, dispersión atmosférica.

1. Introducción

Es fundamental disponer de herramientas fiables para prever las concentraciones de olores ambientales cerca de las plantas que emiten olores. Estas herramientas deben emitir alertas cuando sea probable que se superen los umbrales de olor. Al actuar sobre estas alertas, las plantas pueden reducir potencialmente las emisiones durante las horas críticas, evitando episodios de olores y minimizando las quejas. Los propietarios y gestores de las plantas pueden abordar de forma proactiva los problemas relacionados con los olores, fomentando la buena voluntad de la comunidad y garantizando unos procesos de producción eficientes.

El sistema PrOlor ofrece una solución sencilla. Los usuarios reciben hasta cuatro correos electrónicos diarios en los que se destacan las horas futuras en las que pueden superarse determinados umbrales de olor. PrOlor emplea una cadena de modelos automatizada -que integra modelos avanzados GFS, WRF (Weather Research and Forecasting), CALMET y CALPUFF- que funciona a la perfección en un servidor en la nube sin necesidad de software instalado por el usuario ni acceso al sitio web.

PrOlor se ejecuta automáticamente en una infraestructura comercial en la nube, lo que garantiza el tiempo de actividad del servicio. Puede simular escenarios complejos mediante la configuración de recursos computacionales. Además, el sencillo script de instalación de PrOlor facilita un rápido despliegue global.

En este trabajo presentamos un caso de estudio de una planta de compostaje con un historial de quejas por olor. Demostramos la eficacia de capturar una instantánea completa de las condiciones imperantes aprovechando el sistema PrOlor junto con una metodología de ciencia ciudadana conforme a la norma UNE 77270 y la incorporación de un sensor de odorantes.

2. Componentes del modelo PrOlor

La cadena de modelización incorporada en PrOlor se basa en WRF (https://www.mmm.ucar.edu/models/wrf) y CALWRF, CALMET y CALPUFF del sistema de modelización CALPUFF versión 7 (https://www.src.com).

2.1 WRF

WRF (Skamarock et al., 2008), el modelo meteorológico de pronóstico incorporado en PrOlor, es el modelo de pronóstico más utilizado por la comunidad de modelización meteorológica y proporciona parametrizaciones de la atmósfera basadas en el estado de la ciencia.

En PrOlor, el WRF (núcleo ARW) se ejecuta con 45 niveles verticales, hasta 50 mbars, con tres dominios anidados unidireccionales, con una resolución de malla creciente de 27 km, 9 km y 3 km, respectivamente. El dominio más interno del WRF se extiende unos 200 km tanto en longitud como en latitud y las dimensiones de los dominios internos son un tercio de las de su dominio principal. Puede activarse un cuarto dominio interno adicional con una resolución de 1 km para simulaciones en zonas con una orografía especialmente compleja.

2.2 CALWRF

CALWRF es un preprocesador meteorológico del sistema de modelización 7 CALPUFF. Toma como entrada la salida del modelo meteorológico WRF y la convierte en -matrices de cuatro dimensiones -que se dan como entrada a CALMET.

2.3 CALMET

CALMET (Scire et al., 2000a) es un modelo meteorológico de diagnóstico que reconstruye los campos tridimensionales de viento y temperatura y los campos bidimensionales de variables micrometeorológicas a partir de mediciones meteorológicas, datos orográficos y de uso del suelo.

CALMET también puede utilizar la salida de WRF. Cuando se ejecuta una previsión, esta entrada se convierte en esencial y es la única información requerida y disponible.

2.4 CALPUFF

CALPUFF (Scire et al., 2000b) es un modelo de dispersión lagrangiano tipo puff avanzado multiespecífico de estado no estacionario que simula los efectos de las condiciones meteorológicas variables en el tiempo y el espacio sobre el transporte, la transformación y la eliminación de contaminantes.

3. PrOlor datos geofísicos y meteorológicos de entrada

PrOlor necesita datos dinámicos (meteorológicos) y estáticos (terreno y ocupación del suelo). Todos los conjuntos de datos utilizados por PrOlor están disponibles gratuitamente.

3.1 Datos meteorológicos

PrOlor utiliza el Centro Nacional de Predicción Medioambiental (NCEP) Global Forecast System (GFS), un modelo de previsión meteorológica desarrollado por el NCEP de Estados Unidos.

El GFS proporciona previsiones globales de hasta 384 horas antes, con actualizaciones cuatro veces al día, siendo la resolución de la malla es de 0,25° por 0,25°.

Las ejecuciones del GFS se producen a horas sinópticas (0, 6, 12, 18 UTC), y los datos pueden descargarse libremente (https://www.nco.ncep.noaa.gov/pmb/products/gfs/).

Estos datos del GFS sirven como condiciones iniciales y de contorno para ejecutar el modelo de Investigación y Predicción Meteorológica (WRF) en dominios específicos, mejorando la resolución espacial y temporal.

3.2 Elevación del terreno

Para el WRF, PrOlor utiliza el GMTED2010 (Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010), un conjunto de datos global de modelos digitales de elevación (DEM) que proporciona información sobre la elevación de la superficie terrestre, desarrollado por el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS). GMTED2010 puede descargarse gratuitamente (https://www.usgs.gov/coastal-changes-and-impacts/gmted2010).

Para CALMET, PrOlor utiliza los datos digitales de elevación SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), desarrollados originalmente por la NASA. Este conjunto de datos de elevación de alta resolución (30 metros en el ecuador) cubre grandes porciones del globo y puede descargarse de varios repositorios (por ejemplo, https://earthexplorer.usgs.gov/).

3.3 Datos sobre la ocupación del suelo

Tanto WRF como CALMET necesitan datos sobre la ocupación del suelo.

La cobertura del suelo del WRF se configura utilizando los productos MODIS (https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataprod/mod12.php).

Para CALMET, PrOlor utiliza los datos de cobertura terrestre de Copernicus Global Land Operations Vegetation and Energy (CGLOPS-1) con una resolución de 100 m (https://lcviewer.vito.be/download).

4. PrOlor setup

PrOlor requiere una configuración inicial para configurar sus dominios meteorológicos y de dispersión atmosférica. Esta configuración implica un script de configuración y la edición de archivos de plantilla para especificar fuentes y receptores.

Suponiendo que el modelo WRF ya está instalado en el servidor, junto con los datos geofísicos globales, el script de configuración se ejecuta al crear un nuevo dominio para la previsión del impacto de los olores.

El usuario proporciona las coordenadas del centro del dominio de dispersión y el script se ejecuta con los ajustes por defecto, que pueden anularse si es necesario (por ejemplo, ajustando la extensión del dominio de dispersión).

Una vez ejecutado, el script crea la estructura del sistema de archivos y los archivos de configuración/plantilla.

Preprocesadores dedicados preparan la entrada geofísica para el modelo CALMET de alta resolución dentro del dominio especificado.

Por último, el gestor del sistema edita los archivos de plantilla, introduciendo los parámetros de la fuente (geométricos y emisivos) y las coordenadas de los receptores sensibles. También se especifican los destinatarios de los correos electrónicos de notificación.

5. Sesiones de previsión

En el archivo crontab del servidor se especifican una o varias sesiones de previsión PrOlor, cada una de ellas definida mediante un script personalizado, para su ejecución automática a intervalos predefinidos.

Las sesiones de PrOlor suelen ejecutarse cada seis horas, lo que garantiza el uso de los datos de inicialización más recientes. Por este motivo, PrOlor comienza cuatro horas después de que estén disponibles las previsiones del GFS.

La sesión PrOlor comienza descargando las previsiones GFS, luego se ejecuta la cadena de modelización meteorológica (WRF/CALWRF/CALMET) primero y la cadena de modelización de la dispersión (CALPUFF/postproceso) después.

Por último, PrOlor envía un correo electrónico a los destinatarios seleccionados, en función de los resultados, para comunicar el cumplimiento del nivel de preocupación en los receptores o para emitir una alerta si se supera el nivel de preocupación.

6. Una aplicación para una planta de compostaje

Presentamos un caso práctico de una planta de compostaje de nueva construcción con un historial de quejas por olores. Durante un período de tiempo de un año, vecinos y vecinas de la misma población donde se ubica la planta, a más de 2 km del casco urbano, se realizó la recogida de registros de olor, siguiendo la metodología de ciencia ciudadana de acuerdo con la norma UNE 77270, además de la monitorización en continuo de un sensor de odorantes (amoniaco).

Utilizando los datos de los registros vecinales a través de una aplicación móvil, que registra con exactitud en lugar y la hora de las observaciones de olor, se compararán con los datos de pronóstico del sistema PrOlor durante casi 6 meses (04/08/2023-15/01/2024). Durante ese período se recibieron 465 registros de olor de la ciudadanía participante en el proyecto, siendo la gran mayoría del período de verano. Para ello, se realizarán diferentes análisis (Díaz et al. 2015) para buscar coincidencias estadísticamente significativas entre las diferentes variables (concentración de olor pronosticada, hora y lugar de registros, intensidad de estos, velocidad y dirección de viento, y datos de la monitorización en continuo de sensores).

Este análisis aún no se ha realizado, ya que el proyecto aún sigue en marcha, pero se espera que los datos estén disponibles para la presentación en el congreso.

7. Conclusiones

El complejo sistema PrOlor que emplea una cadena de modelos automatizada, que integra modelos avanzados GFS, WRF, CALMET y CALPUFF, se resume en una aparente sencillez para el usuario final (gestores de actividades), facilitado así la toma de decisiones cuando se lleven a cabo actividades de procesos que puedan generar molestias por olor a receptores sensibles cercanos.

Además, se ha aprovechado para presentar el sistema en un caso de estudio real en una planta de compostaje en la que además se estaban registrando datos de quejas ciudadanas de olor y se monitorizaba en continuo ciertos odorantes para comprobar y analizar los resultados

8. Bibliografía

AENOR. UNE 77270:2023 - Construcción de mapas de olor colaborativos mediante ciencia ciudadana. CTN 77/SC 2/GT 1.

Díaz C.N., Izquierdo C., Cartelle D., Vellón J.M., Rodríguez A., 2015, PrOlor, Pronostica el Olor Dos Días Antes. Caso de Estudio en una Planta de Procesado de SANDACH. III Conferencia Internacional sobre Gestión de Olores en el Medio Ambiente, Bilbao. Olores.org

Scire J.S., Robe F.R., Fernau M.E. y Yamartino R.J.: 2000a, A user's guide for the CALMET meteorological model (Version 5.0).

Scire, J.S., D.G. Strimaitis y R.J. Yamartino, 2000b, A user's guide for the CALPUFF dispersion model (Version 5). Earth Tech. Inc., Concord, MA.

Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia J., Gill, D. O., Barker, D. M., Duda, M.G., Huang, X.-Y., Wang, W., y Powers, J. G, 2008, A Description of the Advanced Research WRF Version 3, Centro Nacional de Investigación Atmosférica, Boulder, Colorado.

PRIMERA NORMA UNE 77270: CONSTRUCCIÓN DE MAPAS DE OLOR COLABORATIVOS MEDIANTE CIENCIA CIUDADANA

Cyntia Izquierdo[1], Carlos Diaz[1], Ainhoa Antón[1], Fernando Andrés[2], Jose Manuel Felisi[3], Isabel de Lucas[4]

1. Ambiente et Odora, Bilbao, España. cyntiaizquierdo@ambienteetodora.com
2. Global Omnium Medioambiente, Valencia, España.
3. Asociación Mesura, Alicante, España.
4. Eurecat - Centro Tecnológico de Catalunya, Tarragona, España.

Resumen: Existen diversas metodologías para evaluar el impacto por olor, como la olfatometría dinámica y las inspecciones de campo, pero ninguna puede relacionar este impacto con la molestia causada. Tradicionalmente, la molestia se evaluaba mediante psicometría, un campo de estudio de la medición psicológica. Hoy en día, se usan herramientas psicométricas avanzadas con aplicaciones móviles para registrar observaciones de olor. La Asociación Medioambiental Internacional de Gestores del Olor (AMIGO) y otros expertos han desarrollado la primera norma (UNE 77270) sobre mapeado de molestias por olores con psicometría avanzada, publicada en septiembre de 2023. Aunque hay muchos proyectos de mapeo de molestias de olor, no existía una metodología unificada para evaluar estas molestias hasta ahora.

Palabras clave: Contaminación por olores, ciencia ciudadana, registros de olor, mapeo de molestias

1. Introducción

Aunque existen metodologías como la olfatometría dinámica y las inspecciones de campo para evaluar el impacto de los olores, estas no involucran directamente a la ciudadanía. Proyectos como DNOSES han utilizado el mapeo de molestias por olores con éxito (Arias et al. 2018; Capelli et al. 2020), apoyados por directivas europeas que promueven la participación pública en asuntos ambientales. Tras años de trabajo, en septiembre del 2023, se publicó la Norma UNE 77270, desarrollada con la ayuda de 22 voluntarios, que establece un método para construir mapas colaborativos de olores mediante la ciencia ciudadana. Esta norma busca evaluar las molestias por olores a través de la participación activa de los ciudadanos. El objetivo del presente trabajo es exponer algunos puntos clave de esta norma.

2. Metodología de la norma

2.1 Participación y transparencia

2.1.1. Grupo de Acción

En el Grupo de Acción (GA), donde al menos dos de estas partes deben participar en el proyecto, los grupos de interés son:

1. Residentes en la zona de estudio que denuncian olores.
2. Representantes de las actividades generadoras de olores.
3. Los representantes de las entidades públicas.
4. Expertos en olores, ciencia ciudadana o familiarizados con esta norma, que guíen el análisis de datos y la plausibilidad.

El GA es un equipo interdisciplinar encargado de alcanzar los objetivos de esta norma, fomentando un entorno que favorezca la participación de todas las partes, determinando las estrategias para implicar al mayor número de ciudadanos. Debe definir los objetivos y acciones del proyecto, garantizando la accesibilidad de la información a los/as participantes.

El papel de las partes interesadas en el GA implica varias responsabilidades clave:

- Establecer un acuerdo de colaboración, la definición de funciones y la comunicación y planificación de planes de acción.
- Cumplir los compromisos establecidos en el acuerdo de colaboración.
- Garantizar que todo el proceso sea abierto, libre y accesible a todos los ciudadanos.
- Contribuir a las propuestas de acciones futuras para minimizar el impacto de los olores.

La coordinación del proyecto corre a cargo de un experto en olores o en ciencia ciudadana, que también puede encargarse de la dirección. Además, para fomentar una alta participación, el GA debe promover la implicación ciudadana con estrategias adaptadas a cada situación, definiendo enfoques para motivar y fomentar la participación basados en estudios de casos individuales. Mantener informada a la ciudadanía es crucial para mantener la motivación y el compromiso durante el periodo de estudio.

2.1.2. Plan de comunicación y plan de acción

El plan de comunicación pretende establecer una hoja de ruta para la comunicación interna y externa dentro del GA. Debe ser elaborado en colaboración y aprobado por todas las partes interesadas. Internamente, el plan facilita la transferencia de información entre los miembros del GA, con una frecuencia adaptada al periodo de estudio y a las necesidades del proyecto. Externamente, el plan garantiza la transparencia del proyecto y su accesibilidad al público. La frecuencia de la comunicación depende de los niveles de participación, usando diversos canales y estrategias para llegar a toda la ciudadanía y defender el derecho a la participación.

El plan de acción tiene por objeto proponer acciones realistas y viables para mitigar el impacto de los olores. Estas acciones, fruto del esfuerzo colectivo, pueden incluir diversas medidas como la aplicación de las mejores prácticas, el funcionamiento durante las horas de menor actividad o la reducción de la producción durante los episodios de olor.

2.2 Metodología

En primer lugar, se debe delimitar una zona de estudio, definida en torno a las APGEMO identificadas o sobre una zona afectada por un historial de quejas existente, que se extienda hacia las direcciones predominantes del viento, haciendo uso de una estación meteorológica cercana representativa o un modelo meteorológico que cumpla los requisitos definidos.

El tiempo mínimo de un proyecto será de tres meses. No obstante, sería aconsejable obtener datos durante doce meses para completar la variabilidad meteorológica anual.

2.2.1. Creación y formación del panel de ciudadanía participante

El panel de participación está abierto a cualquier persona que desee participar y pueda percibir olores. El tamaño mínimo del panel que participa en un proyecto depende de las características demográficas y será mayor cuando más APGEMO haya. No obstante, el coordinador podrá decidir el tamaño del panel en función de otras variables del proyecto.

Las sesiones informativas y de formación están diseñadas para orientar a los ciudadanos participantes sobre el manejo de las percepciones de olor, la identificación de los tipos de olor y la cumplimentación de los formularios de registro. Las sesiones prácticas in situ ayudan a reconocer los olores y fomentan la participación.

2.2.2. Formulario de registro de olores

Debe haber varias herramientas disponibles y accesibles a cualquier nivel de población para notificar un olor (formato manual en las 24 horas siguientes a la observación, formulario digital o informatizado). Los datos mínimos que debe contener un formulario de registro de olores son:

- Datos del participante que realiza el registro: nombre, apellidos y correo electrónico.

- Datos de los registros de olor: fecha, hora, lugar, carácter del olor, tono hedónico e intensidad de cada registro.

2.2.3. Informe de comunicación al grupo de acción y a la ciudadanía participante

Los resultados de los registros y episodios de olor deben comunicarse al Grupo de Acción y a la ciudadanía participante para que el contenido y la evolución del proyecto sean totalmente transparentes. El informe debe contener cierta información: número de personas participantes, los días y número en los que se han realizado registros sobre en un mapa de olor, etc.

2.2.4. Análisis de datos

El análisis de los datos consistirá en agruparlos combinándolos con todo tipo de información (meteorológica, información APGEMO, ...). Se utilizarán dos tipos de enfoques analíticos:

- Registros de olor: Se realiza un análisis general de todos los registros, teniendo en cuenta la velocidad y dirección de viento y los datos recogidos por los ciudadanos
- Episodios de olor (EO). Se analizan relacionándolo meteorológicamente y estableciendo un número mínimo de registros que caractericen un mismo episodio.

Se debe caracterizar cuál es el número mínimo de registros de olor para determinar un episodio, utilizando datos de tres meses. Para comparar los episodios de olor entre sí, se establece la intensidad de cada episodio de olor (en %). Por último, se calcula el Grado de Molestia (GM) de cada episodio para cuantificar la molestia causada y su impacto en el entorno, proporcionando datos objetivos para comparar los episodios a lo largo del proyecto.

2.3 Verificación de plausibilidad

Los registros o episodios de olor deben someterse a comprobaciones de plausibilidad. Estas comprobaciones implican el uso de herramientas externas y objetivas para garantizar su fiabilidad en todos los estudios. El objetivo es buscar el origen entre las actividades conocidas en la zona de estudio sin descartar ni considerar erróneo ningún registro.

2.3.1. Plausibilidad a través de episodios de olor

Mediante el análisis de los registros de olor repetidos en la misma zona durante el tiempo del episodio. Se plantean diferentes escenarios en función del número de actividades conocidas, de las direcciones del viento y de la posibilidad de fuentes de olor desconocidas.

2.3.2. Plausibilidad mediante datos meteorológicos

Se puede realizar una comprobación de los datos meteorológicos para determinar el origen del viento durante el registro o episodio de olor utilizando una o varias de las técnicas descritas:

a) La meteorología puede utilizarse para comprobar la plausibilidad de los registros o episodios de olor en casos sencillos para determinar el origen del viento, utilizando la metodología descrita en la norma alemana VDI 3883-Parte 4: 2017.

b) También se establecen los criterios mínimos que deben cumplirse para seleccionar una estación meteorológica como instrumento de plausibilidad, tales como:

- Garantizar que la verificación periódica y el mantenimiento se ajustan a los criterios y recomendaciones técnicas de la Organización Meteorológica Mundial (OMM).
- Considerar la representatividad de los datos, en función de la topografía, de las estaciones meteorológicas y en relación con la ubicación de los APGEMO.
- Uso de un anemómetro adecuado (conocido el nivel de detección)

c) También se establecen los criterios mínimos que deben cumplirse para utilizar un modelo meteorológico como instrumento de plausibilidad de registros o episodios de olor, tales como:

- Tener en cuenta la topografía de la zona, al configurar el sistema de modelización.
- Calibrar el modelo en base a criterios/recomendaciones de agencias meteorológicas.
- Comparar anualmente el modelo con al menos una estación meteorológica.
- Los resultados de la calibración anual deben demostrar la precisión, la desvío y la correlación entre los datos observados y los del modelo.

2.3.3. Plausibilidad mediante modelos de transporte

Mediante el uso de algoritmos matemáticos de transporte, como la retrotrayectoria, que permiten evaluar con mayor precisión el origen de un olor. Estas técnicas pueden mejorar el análisis de plausibilidad, teniendo en cuenta que cada registro de olor dentro de un episodio debe ser analizado individualmente. Los criterios mínimos para el uso de esta herramienta son: (i) El modelo elegido debe permitir la entrada y salida de datos tridimensionales espaciales y temporales, con una resolución horaria como mínimo; (ii) Analizar la topografía de la zona de estudio para configurar el sistema de modelización; (iii) Que los datos meteorológicos utilizados cumplen los criterios mínimos anteriormente.

2.3.4. Plausibilidad mediante modelos de dispersión

El uso de técnicas de modelización de dispersión de contaminantes y olores ofrece estimaciones de concentración en las actividades cercanas para el análisis cuantitativo del impacto potencial junto con el análisis de plausibilidad de los registros o episodios de olor. Para utilizar la modelización de la dispersión con este fin, deben cumplirse los siguientes criterios:

- Justificar la selección del modelo de dispersión en función de las características fisiográficas, la tipología del estudio y el número de fuentes de olor.
- Asegurarse de que el modelo de dispersión seleccionado permite una resolución espacial tridimensional y temporal horario.
- Analizar y tener en cuenta la topografía de la zona de estudio para configurar el sistema
- Que los datos meteorológicos cumplan los criterios mínimos anteriores.

3. Conclusiones

El presente documento expone la metodología de la nueva norma UNE 77270, detallando las partes más importantes de la norma, como son: a) la participación y la transparencia, donde se describen, los actores y el trabajo del grupo de acción; b) la metodología para el diseño del proyecto, la recogida de datos y el análisis; y c) el estudio de la plausibilidad a través de las diferentes herramientas analizadas como son la plausibilidad a través de episodios de olor, los datos meteorológicos, la modelización del transporte y la modelización de la dispersión.

4. Bibliografía

Arias, R.; Capelli L.; Diaz Jimenez C.; 2018. A New Methodology Based on Citizen Science to Improve Environmental Odour Management. Chemical Engineering Transactions, 2283 -9216. DOI: 10.3303/CET1868002

Capelli, L.; Arias, R.; Uribe-Echevarria, J.; Sironi, S., 2020. Overview of odour measurement methods: The odour observatory as an informative tool for citizen science based approaches to odour management. Detritus, 12, 169–175.

UNE-EN 13725 :2022. *Emisiones de fuentes estacionarias. Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica y tasa de emisión de olor*. Comité Europeo de Normalización (CEN), CTN 77/SC 2, Bruselas.

UNE-EN 16841-1, 2017. *Aire ambiente. Determinación de olor en aire ambiente utilizando inspección en campo. Parte 1: Método en rejilla.* Comité Europeo de Normalización (CEN), TC264 WG27, Bruselas.

UNE 77270:2023. Construcción de mapas de olor colaborativos mediante ciencia ciudadana, CTN 77/SC 2/GT 1 - Mapeo de molestias por olor, España.

VDI 3883 Part 4, 2017. Effects and assessment of odours - Processing odour complaint, German Engineering Association VDI/DIN Commission on Air Pollution Control (KRdL), Germany.

DEODORIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS CON INSECTOS: bioingeniería con larvas de mosca soldado negra

María Salinas[1]; Belén Ceular[2], María de los Ángeles Martín[1]

[1]Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química (Área de Ingeniería Química). Campus Universitario de Rabanales. Carretera N-IV, km 396, Edificio Marie Curie, 14071 Córdoba.
[2]SADECO (Saneamientos de Córdoba, S.A). Avenida de Medina Azahara, 4, 14005 Córdoba.
maria.salinas@uco.es

Resumen: El compostaje constituye uno de los métodos utilizados para la valorización de biorresiduos municipales, sin embargo, su implementación requiere de una adecuada planificación para disminuir el impacto oloroso sobre las zonas circundantes. El uso de insectos, concretamente las larvas de la mosca soldado negra (*Hermetia illucens*), ha demostrado ser una técnica eficiente para valorizar corrientes residuales con alto contenido en materia orgánica por su corto ciclo de vida y su capacidad de descomposición. En el presente trabajo se analiza el proceso de biotransformación larvaria de biorresiduos, analizando el efecto sobre la producción de olor y caracterizando el producto resultante (*frass*) comparativamente con el resultante del proceso tradicional de compostaje. Los resultados muestran una reducción de emisiones olorosas durante el proceso, disminuyendo la temperatura de la masa valorizable y acortando el periodo de tratamiento de la fase inicial de transformación frente a la fase termófila del proceso de compostaje. Como beneficio adicional, se ha detectado una reducción de la población de larvas de mosca común (*Musca domestica*), frecuentemente presentes en dichas instalaciones.

Palabras clave: emisiones odoríferas, olfatometría, insectos, *Hermetia illucens*, larva mosca soldado negra

1. Introducción

La emisión de olores durante el proceso de compostaje de biorresiduos constituye uno de los grandes desafíos para el desarrollo de esta actividad, sobre todo cuando se lleva a cabo con tecnología de pilas volteadas. El olor desagradable es consecuencia de gases: los denominados compuestos orgánicos volátiles (COV), que aportan mal olor incluso si su concentración es muy baja (Dhamodharan y col., 2019), y dos grandes indicadores de los compuestos responsables de los olores dominantes durante el compostaje aeróbico, el NH_3 y el H_2S, ambos corrosivos y tóxicos (Zhu y col., 2021). Actualmente no es posible la implantación de sistemas de control de olor utilizando tecnologías abiertas, y por ello, la búsqueda de técnicas de minimización de la emisión por rutas metabólicas alternativas supondría una mejora a este respecto. Las larvas de mosca soldado negra (*Hermetia illucens*) han demostrado reducir los niveles generados de compuestos olorosos en distintos tipos de estiércoles ganaderos hasta en un 87% (Beskin y col., 2018), contabilizándose por lo tanto una minimización de las emisiones de gases de efecto invernadero (Ermolaev y col., 2019; Pang y col., 2020). Es más, está descrito en bibliografía que la utilización de larvas de mosca soldado genera un cambio en las rutas metabólicas que conduce a modificación de los compuestos gaseosos de dicho metabolismo, generando un tono hedónico característico en función del sustrato (Michishita y col., 2023). Adicionalmente, las larvas de *H. illucens* incrementan la reducción en materia seca de los residuos (Newton, 2005), reducen los niveles de ciertos microorganismos patógenos (Erickson y col., 2004) y la ovoposición de mosca común (Sheppard, 1983). Todo ello generando un producto denominado *frass* más estabilizado que la fracción orgánica de los residuos metabolizada como sustrato.

Con el objetivo de establecer técnicas alternativas de menor impacto oloroso para la gestión de biorresiduos municipales, este estudio presenta la utilización de la bioingeniería de insectos como complemento al proceso tradicional de compostaje.

2. Material y Métodos

2.1 Material

En colaboración con la empresa municipal de recogida de residuos en la provincia de Córdoba (SADECO S.A.) y bajo el marco del proyecto TED2021-130668B-I00 titulado “”Control de emisiones odoríferas en plantas de gestión de residuos sólidos urbanos basado en IoT (INTELL-DEOWASTE)” se ha llevado a cabo un ensayo para la valorización de la fracción rechazo de trómel, del flujo de orgánica; rechazo recopilado tras la selección balística y que se destina a vertedero, denominado en este estudio Fracción Orgánica del Rechazo de Residuos Sólidos Urbanos (FORRSU).

2.2 Ensayo larvario

Las bandejas de experimentación (34 x 23 cm) para la cría de larvas en el biorresiduo proporcionado (FORRSU) se mantuvieron en una instalación bajo condiciones abióticas (condiciones físicas del ambiente) controladas (25,5 ± 0,42 ºC; 48,99 ± 4,05 % HR y 539 ± 92 ppm CO_2). El diseño experimental incluye tres réplicas y un control, donde únicamente se añade el biorresiduo (2 kg FORRSU) sin adición de inóculo larvario. La caracterización físico-química del FORRSU se ha realizado conforme a métodos estandarizados (*US Department of Agriculture and the US Composting Council,* 2002). Los rendimientos del proceso se han determinado mediante cuantificación de la masa remanente y masa larvaria generada.

2.3 Cuantificación de emisiones olorosas

Para el estudio del impacto oloroso de la técnica propuesta se ha utilizado una campana de muestreo y un colector de muestras de gas en bolsas de Nalophan (modelo CSD30). De manera inmediata a la toma de muestras se procede a la cuantificación de la concentración de olor aplicando la técnica estándarizada denominada Olfatometría Dinámica (EN-13725).

3. Resultados y discusión

3.1 Desarrollo larvario

Debido a su naturaleza saprófaga, las larvas de mosca soldado negra se desarrollan favorablemente en materia orgánica en descomposición, por lo que los biorresiduos constituyen un buen sustrato para su desarrollo. En las condiciones en las que se ha llevado a cabo el ensayo experimental, la duración de esta fase larvaria ha sido de 15 días (cuando aproximadamente el 50% de las larvas se ha transformado a prepupa). Como productos resultantes del proceso se obtiene biomasa larvaria y el denominado *frass* (mezcla de excrementos y sustrato alimentario no degradado).

3.2 Caracterización del frass de insecto vs biorresiduo sin lavas

El *frass* de insecto se ha utilizado con éxito como enmienda de suelos, para su acondicionamiento y mejora, no obstante, la calidad del mismo y su grado de madurez dependen de diversos factores. La caracterización físico-química del *frass* (Figura 1) muestra un proceso de degradación de la materia orgánica presente en el sustrato facilitado, tanto en el ensayo larvario como en el control. El pH se eleva, alcalinizándose la masa en tan solo 15 días de experimentación, con la pérdida de carbono orgánico soluble total (COT) más acentuada en

presencia de las larvas de insecto. El contenido medio de nitrógeno total (N-NTK) decrece en menor grado en el ensayo larvario que en la FORRSU control, aunque dentro de un grupo de datos con elevada desviación. La concentración remanente de $N\text{-}NH_4^+$ se incrementa en la FORRSU control mientras que decrece en la FORRSU con tratamiento larvario. En el sistema experimental no ha sido necesaria la retirada de lixiviados, pues las condiciones abióticas favorecen la pérdida de humedad por evaporación. El contenido de los metales Ni, Cr, Pb y Zn se concentra en el frass, como también lo hace en el control.

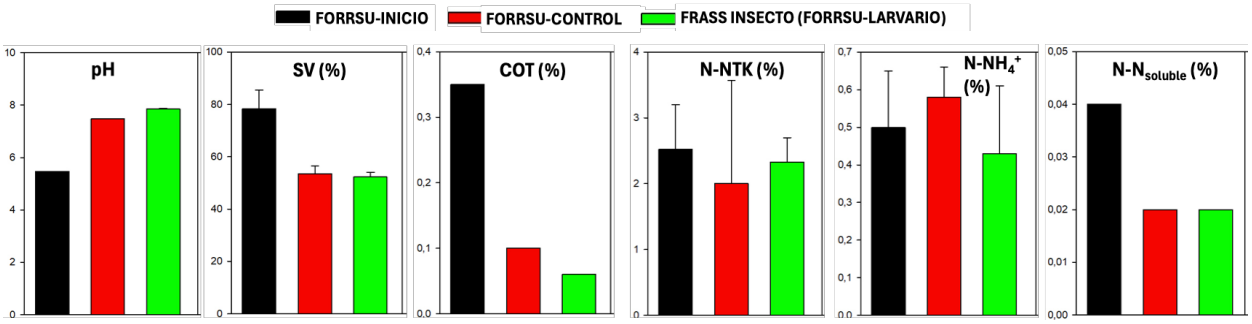


Figura 1. Caracterización físico-química de la FORRSU-INICIO, FORRSU-CONTROL (control) y *frass* de insecto (FORRSU-LARVARIO).

3.3 Valor agronómico del frass de insecto

El análisis de las propiedades físico-químicas del *frass* de insecto, en relación a las obtenidas en el compost resultante del proceso de compostaje tradicional de la fracción orgánica en el complejo medioambiental de SADECO, revela un claro descenso del porcentaje de COT del *frass* con respecto al compost, así como menor porcentaje de nitrógeno y sólidos volátiles (Figura 2). Esto indica la degradación de la materia más lábil en la FORRSU.
En cuanto a metales pesados, el *frass* presenta un mayor contenido en relación al compost, a excepción del Pb y Cd (Figura 2b). Además de la mayor eliminación de SV, la generación del *frass* sin lixiviación provoca dicho efecto. Pb y Cd se adhieren a la materia orgánica provocando este incremento en el compost.

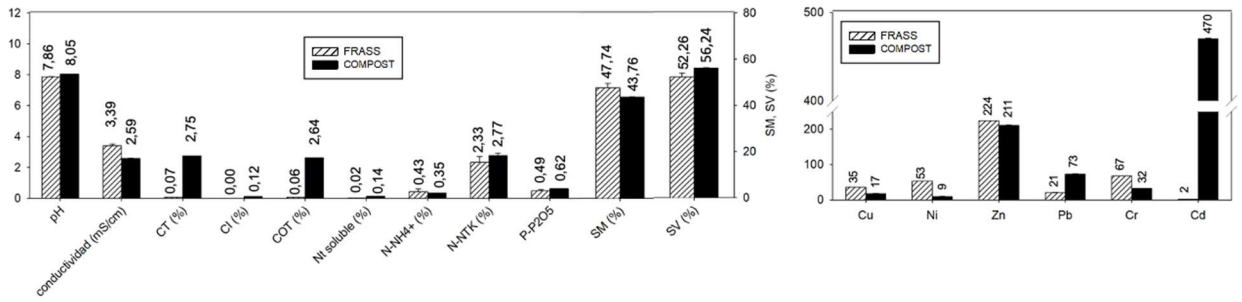


Figura 2. Caracterización físico-química comparativa del *frass* de insecto y compost tradicional de la FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos). Metales pesados expresados en mg/kg.

3.3 Emisiones olorosas

El estudio de la generación de gases del proceso mediante olfatometría muestra una evolución variable de la FORRSU a lo largo del tiempo, con una emisión de olor superior a la detectada en el tratamiento larvario (Figura 3a). La adición de larvas no sólo disminuye la producción de gases de olor desagradable, sino que los mantiene dentro de unos niveles más estables a lo largo del proceso de tratamiento. Una de las razones es la necesidad de mantener la temperatura en niveles más o menos homogéneos para el desarrollo larvario. El proceso tradicional de compostaje sufre variaciones al alcanzar la fase termófila, con la emisión de

mayores concentraciones de compuestos volátiles. Incluso, al final del ensayo de tan solo 15 días, la concentración de olor detectado en el *frass* ha sido inferior al detectado en la FORRSU control sin tratamiento larvario (Figura 3b).

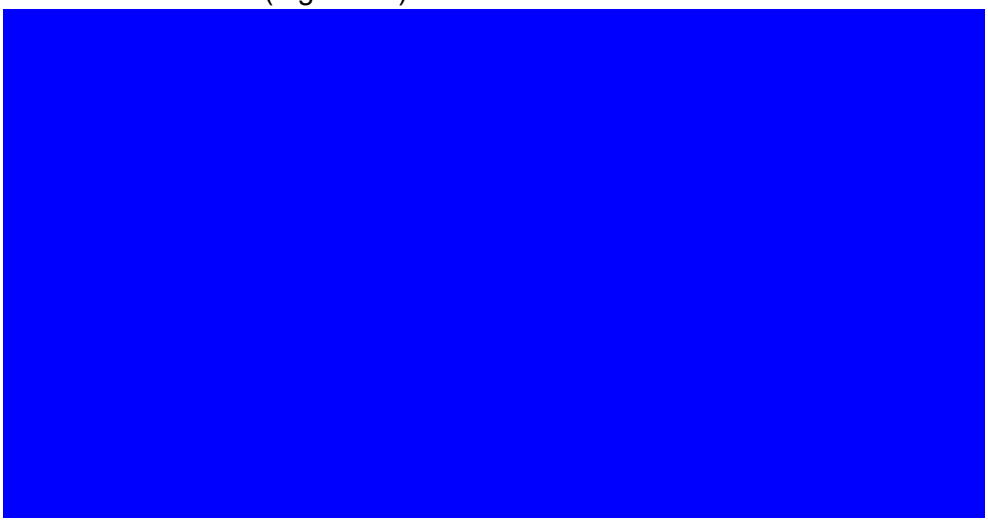


Figura 3. Evolución de emisiones olorosas a lo largo del ensayo (a) y comparativa de producción de olor de la FORRSU al inicio y fin de ensayo, en relación al tratamiento de la FORRSU con larvas (b).

4. Conclusiones

El uso de larvas de mosca soldado negra puede considerarse una técnica efectiva para la disminución de emisiones olorosas en el tratamiento de biorresiduos. La calidad del producto final se encuentra en línea con la obtenida en un proceso de compostaje de mayor duración. Adicionalmente, la presencia de larvas de *H. illucens* ha inhibido la ovoposición y desarrollo larvario de la mosca común (acceso accidental) lo que contribuye al control de esta especie plaga y vector de patógenos.

5. Bibliografía

Beskin K.V., Holcomb C.D., Cammack J.A., Crippen T.L., Knap A.H., Sweet S.T. y Tomberlin J.K., 2018. Larval digestion of different manure types by the black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) impacts associated volatile emissions. *Waste Management*, *74*, 213-220.

Dhamodharan K., Varma V.S., Veluchamy C., Pugazhendhi A. y Rajendran K., 2019. Emission of volatile organic compounds from composting: A review on assessment, treatment and perspectives. *Science of The Total Environment*, *695*, 133725.

Erickson M.C., Islam M., Sheppard C., Liao J. y Doyle M.P., 2004. Reduction of Escherichia coli O157:H7 and Salmonella enterica Serovar Enteritidis in Chicken Manure by Larvae of the Black Soldier Fly. *Journal of Food Protection*, *67*(4), 685-690.

Ermolaev E., Lalander C. y Vinnerås B., 2019. Greenhouse gas emissions from small-scale fly larvae composting with Hermetia illucens. *Waste Management*, *96*, 65-74.

Michishita R., Shimoda M., Furukawa S. y Uehara T., 2023. Inoculation with black soldier fly larvae alters the microbiome and volatile organic compound profile of decomposing food waste. *Scientific Reports*, *13*(1), 4297.

Newton y col. (2005). The black soldier fly, Hermetia illucens, as a manure management/resource recovery tool. In *Symposium on the state of the science of Animal Manure and Waste Management* (Vol. 1, p. 57).

Sheppard C., 1983. House Fly and Lesser Fly Control Utilizing the Black Soldier Fly in Manure Management Systems for Caged Laying Hens, *Environmental Entomology*, 12 (5), 1439–1442.

Pang W., Hou D., Chen J., Nowar E.E., Li Z., Hu R., Tomberlin J.K., Yu Z., Li Q. y Wang S., 2020. Reducing greenhouse gas emissions and enhancing carbon and nitrogen conversion in food wastes by the black soldier fly. *Journal of Environmental Management*, *260*, 110066.

Zhu, P., Shen, Y., Pan, X., Dong, B., Zhou, J., Zhang, W., & Li, X. (2021). Reducing odor emissions from feces aerobic composting: Additives. *RSC Advances*, *11*(26), 15977-15988.

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN PROCESOS DE CO-COMPOSTAJE DE ALPERUJO

Francisco J. Ruiz-Castilla[1], María del Carmen Gutierrez[1], José Ángel Siles[1], Arturo F. Chica[1], María de los Ángeles Martín[1].

[1]Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Campus Universitario de Rabanales, Carretera N-IV, Km 396, Edificio Marie Curie, Córdoba, España.

Resumen: El aumento demográfico y la actividad agrícola han impulsado el compostaje como método para valorizar residuos orgánicos. Entre éstos, el alperujo, subproducto de la producción de aceite de oliva, ha experimentado un notable incremento debido a la expansión de la olivicultura. Aunque en España la generación de energía eléctrica a partir de la combustión del alperujo seco es común, la capacidad de tratamiento actual no es suficiente para gestionar el volumen generado. Dado su carácter fitotóxico, no se recomienda su aplicación directa en agricultura, lo que hace que el compostaje sea una alternativa de valorización atractiva. Sin embargo, este proceso genera emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que impactan negativamente en el medio ambiente y la salud. En el marco del proyecto GOPO-CO-23-0006, se realizó un estudio sobre el co-compostaje de alperujo con residuos animales, lodo del tratamiento de aguas residuales (EDAR) y residuos orgánicos municipales (FORSU) en diferentes estaciones del año. La caracterización físico-química permitió monitorear el proceso y la calidad del compost. Se tomaron muestras gaseosas con un muestreador (CSD30, de Olfasense GmbH) y se analizaron con un analizador de gas portátil (Picarro G2508) para determinar CH_4, CO_2, N_2O, NH_3 y vapor de agua, y con un cromatógrafo de gases-espectrómetro de masas (GC-MS) para la composición química. Se encontró que las emisiones de GEI fueron influenciadas por la composición de los sustratos y la temporada del año, así como por la temperatura y el grado de hidrólisis del alperujo.

Palabras clave: Alperujo, Compost, Emisiones, GEI, Impacto ambiental.

1. Introducción

El alperujo, un subproducto de la producción de aceite de oliva, representa un desafío para la gestión de residuos en las regiones productoras de aceite. Este residuo no debe ser utilizado directamente en el suelo dado su carácter fitotóxico. En este sentido, el co-compostaje con otros residuos orgánicos destaca como una alternativa prometedora para la revalorización del alperujo y otros residuos simultáneamente. Sin embargo, es crucial considerar el impacto ambiental asociado con este proceso, especialmente en términos de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Estos gases pueden ser liberados durante el compostaje y contribuir al cambio climático si no se gestionan adecuadamente. Aunque el CO_2 tiene un origen biogénico y su contribución al calentamiento global no se considera, tanto el CH_4, N_2O y el NH_3 pueden ser emitidos en cantidades significativas durante el proceso de compostaje dependiendo de las materias primas, condiciones de operación y tecnología utilizada.

Por lo tanto, cuantificar y evaluar las emisiones de GEI durante el co-compostaje del alperujo, en función de las variables del proceso, es fundamental para evaluar la sostenibilidad ambiental de esta práctica y desarrollar estrategias efectivas de mitigación. Este estudio se enfoca en cuantificar las emisiones de GEI asociadas con el co-compostaje del alperujo con diversos residuos que complementen su balance en nutrientes y examinar cómo el co-compostaje con estos residuos pueden influir en las emisiones.

2. Material y Métodos

Se realizaron 4 mezclas de co-compostaje con un peso inicial de 35-40 kg, en un sistema isotermo rectangular de 0,20 m^2 y 0,50 m útiles de altura y que no permite lixiviación. El alperujo fue el sustrato mayoritario, utilizando poda vegetal como estructurante. Las mezclas incluyeron purín de cerdo, lodos de una EDAR, FORSU y poda vegetal (Tabla 1).

Tabla 1. Composición inicial de las materias primas.

Experimento	AL (%)	P (%)	PC (%)	L (%)	FORSU (%)	C/N[1]	C/N[2]
AL+P+PC	67	22	11	-	-	37	30
AL+P+L	67	22	-	11	-	37	29
AL+P+FORSU	60	25	-	-	8	36	29
AL+P	75	25	-	-	-	42	32

AL: Alperujo, P: Poda, PC: Purín de cerdo, L: Lodos, FORSU: Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos. [1]Invierno, [2]Primavera

Todos los experimentos fueron caracterizados fisicoquímicamente, tanto las materias primas como las muestras sólidas de la masa en biodegradación, durante todo el proceso de co-compostaje. Las muestras gaseosas para analizar los GEI fueron tomadas con periodicidad semanal. Para cuantificar GEI, se utilizó un analizador de gases Picarro G2508, el cual permite la cuantificación de emisiones de forma simultánea de CO_2, N_2O, CH_4, NH_3 y H_2O.

Estos experimentos se realizaron en invierno y primavera (hemisferio norte), con temperaturas medias de 19,4±2,5 °C y 24,6±1,8 °C y una duración de 77 y 59 días, respectivamente. Se realizaron tres volteos del material compostable (invierno: a los 26, 55 y 77 días y primavera: a los 21, 38 y 59 días). La experimentación se diseñó en consonancia con la determinación del efecto de la temperatura y el grado de almacenamiento del AL tras la generación estacional, sobre la calidad del producto y el efecto en las emisiones de GEI durante el proceso.

3. Resultados y Discusión

Se ha estudiado el flujo de emisiones de los distintos GEI en cada una de las mezclas de compostaje realizadas y el tiempo de procesado al que se produce el máximo de emisión (Tabla 2). A partir de estas emisiones puntuales, se calcularon las emisiones acumuladas del proceso de compostaje para cada una de las mezclas y gases evaluados (Tabla 3).

Tabla 2. Valores máximos registrados de temperatura y emisión en los experimentos realizados.

			CH_4		CO_2		N_2O		NH_3	
Exp	**Estación**	T_{max}	**Tasa**	**t**	**Tasa**	**t**	**Tasa**	**t**	**Tasa**	**t**
AL+P+PC	**Invierno**	43	$3{,}28\cdot10^{3}$	69	$1{,}07\cdot10^{7}$	9	$3{,}62\cdot10^{2}$	1	$1{,}20\cdot10^{2}$	69
	Primavera	57	$7{,}75\cdot10^{4}$	23	$1{,}50\cdot10^{7}$	23	$7{,}87\cdot10^{2}$	1	$5{,}39\cdot10^{3}$	59
AL+P+L	**Invierno**	45	$3{,}34\cdot10^{3}$	62	$1{,}20\cdot10^{7}$	2	$3{,}61\cdot10^{2}$	1	47,09	69
	Primavera	50	$1{,}37\cdot10^{4}$	23	$1{,}06\cdot10^{7}$	23	$4{,}04\cdot10^{3}$	1	$2{,}02\cdot10^{4}$	59
AL+P+FORSU	**Invierno**	45	$3{,}06\cdot10^{3}$	69	$1{,}13\cdot10^{7}$	7	$9{,}62\cdot10^{2}$	1	$1{,}14\cdot10^{2}$	69
	Primavera	47	$4{,}11\cdot10^{4}$	23	$1{,}55\cdot10^{7}$	23	$1{,}22\cdot10^{3}$	1	$2{,}71\cdot10^{4}$	59
AL+P	**Invierno**	44	$1{,}67\cdot10^{3}$	69	$6{,}51\cdot10^{6}$	69	$2.21\cdot10^{2}$	5	22,16	69
	Primavera	47	$8{,}86\cdot10^{3}$	23	$9{,}30\cdot10^{6}$	23	$6{,}47\cdot10^{2}$	20	$2{,}40\cdot10^{3}$	59

Emisiones: mg/t·h en base seca, T_{max}: ºC, t: día de mayor emisión.

Tabla 3. Emisiones globales de los procesos de co-compostaje.

Exp	CH_4		CO_2		N_2O		NH_3	
	Invierno	**Primavera**	**Invierno**	**Primavera**	**Invierno**	**Primavera**	**Invierno**	**Primavera**
AL+P+PC	$1{,}85\cdot10^{3}$	$2{,}73\cdot10^{4}$	$5{,}64\cdot10^{5}$	$1{,}90\cdot10^{5}$	$3{,}92\cdot10^{2}$	$4{,}33\cdot10^{2}$	34,93	$1{,}85\cdot10^{3}$
AL+P+L	$2{,}02\cdot10^{3}$	$3{,}89\cdot10^{3}$	$6{,}41\cdot10^{5}$	$2{,}60\cdot10^{5}$	$4{,}30\cdot10^{2}$	$7{,}44\cdot10^{2}$	27,19	$8{,}25\cdot10^{3}$
AL+P+FORSU	$2{,}05\cdot10^{3}$	$1{,}06\cdot10^{4}$	$4{,}42\cdot10^{5}$	$1{,}72\cdot10^{5}$	$3{,}84\cdot10^{2}$	$5{,}71\cdot10^{2}$	31,33	$1{,}06\cdot10^{4}$
AL+P	$1{,}31\cdot10^{3}$	$2{,}68\cdot10^{3}$	$1{,}65\cdot10^{6}$	$1{,}57\cdot10^{5}$	$3{,}04\cdot10^{2}$	$3{,}35\cdot10^{2}$	17,15	$7{,}79\cdot10^{2}$

CH_4, N_2O, NH_3 y CO_2 expresados en g/t (base seca).

Las emisiones de metano (CH_4) fueron más elevadas en todos los experimentos llevados a cabo en primavera encontrándose en las emisiones puntuales en el rango de $3{,}89 \cdot 10^3$–$2{,}73 \cdot 10^4$ g/t frente al rango $1{,}31 \cdot 10^3$–$2{,}05 \cdot 10^3$ g/t que se registró en invierno. A su vez, el co-compostaje de AL, con cualquiera de los co-sustratos, produjo mayores emisiones de CH_4 que el compostaje de AL+P. Por otro lado, se observó que las emisiones más altas de CH_4 se produjeron durante los últimos días del experimento en invierno, mientras que en verano ocurrieron tras la etapa termófila a los 23 días (Tabla 2). Este aumento en la emisión puede atribuirse a la formación de micrositios anaeróbicos dentro del material compostable que pueden haber sido producidos debido a la degradación del material orgánico por parte de los microorganismos que acaban agotando el oxígeno disponible (Beck-Friis y col., 2003). La diferencia de emisiones de este GEI entre los dos periodos estacionales estudiados se debe posiblemente a las distintas temperaturas del proceso alcanzadas en cada uno y su relación directa con la actividad microbiana con presencia de bacterias metanotróficas (Hao y col., 2004; Sánchez-Monedero y col., 2010). Los rendimientos de productos son concordantes con las emisiones cuantificadas.

Respecto al dióxido de carbono (CO_2), las emisiones acumuladas fueron mayores en invierno ($4{,}42 \cdot 10^5$–$1{,}65 \cdot 10^6$ g/t *vs* $1{,}57 \cdot 10^5$ –$2{,}60 \cdot 10^5$ g/t) lo que generó una mayor reducción de la masa. Aunque las concentraciones de CO_2 fueron prácticamente constantes durante todo el proceso y en cada experimento, se observaron algunas diferencias en la emisión de este GEI. En lo que se refiere a las emisiones globales, la emisión producida por el AL+P ($1{,}65 \cdot 10^6$ g/t) fue notoriamente más elevada en invierno que en primavera, coincidiendo con un AL más fresco y con un menor tiempo de almacenamiento (Tabla 3). En cuanto a las emisiones puntuales, los experimentos de co-compostaje mostraron un comportamiento similar en ambas estaciones, observándose tendencias temporales paralelas en todos ellos para este GEI; al inicio del proceso en invierno y alrededor de los 23 días en primavera. No obstante, no ocurrió de la misma forma en el experimento de AL+P en el cual se liberó mayormente este GEI al final del proceso (Tabla 2). El menor grado fermentativo del AL conduce a una transformación inicial hidrolítica fermentativa potenciada por la microbiota aportada por los co-sustratos. Generalmente este proceso se lleva a cabo de forma natural en las balsas de almacenamiento, causando emisiones desagradables (Ruiz-Méndez y col., 2012). La liberación de CO_2 está estrechamente ligada a la actividad microbiana, normalmente con flujos más altos en las etapas iniciales del proceso, especialmente durante la fase bio-oxidativa, y una disminución constante hacia la fase de maduración. Aunque algunos estudios han observado picos de emisiones de CO_2 durante volteos en la fase bio-oxidativa (Sánchez-Monedero y col., 2010; Yasmin y col., 2022), lo cual podría explicar el incremento de la concentración observada el día 23 de experimentación (Tabla 2), incremento producido inmediatamente después de un volteo del material compostable.

En cuanto a las emisiones de óxido nitroso globales (N_2O), a pesar de ser más elevadas en primavera, hay que destacar que no sufrieron grandes variaciones estacionales (Tabla 3). En general, la mayor liberación de este gas ocurrió al inicio del proceso de co-compostaje y fue más tardío en los compostajes de AL+P (Tabla 2). La producción biológica de N_2O durante el compostaje es un proceso complejo, pudiendo darse simultáneamente en la masa compostable diferentes rutas microbianas involucradas en la formación de N_2O. Los mecanismos de emisiones de N_2O durante el compostaje aeróbico involucran la conversión de nitrito (NO_2^-) a N_2O y la introducción de distintos co-sustratos, como el estiércol, puede influir en el momento de la generación de GEI (Sánchez y col., 2015). La producción de N_2O resulta también de una oxidación incompleta del amonio o de una desnitrificación incompleta (Beck-Friis y col., 2000). Dependiendo de los sustratos, la emisión también se ve afectada. Algunos autores señalan altas emisiones al comienzo del compostaje de residuos orgánicos conteniendo huesos de pollo, de pescado y residuo de té, cocidos previamente, junto a residuos de manzana, zanahoria, piel de uva, col y paja de arroz, (He y col., 2001). Por el contrario, otros estudios identificaron la producción de N_2O en el compostaje de residuos orgánicos domésticos y estiércol de ganado durante las fases mesofílica y de maduración (Beck-Friis y col., 2000; Hao y col., 2004). En todos los casos el factor común es la presencia de nitrógeno en el material con contenido proteico.

Cómo cabía esperar, la emisión de NH_3 se intensifica en las etapas finales del compostaje (Tabla 2), coincidiendo con la alcalinización del compost (pH>9). Se observaron mayores emisiones de amoníaco globales en los experimentos en primavera ($7{,}79 \cdot 10^2$-$1{,}06 \cdot 10^4$ g/t) frente a los invernales (17,15-34,99 g/t) (Tabla 3). Además, diversos estudios han demostrado una correlación positiva entre la temperatura del aire y la liberación de NH_3 durante el compostaje (Pedersen y col., 2021).

4. Conclusiones

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) durante el co-compostaje y compostaje del AL varían estacionalmente y se encuentran influenciadas por la composición de los materiales de partida, incluyendo el estado de transformación del AL, tras su generación estacional y almacenamiento en balsas. Los resultados muestran una mayor producción de GEI, como CH_4 y NH_3, con mayores temperaturas promedio en las mezclas, una mayor emisión de CO_2 con AL fresco y temperaturas ambiente bajas y pocas variaciones en las emisiones de N_2O independientes de la temperatura o grado de almacenamiento. Los resultados fisicoquímicos demostraron que, los compost producidos en primavera fueron más ricos en nitrógeno y presentaron una ratio C/N más balanceada que los producidos en invierno, 14-24 *vs* 38-71 observados en invierno, principalmente, por el mayor grado fermentativo del AL almacenado. Los compost producidos en primavera mediante co-compostaje fueron los únicos que cumplieron con los requisitos establecidos por el Real Decreto 506/2013 una ratio C/N<20, materia orgánica total de 45% y contenido en metales pesados (Categoría B).

5. Bibliografía

Beck-Friis, B., Pell, M., Sonesson, U., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2000. Formation and Emission of N_2O and CH_4 from Compost Heaps of Organic Household Waster. *Environ. Monit. Assess.* 62, 317–331.

Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Eklind, Y., Kirchmann, H., 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Sci. Util.* 11(1), 41-50.

Hao, X., Chang, C., Larney, F. J., 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *J. Environ, Qual.* 33(1), 37–44.

He, Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Kong, H., Iwami, N., Sun, T., 2001. Nitrous oxide emissions from aerated composting of organic waste. *Environ. Sci. Tech.* 35(11), 2347–2351.

Pedersen, J., Andersson, K., Feilberg, A., Delin, S., Hafner, S., Nyord, T., 2021. Effect of exposed surface area on ammonia emissions from untreated, separated, and digested cattle manure. *Biosyst. Eng.* 202, 66–78.

Ruiz-Méndez, M. V., Romero, C., Medina, E., García, A., de Castro, A., Brenes, M. 2012. Acidification of alperujo paste prevents off-odors during their storage in open air. *J. Am. Oil Chem.' Soc.* 90(3), 401–406.

Sánchez, A., Artola, A., Font, X. et al., 2015. Greenhouse gas emissions from organic waste composting. *Environ. Chem. Lett.* 13, 223–238.

Sánchez-Monedero, M. A., Serramiá, N., Civantos, C.G.O., Fernández-Hernández, A., Roig, A., 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere*, 81(1), 18–25.

Yasmin, N., Jamuda, M., Panda, A.K., Samal, K., Nayak, J.K., 2022. Emission of greenhouse gases (GHGs) during composting and vermicomposting: Measurement, mitigation, and perspectives. *Energy Nexus* 7, 100092.

6. Agradecimientos

Se agradecen las Ayudas para la Recualificación del Sistema Universitario Español. Margarita Salas. Unión Europea – NextGenerationEU y GOPO-CO-23-0006. Además, se destaca la participación de la Olivarera Nuestra Señora de la Salud (COVIDESA), la Cooperativa Ganadera del Valle de los Pedroches (COVAP), la Planta Depuradora de Aguas Residuales de Córdoba (EDAR La Golondrina) y a la Empresa Municipal de Saneamiento de Córdoba (SADECO) que proporcionaron los residuos clave para este estudio.

CARACTERÍSTICAS DEL BIOCHAR PROCEDENTE DE BIOMASA GENERADA EN PROCESOS DE FITO-RECUPERACIÓN

Mª Pilar Bernal, Alicia Fernández Guerrero, Paula Bernal Molina, Rafael Clemente

Depto. Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo 25, 30100 Murcia

Resumen: La gestión de la biomasa generada es uno de los temas más controvertidos a la hora de poner en práctica estrategias de fito-recuperación de suelos contaminados por elementos traza (ETs). En este trabajo se estudiaron las características de biochar producido por pirólisis de la biomasa generada de las especies *Brassica juncea* y *Dittrichia viscosa* en procesos de fito-recuperación *off-site* en los que se usó compost como enmienda del suelo. La biomasa vegetal se sometió a pirólisis en atmósfera de N_2 con rampa de temperatura de 10 ºC/min hasta 500 ºC, permaneciendo a dicha temperatura durante 15 minutos. Las muestras de biochar se analizaron respecto a su concentración en cenizas, composición elemental (C, N, H, S, O) y la concentración de nutrientes y ETs, tanto totales como solubles en agua. La composición superficial se analizó mediante microscopía electrónica (SEM-EDS) y de infrarrojo (DRIFTS). Las muestras de biochar producido se pueden clasificar como ricas en C (C>50 %), con excepción de la obtenida de *B. juncea* en el suelo minero, que además tuvo excesiva concentración de cenizas, lo que llevó a que mostrara el menor valor de poder calorífico superior de todas las muestras estudiadas. La concentración de ETs en las muestras de biochar fueron inferiores a los límites establecidos para fertilizantes orgánicos sólidos, excepto el biochar de *B. juncea* de suelo minero.

Palabras clave: *Brassica juncea*, *Dittrichia viscosa*, elementos traza, pirólisis.

1. Introducción

La gestión de la biomasa generada es uno de los temas más controvertidos a la hora de poner en práctica estrategias de fito-recuperación de suelos contaminados por elementos traza (ET). La producción de energía a partir de dicha biomasa lignocelulósica se considera uno de los servicios ecosistémicos que la fito-recuperación puede proporcionar. La pirólisis es un proceso termoquímico de transformación de la biomasa en ausencia de oxígeno que genera un residuo sólido rico en carbono denominado biocarbón o biochar. La composición del biochar es muy variada, ya que depende del material de partida usado en pirólisis y de las condiciones del proceso (temperatura y tiempo) (Alvarenga y col., 2020; Hmid y col., 2014). Entre los beneficios asociados al uso del biochar en la agricultura, destacan la mejora de la salud y fertilidad de los suelos, la mejora de la nutrición y producción vegetal y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, así como potenciar el secuestro de carbono (Ding y col., 2016; Murtaza y col., 2023). Su uso en procesos de compostaje ha demostrado igualmente ser beneficioso, reduciendo la emisión de gases de efecto invernadero (Harrison y col., 2022).

En el caso de plantas utilizadas para fitoextracción, estas acumulan ETs en su biomasa cosechable, por lo que su pirólisis puede llevar a la obtención de biochar contaminado. En cambio, en fitoestabilización o fitoinmovilización los ETs permanecen retenidos a nivel radicular con escaso transporte a la parte aérea de la planta, y sería factible la obtención de biochar a partir de dicha biomasa con niveles aceptables de ETs. Además. la utilización del biochar obtenido como enmienda de suelos en técnicas de fito-recuperación sería una forma válida y circular de aprovechar la biomasa generada, obteniendo energía y enmiendas del suelo útiles para regenerar suelos contaminados. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue caracterizar el biochar generado mediante pirólisis de la biomasa de dos especies utilizadas en la fitoestabilización de suelos contaminados por ETs, *Brassica juncea* y *Dittrichia viscosa*, a fin de determinar sus posibilidades de uso.

2. Material y Métodos

Las especies *Brassica juncea* y *Dittrichia viscosa* se cultivaron en dos suelos contaminados

por elementos traza: un suelo minero tratado con compost (M) y un suelo agrícola (A) que había sido regado con aguas de mala calidad. Los principales elementos contaminantes en ambos suelos fueron plomo y cinc (Pb: 2322 y 1239, Zn: 1422 y 16122 mg kg^{-1}), con elevadas concentraciones de As (48 y 45 mg kg^{-1}), Cu (89 y 242 mg kg^{-1}) y Cd (6 y 16 mg kg^{-1}) en los suelos agrícola y minero, respectivamente. La biomasa vegetal se recogió en el momento de máxima producción, en floración y antes de la producción de semillas. La parte aérea se recolectó, se lavó, se secó al aire y se trituró a 4 mm antes de someterla a pirólisis.

El proceso de pirólisis se llevó a cabo en atmósfera de N_2 con rampa de temperatura de 10 ºC/min hasta 500 ºC, permaneciendo a dicha temperatura durante 15 minutos. Las condiciones de pirólisis se fijaron en base a los resultados obtenidos en un estudio termogravimétrico previo. A fin de determinar la reproducibilidad en las características del biochar, la especie *B. juncea* procedente del suelo agrícola se sometió a pirólisis en 3 fechas diferentes.

2.1 Métodos analíticos

Las muestras de biochar se analizaron respecto a su concentración en cenizas mediante calcinación a 750 ºC en un horno mufla, composición elemental (C, N, H, S, O) mediante analizador elemental (EuroEA, EuroVector, Milán, Italia) y concentración de elementos totales mediante ICP-OES (THERMO ICAP 6500 DUO instrument, Thermo Scientific) tras digestión ácida en microondas (ETHOS1, Milestone). Además, se determinó el pH, la conductividad eléctrica, C-orgánico hidrosoluble y la concentración de elementos traza solubles en extracto con agua destilada 1:10 (p:v). Se estimó el poder calorífico superior (high heating value, HHV) a partir de la composición elemental, según la ecuación de Sheng y Azevedo (2005).

La composición superficial se determinó mediante análisis por microscopía electrónica (ThermoFisher Quattro S) con detector de dispersión de electrones (Bruker XFlash 6|100) (SEM-EDS), y de espectroscopía de reflectancia difusa de infrarrojo (DRIFTS; Thermo Nicolet 6700).

2.2. Análisis estadístico

Para la determinación de la significación de las diferencias observadas entre las plantas procedentes de los distintos suelos se llevó a cabo un ANOVA, y las diferencias entre medias se determinaron según el test de Tukey a $p<0.05$ (IBM SPSS Statistics versión 27; IBM Corporation).

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización química de los biochars

Las muestras de biochar mostraron elevados contenidos de C, superiores al 50 %, con la excepción del biochar de *B. juncea* procedente del suelo minero (Bj-M), que presentó valores más bajos (Tabla 1). Destacan además las altas concentraciones de N y S en ese biochar (Bj-M), debido al aporte de N realizado por el compost usado como enmienda orgánica en ese suelo, y probablemente a la riqueza en S del mismo, mayoritariamente como sulfatos metálicos. Por tanto, estos biochars pueden clasificarse como ricos en C, como sucede generalmente con los biochars de residuos vegetales, excepto Bj-M que podría clasificarse como rico en nutrientes, generalmente obtenidos a partir de residuos ricos en N como estiércoles (Huygens y col., 2019). Además, la relación molar H/C del biochar Bj-M fue < 0.7, requisito necesario para biochar con C < 50 % (UE, 2021). El poder calorífico superior (HHV) se estimó a partir de la composición elemental, y mostró el menor valor para el biochar Bj-M, en línea con su elevada concentración de cenizas (Tabla 1). Los resultados obtenidos para HHV se encuentran entre los valores experimentales encontrados para biomasa vegetal (restos de cultivos), pero inferiores a los logrados por residuos forestales (Qian y col., 2020).

Las muestras de biochar de *B. juncea* tuvieron mayores concentraciones de los macronutrientes P, K, Ca y Mg que aquellas obtenidas de *D. viscosa*, y cuando las plantas se cultivaron en el suelo minero respecto a agrícola, situación que no sucedió para biochar de *D.*

viscosa (Tabla 2). Este hecho, junto con su mayor concentración de N, puede sugerir que el biochar de *B. juncea* de suelo minero sería la mejor opción para utilización como enmienda de suelos. Los niveles de Na podrían limitar el uso de estos materiales en suelos, aunque el predominio de K frente a Na (Tabla 2) hace que el riesgo de toxicidad por Na sea muy bajo.

Tabla 1. Análisis elemental y poder calorífico superior (HHV) de las muestras de biochar obtenidas de biomasa de *D. viscosa* y *B. juncea* en los suelos minero (M) y agrícola (A). Los números (1-3) del biochar de *B. juncea* en el suelo agrícola corresponden con las 3 diferentes fechas de su preparación.

Biochar	C %	N %	H %	S %	O %	HHV MJ kg^{-1}	Cenizas %
D. viscosa -M	62,18 a	0,25 cd	3,11 b	0,23 c	16,35 a	20,84 a	19,13 d
D. viscosa -A	63,77 a	0,16 d	2,93 b	0,51 c	17,94 a	21,26 a	16,06 cd
D. juncea -M	42,63 c	2,49 a	1,87 c	4,20 a	8,39 cd	13,59 b	46,12 a
B. juncea -A1	62,04 a	0,95 bc	3,04 b	1,32 b	6,06 d	20,42 a	28,66 b
B. juncea -A2	54,43 b	0,75 bcd	6,94 a	1,21 b	13,25 abc	21,00 a	25,40 bc
B. juncea -A3	61,68 a	1,01 b	2,27 c	1,16 b	11,65 bcd	20,49 a	23,43 bc
ANOVA	***	***	***	***	**	***	***

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05). **, ***: significativo a p<0,01 y 0,001 respectivamente.

Tabla 2. Análisis de las muestras de biochar obtenidas de biomasa de *D. viscosa* y *B. juncea* en los suelos minero (M) y agrícola (A). Los números (1-3) del biochar de *B. juncea* en el suelo agrícola corresponden con las 3 diferentes fechas de su preparación.

Biochar	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}	Ca g kg^{-1}	Mg g kg^{-1}	Na g kg^{-1}	Fe mg kg^{-1}	Cu mg kg^{-1}	Mn mg kg^{-1}	Zn mg kg^{-1}
D. viscosa -M	3,42 c	45,89 d	21,96 c	2,79 d	19,03 b	883	46 b	358 b	1160 b
D. viscosa -A	3,33 c	26,71 e	31,43 c	5,23 c	8,86 d	1638	20 c	159 c	398 d
B. juncea -M	14,44 a	70,52 a	76,56 a	16,96 a	24,77 a	1095	83 a	671 a	10565 a
B. juncea -A1	7,10 b	54,64 b	59,27 ab	8,24 b	18,32 b	1612	18	167 c	721 bc
B. juncea -A2	6,51 b	49,73 c	54,17 b	7,75 b	17,96 b	1254	21 bc	139 c	623 cd
B. juncea -A3	6,30 b	48,96 cd	53,33 b	7,21 b	15,13 c	1119	16 c	127 c	650 cd
ANOVA	***	***	***	***	***	n.s.	***	***	***

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05). NS: no significativo; ***: significativo a p<0,001.

La presencia de elevadas concentraciones de ETs en el suelo minero dio lugar una concentración de Zn muy alta en el biochar de *B. juncea*, situación que también sucedió, aunque en menor medida, en el biochar de *D. viscosa* de ese suelo (Tabla 2). Esto puede suponer una limitación importante a la hora de plantear alternativas para el uso del biochar Bj-M. Por un lado, su composición elemental hace que tenga menor poder calorífico que *D. viscosa* y otros biochars de diversas biomasas (Qian y col., 2020). Por otro lado, su uso agrícola puede suponer un aporte indeseado de ETs en suelos, ya que la legislación europea de fertilizantes (UE, 2019; UE, 2021) limita la concentración de ciertos ETs en los abonos orgánicos sólidos (máximo 40 As, 1,5 Cd, 50 Ni, 120 Pb, 300 Cu y 800 Zn, mg kg^{-1} peso seco). Las concentraciones de As, Cd, Ni y Pb en todos los biochars fueron inferiores a dichos límites (datos no mostrados). Una alternativa de uso factible sería como enmienda para la recuperación de suelos contaminados, cerrando así la circularidad del proceso de fito-recuperación. Esta puede ser una alternativa factible ya que la solubilidad en agua de los ETs en los biochar fue muy baja, inferior al 5 % de la concentración total de cada elemento y en todas las muestras de biochar obtenidas (datos no mostrados).

3.2 Análisis espectroscópico de los biochars

Las muestras de biochar de *D. viscosa* apenas mostraron diferencias espectroscópicas entre los dos suelos, mientras que las de *B. juncea* mostraron en Bj-M una mayor concentración elementos como K, Ca y Cl, concentrados en los poros del biochar (SEM-EDS), y la presencia de sulfato y halógenos en la superficie (DRIFTS), respecto a Bj-A.

4. Conclusiones

La pirólisis de la biomasa de *B. juncea* y *D. viscosa* procedente de procesos de fito-recuperación de suelos contaminados por ETs, tanto mineros como agrícolas, permitió obtener biochar con características adecuadas para su uso como materiales fertilizantes, resultando por tanto un proceso viable para la obtención de energía. En el caso de biochar procedente de la biomasa de suelos mineros (enmendados con compost), su elevada concentración de ETs y cenizas (principalmente en *B. juncea*) limita y condiciona su utilización, que debería restringirse a enmienda para procesos de fito-estabilización de suelos extremadamente contaminados.

5. Bibliografía

Alvarenga P., Carneiro J.P., Fangueiro D., Cordovil C.M.d.S., Bernal M.P., 2020. Managing organic amendments in agroecosystems to enhance soil carbon storage and mitigate climate change. En: M.N.V. Prasad (Ed), *Climate Change and Soil Interactions*. Chapter 5, Elsevier, pp. 89-141.

Ding Y., Liu Y. Liu S., Li Z., Tan X., Huang X., Zeng G., Zhou L., Zheng B., 2016. Biochar to improve soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev*. 36, 36.

Harrison B.P., Gao S., Gonzales M., Thao T., Bischak E., Ghezzehei T.A., Berhe A.A., Diaz G., Ryals R.A., 2022. Dairy manure co-composting with wood biochar plays a critical role in meeting global methane goals. *Environ. Sci. Technol*. 56, 10987-10996.

Hmid A., Mondelli D., Fiore S., Fanizzi F.P., Al Chami Z., Dumontet S., 2014. Production and characterization of biochar from three-phase olive mill waste through slow pyrolysis. *Biomass Bioen*. 71, 330-339.

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. JRC117856.

Murtaza G., Ahmed Z., Eldin S.M., Ali B., Bawazeer S., Usman M., Iqbal R., Neupane D., Ullah A., Khan A., Hassan M.U., Ali I., Tariq A., 2023. Biochar-Soil-Plant interactions: A cross talk for sustainable agriculture under changing climate. *Front. Environ. Sci*. 11, 1059449.

Qian C., Li Q., Zhang Z., Wang X., Hu J., Cao W., 2020. Prediction of higher heating values of biochar from proximate and ultimate analysis. *Fuel* 265, 116925.

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

UE, 2021. Reglamento Delegado (UE) 2021/2088 de la Comisión de 7 de julio de 2021 que modifica los anexos II, III y IV del Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo con el fin de añadir los materiales de pirólisis y gasificación como categoría de materiales componentes en los productos fertilizantes UE. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 427, 140-148.

UE, 2019. 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, 1-127.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto de investigación Sostenibilidad de los procesos de fitorrecuperación de suelos contaminados en ambientes Mediterráneos (SOSMED), ref.: PDI2022-142770OB-100, financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033/ y por FEDER *Una manera de hacer Europa*. Los autores agradecen al Dr. A. Morán de la Universidad de León su ayuda en la preparación de las muestras de biochar. Parte de la caracterización de biochar es resultado de la estancia 22198/EE/23 financiada por la Fundación Séneca-Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia con cargo al Programa Regional de Movilidad, Colaboración e Intercambio de Conocimiento “Jiménez de la Espada”.

CONVERSIÓN DE LODOS PROCEDENTES DE UNA EDAR URBANA EN CARBONES ACTIVADOS DE ALTA CALIDAD

Hansi Martínez[1], Mª Carmen Gutiérrez[1], Almudena Benítez[2], Juan Luis Gómez-Cámer[2], Álvaro Caballero[2], Mª Ángeles Martín Santos[1]

[1] Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, RNM-271 UCO-Greening. Córdoba
[2] Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Instituto Químico para la Energía y el Medioambiente (IQUEMA), FQM-175. Córdoba

Resumen: Este estudio propone una solución para mitigar el grave problema provocado por la producción masiva de lodos de depuradora (LD) generados durante el tratamiento en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). Para ello se realiza la transformación de LD en un producto de alto valor como son los carbones activados (CA). El proceso de conversión que se lleva a cabo se basa en tres etapas simples de forma consecutiva; i) preactivación mecánica, donde se mezclan los LD con KOH como agente activante, ii) tratamiento termoquímico en atmósfera inerte, y iii) purificación ácida y lavado con agua. Por medio de este estudio, primeramente, se ha optimizado el proceso de transformación, obteniendo CA con valores de superficie en torno a 870 m^2/g y un contenido de carbono superior al 60 %, empleando las condiciones experimentales más favorables tanto económica como ambientalmente. Y, en segundo lugar, como novedad, se ha realizado un estudio de los efluentes gaseosos y líquidos generados durante el proceso, con el fin de ofrecer un estudio más exhaustivo.

Palabras clave: Valorización de residuos; tratamiento termoquímico; materiales carbonosos; análisis de efluentes; estudio económico.

1. Introducción

La gestión de los lodos de depuradora (LD) generados durante el tratamiento en las estaciones depuradoras de aguas residuales, es cada vez un problema más grave. Hoy en día, aproximadamente el 40 % de los LD generados se utilizan para fines agrícolas (Kacprzak y col., 2017). A nivel general, los LD tienen un gran potencial para su aplicación en suelos, ya que la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo se encuentran en niveles dentro del rango de interés para la valorización agronómica. Sin embargo, hay que tener en cuenta la presencia de muchos microorganismos patógenos y metales pesados presentes en los LD que pueden causar daños tanto ambientales como en la salud humana (Björklund y Li, 2017). Esto obliga a sustituir su aplicación agrícola por tecnologías respetuosas con el medioambiente.

En este sentido, este estudio presenta una alternativa efectiva e innovadora mediante la transformación de LD en carbones activados (CA) que podrían ser utilizados en aplicaciones de alto valor añadido. Teniendo en cuenta estudios previos, este trabajo presenta una síntesis mucho más simple de CA derivados de LD. Demuestra la posibilidad de obtener materiales de alta calidad mediante un tratamiento termoquímico con una etapa de purificación química final optimizada, minimizando el consumo adicional de recursos y la generación de residuos. Asimismo, como novedad de este estudio, se ha realizado un análisis integral de los efluentes gaseosos y líquidos generados durante el proceso.

2. Material y Métodos

En este estudio, los LD utilizados como materia prima fueron suministrados por una EDAR ubicada en Villaviciosa, Córdoba (España), proveniente de un tratamiento en el que se utiliza la tecnología conocida como Contactor Biológico Rotatorio (RBC, en inglés).

2.1. Caracterización de la materia prima (LD)

El lodo recepcionado fue secado a 105 ºC y molido hasta obtener un polvo homogéneo. La caracterización físico-química de los LD se llevó a cabo para cuantificar las variables de pH, y conductividad (mS/cm) en el extracto acuoso (relación 1:25 v/v), y humedad (%), sólidos minerales (SM, %), sólidos volátiles (SV, %) y nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK, %) en la fracción sólida. Paralelamente, se determinó la composición multielemental de los LD a partir de sus cenizas, utilizando fluorescencia de rayos X (FRX).

2.2. Proceso de transformación de LD en CA

El proceso de obtención del CA a partir de LD constó de tres etapas consecutivas: (i) preactivación mecánica, (ii) tratamiento termoquímico y (iii) purificación química (Figura 1).

Figura 1. Esquema del proceso de transformación de LD en CA

2.3. Caracterización de los CA obtenidos

Después del proceso de preparación de los CA, los productos obtenidos fueron analizados en profundidad utilizando diferentes técnicas de caracterización. La evaluación físico-química se llevó a cabo para cuantificar la fracción de solidos minerales (SM, %) y sólidos volátiles (SV, %). Para determinar el contenido de carbono en cada muestra (C, %) se utilizó el análisis termogravimétrico (ATG) en atmósfera oxidante y, mediante el análisis elemental se conoció el contenido de nitrógeno. Las propiedades texturales de los CA se evaluaron mediante isotermas de adsorción-desorción de nitrógeno y la distribución de tamaño de poros mediante la teoría de la densidad funcional (DFT, en inglés).

2.4. Evaluación de los efluentes gaseosos y líquidos generados durante el proceso de transformación

Los gases que se generan durante el tratamiento termoquímico pasan a través de un tubo de teflón hacia una cámara de enfriamiento. Los compuestos gaseosos no condensables fueron analizados mediante cromatografía específica para determinación de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y compuestos de azufre volátiles (CSVs). El analizador automático utilizado se denomina Vigi e-Nose (ANTRAC) dotado de detector PID (COVs) y MEDOR (CVSs).

El contenido de elementos presentes en los CA se determinó mediante FRX. A partir del porcentaje de elementos presentes originalmente en el LD se calculó el porcentaje de eliminación de cada elemento durante ambas etapas.

3. Resultados y Discusión

Primeramente, se ha realizado una caracterización físico-química de los LD generados a partir de la tecnología RBC (Tabla 1).

Estos LD presentaron un alto contenido de humedad (cercano al 92 %), obligando el secado para su valorización como CA. Se determinó una proporción sustancial de materia inorgánica (sólidos minerales), atribuida a la bioacumulación de metales en su interior durante el tratamiento de aguas residuales urbanas. Como era de esperar, estos LD también mostraron un alto contenido de nitrógeno, ya que los tratamientos mediante RBC no fomentan procesos de desnitrificación en las aguas residuales (Han y col., 2019). En cuanto a la composición elemental, presentó los componentes minerales típicos del lodo procedente de las aguas residuales (Fachini y de Figueiredo, 2022).

Tabla 1. Caracterización físico-química y composición del LD

Caracterización físico-química		Composición elemental (%)			
pH	7,12 ± 0,01	Si	8,480 ± 0,020	K	1,179 ± 0,002
Conductividad (µS/cm)	521 ± 1	Ca	4,942 ± 0,014	Na	0,567 ± 0,004
Humedad (%)	91,8 ± 0,2	Al	4,469 ± 0,005	S	0,489 ± 0,002
SM (%)	23,3 ± 1,4	P	3,851 ± 0,008	Ti	0,446 ± 0,015
SV (%)	76,7 ± 1,5	Fe	2,556 ± 0,004	Ba	0,226 ± 0,008
N-NTK (%)	8,3 ± 0,3	Mg	1,268 ± 0,009	Zn	0,139 ± 0,001

Con el objetivo de realizar una etapa eficiente de purificación con HCl para la correcta eliminación de la materia mineral que bloquea la superficie activa generada, se evaluó el efecto de la relación entre el CA y HCl, eligiendo 60 y 120 mL de HCl 6 M por gramo de CA.

Tabla 2. Selección de las condiciones de la etapa de purificación química

Número de etapas x Volumen de HCl (mL HCl 6 M/g_{CA})	*Materia eliminada (%)*	*S_{BET} (m^2/g)*	*V_T (cm^3/g)*
1 x 60	86,0	773	0,8
2 x 60	83,3	824	0,8
1 x 120	82,0	866	0,9

La Tabla 2 demuestra que el efecto del volumen de HCl fue más pronunciado que el hecho de realizarlo en diferentes etapas. Por ello, el proceso de purificación seleccionado fue de 120 mL HCl 6M por gramo de CA en una sola etapa.

Una vez analizadas y determinadas las condiciones más adecuadas de síntesis se procedió a la obtención y caracterización de los diferentes CA. En la Tabla 3 se presentan los resultados del análisis físico-químico de los CA. A ambas temperaturas la materia volátil aumentó cuanto mayor proporción de LD presentaba la mezcla. Estos resultados fueron consistentes con los valores de contenido de carbono obtenidos mediante ATG en atmósfera oxidante. Este análisis confirmó el alto contenido de carbono de las muestras. Además, estos productos carbonosos presentaron un contenido de nitrógeno entre 2 y 6 %.

Tabla 3. Características físico-químicas de los CA obtenidos

Muestras	SV* (%)	SM* (%)	C** (%)	N*** (%)
LD1_K1@600	59,7 ± 0.1	38,6 ± 0.7	52,1	3,1
LD2_K1@600	62,1 ± 0.7	38,0 ± 0.1	55,4	2,9
LD3_K1@600	64,9 ± 1.7	35,1 ± 1.6	65,2	3,6
LD1_K1@800	51,1 ± 2.5	49,0 ± 4.3	50,6	2,7
LD2_K1@800	50,9 ± 1.2	49,2 ± 2.1	56,3	6,2
LD3_K1@800	56,7 ± 0.1	43,3 ± 0.1	62,0	5,8

* En base seca; ** A partir del ATG; *** A partir del análisis elemental

Los valores de las propiedades texturales a partir de las isotermas se recogen en la Tabla 4. Para las dos temperaturas de pirólisis, el aumento en la relación LD:K se traduce en un aumento en la superficie específica (S_{BET}). Además, también se observa un aumento de la superficie a temperaturas más elevadas, en particular, se alcanzaron valores de 597 y 866 m²/g para las muestras SL3_K1@600 y SL3_K1@800, respectivamente. Los datos recogidos en la Tabla 4 demuestran la presencia de una dualidad de porosidad en las muestras, detectándose valores de 0,151 y 0,164 cm³/g para las muestras SL3_K1@600 y SL3_K1@800, respectivamente.

Tabla 4. Propiedades texturales de los CA obtenidos

Muestras	S_{BET} (m^2/g)	S_{micro} (m^2/g)	V_T (cm^3/g)	V_{micro} (cm^3/g)
LD1_K1@600	448	267	0,5	0,1
LD2_K1@600	502	334	0,5	0,2
LD3_K1@600	597	308	0,4	0,2
LD1_K1@800	275	85	0,4	0,1
LD2_K1@800	413	170	0,5	0,1
LD3_K1@800	866	336	0,9	0,2

Para un estudio integral del proceso, se procedió al análisis de las corrientes gaseosas y líquidas producidas durante el tratamiento termoquímico y purificación química, respectivamente. Primeramente, se analizaron los destilados de pirolisis no condensables mediante técnicas cromatográficas, revelando una emisión mayor de CSVs (348,54 mg_{CSV}/kg_{LD}) en comparación con las emisiones de COVs (17,85 mg_{COV}/kg_{LD}). En cuanto a las corrientes líquidas generadas después del lavado con HCl 6 M, se calculó la cantidad de elementos eliminados durante estos procesos respecto a los elementos originalmente presentes en los LD, obteniendo una eliminación global de más del 95 % de ellos, confirmando la efectividad del proceso de purificación.

4. Conclusiones

En este estudio, se presenta la valorización de LD en forma de CA, a través de un proceso simple, logrando materiales carbonosos con un contenido de carbono del 62 % y elevadas propiedades texturales (866 m^2/g). La caracterización de las emisiones de gas durante el proceso pirolítico reveló que se emitió una mayor concentración de CSV en la fracción no condensable que de COV. Además, el balance de masa realizado en el efluente líquido concluyó que la mayoría de los elementos fueron eliminados durante la etapa de purificación química mejorando la calidad de los CA.

5. Bibliografía

Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almås, Å., Singh, B.R., 2017. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environ. Res.* 156, 39–46.

Björklund, K. y Li, L.Y., 2017. Adsorption of organic stormwater pollutants onto activated carbon from sewage sludge. *J. Environ. Manage.* 197, 490–497

Han, Y., Ma, J., Xiao, B., Huo, X., Guo, X., 2019. New Integrated Self-Refluxing Rotating Biological Contactor for rural sewage treatment. *J. Clean. Prod.* 217, 324–334.

Fachini, J., de Figueiredo, C.C., 2022. Pyrolysis of Sewage Sludge: Physical, Chemical, Morphological and Mineralogical Transformations. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 65, e22210592.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por la Junta de Andalucía (GOPO-CO-23-0006 y P20_00432), Universidad de Córdoba (UCOLIDERA), Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-117438RB-I00 y PID2020-113931RB-I00), Unión Europea "NextGenerationEU"/PRTR (PDC2021-120903-I00 y TED2021-130668B-I00) y la beca Juan de la Cierva – Incorporación (IJC2020-045041-I).

EFECTO DE DISTINTAS ESTRATEGIAS DE OPERACIÓN DE UN REACTOR ANAEROBIO DE MEMBRANA

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
*encarnacion.diaz@uca.es

Resumen: El uso de reactores de membranas que llevan a cabo la fermentación oscura desempeña un papel crucial en este proceso, ya que permite obtener un sustrato libre de microorganismos y rico en ácidos grasos volátiles (AGV). Además, este tipo de configuración facilita la separación entre el Tiempo de Retención de Sólidos (TRS) y el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH). Este hecho permite controlar tanto la edad de los lodos (EL) (marcada por el TRS) como la velocidad de carga orgánica (VCO) vinculada al TRH. En este estudio, se analiza el efecto de la VCO y la EL en la fermentación oscura termofílica (55ºC) en la co-digestión de biosólidos y vinazas de destilería. Para ello se utilizó un reactor de mezcla completa con una membrana externa cerámica de microfiltración (1,2 µm). El planteamiento experimental implicaba cuatro posibles escenarios: dos con TRH=TRS (6 y 4 d) y dos con TRH≠TRS (6 d TRH // 12 d TRS y 4 d TRH // 8 d TRS). Los resultados indican que mayores cargas orgánicas (5,32 ± 0,41 g SV añadido/L·d) favorecen el metabolismo bacteriano acidogénico, aumentando significativamente la producción de H_2/g SV añadido multiplicando por 20 su producción Por otro lado, una mayor EL (12 d), disminuye la generación de AGV y de hidrógeno, debido a la elevada relación entre microorganismos y sustrato disponible del sistema.

Palabras clave: TRS, TRH, Fermentación Oscura, AGV, Bio-hidrógeno

1. Introducción

Una biorrefinería es una instalación especializada en la transformación de biomasa en combustibles, energía y distintos productos químicos. Dentro de este contexto, una biorrefinería anaerobia (BA) se centra en los distintos procesos implicados en la digestión anaerobia (DA), generando diversos subproductos de alto valor añadido. Entre éstos, la fermentación oscura permite la obtención segregada de bio-hidrógeno y ácidos grasos volátiles (AGV), que son de gran interés como materia prima para la elaboración de bioplásticos, alimentos, productos farmacéuticos, etc. (Vázquez-Fernández *et al.*, 2022).

La producción de estos subproductos se ve influenciada por factores críticos en el diseño y operación del digestor, como el tiempo de retención hidráulico (TRH) y de sólidos (TRS), ya que estas variables afectan la diversidad y vías metabólicas de la población microbiana (Mariakakis *et al.*, 2011). El TRH es el tiempo que la fase líquida de la alimentación permanece en un reactor y es inversamente proporcional a la velocidad de carga orgánica (VCO), siendo esta la cantidad de material orgánico procesado por unidad de volumen. El TRS es el tiempo que los sólidos permanecen en un digestor y se puede relacionar con el concepto de edad del lodo.

En este contexto, el presente estudio utilizó un biorreactor con una membrana de filtración externa capaz de modular TRH y TRS. El objetivo fue evaluar el efecto de estos parámetros en la co-digestión de biosólidos y vinazas de vino en un proceso de fermentación oscura termofílica operando bajo un régimen semicontinuo. En el estudio se prestó una especial atención la producción de bio-hidrógeno y los AGV, totales e individuales, en un escenario de biorrefinería.

2. Material y Métodos

2.1 Inóculo y sustratos utilizados

Los sustratos utilizados en este estudio corresponden a biosólidos (B), 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), y las vinazas (V) procedentes de la Bodega González-Byass, S.A. (Jerez de la Frontera). Estos sustratos se mezclaron en una proporción de 50:50 v/v (Tabla 1).

Como fuente de inóculo, se utilizó un reactor termofílico monoetapa, con un pH de 7,5, que operaba con un TRH de 20 días y que fue alimentado con biosólidos y vinazas (50:50, v/v).

La caracterización se ha realizado mediante análisis de la Demanda Química de Oxígeno, total y soluble (DQOt // DQOs), ST (sólidos totales), SV (sólidos volátiles), COT (carbono orgánico total), NT (nitrógeno total), AGV (Ácidos Grasos Volátiles) y pH (Methods Standard, 2012).

Tabla 1: Características de la alimentación utilizada

Parámetro	BV
pH	5,23 (3,55)
ST (g/kg)	27,89 (4,63)
SV (g/kg)	22,39 (10,85)
DQOT (mgO_2/L)	44477,12 (27,16)
DQOS (mgO_2/L)	21878,50 (29,74)
COT (mg/L)	4577,13 (8,60)
NT (mg/L)	428,39 (15,31)

Media (DS). DS: desviación estándar (%).

2.2 Configuración experimental

En el estudio, se evaluaron cuatro edades de lodos: 4, 6, 8 y 12 días. En un primer escenario, para una VCO de 4,48 g SV/L·d, correspondiente a un TRH de 6 días, se compararon dos TRS diferentes: 6 y 12 días. Además, para un segundo escenario, una VCO de 5,32 g SV/L·d, correspondiente a un TRH de 4 días, se compararon dos TRS diferentes: 4 y 8 días.

Para ello, se utilizó un reactor de tanque agitado de 5 L, equipado con un encamisado conectado a un baño termostático que mantenía el contenido a 55°C. El reactor se operó en modo semicontinuo con un volumen activo de 2,5 L, alimentado una vez al día con una mezcla de biosólidos y vinazas (50:50 v/v). A éste le conectó un sistema de microfiltración externa, que consistía en una membrana cerámica multicanal con un tamaño de poro específico de 1,2 µm y una superficie de 593 cm^2, lo que permitía aumentar, por recirculación del rechazo de la membrana, el contenido de biomasa en el reactor, independizando de esta forma el TRH del TRS.

2.3 Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados se planteó para determinar si existían diferencias significativas entre las diferentes condiciones de operación del reactor. Para ello, se utilizó la prueba t de Student cuando la distribución era normal; si los datos se desviaban de una distribución normal o no cumplían con el supuesto de varianza igual, se utilizó la prueba U de Mann-Whitney-Wilcoxon. Ambas asumen la hipótesis nula de que la diferencia entre medias es cero. Si el valor de P valor calculado era menor que alfa (α), se rechazaba la hipótesis nula, lo que indicaba diferencias significativas entre las condiciones operadas. Estos análisis se realizaron con un nivel de confianza del 95% (α = 0,05). El análisis estadístico se llevó a cabo utilizando el software R (R Core Team, 2021).

3. Resultados y Discusión

3.1 Producción de ácidos grasos volátiles

En términos de acidez total (Figura 1), se observa que el paso de TRH=TRS=6 d a TRH=TRS=4 d, lo que supone un aumento del 18,75% de la VCO, no implicó una mejora en las condiciones de operación. Aunque generalmente el aumento de la VCO supone una mejora en la producción de AGV, en ocasiones el tiempo es insuficiente para procesarlos completamente (Strazzera et al., 2021). O bien, si la concentración es muy alta, puede bajar mucho el pH e inhibir la actividad microbiana (Ferguson et al., 2016).
El aumento de la EL en ambos escenarios tuvo un efecto significativo en la disminución del rendimiento de la producción de AGV. Esta tendencia podría deberse al hecho de que, para la misma VCO, un aumento en la concentración de microorganismos en el reactor resulta en una menor disponibilidad de materia biodegradable para ser convertida en AGV.

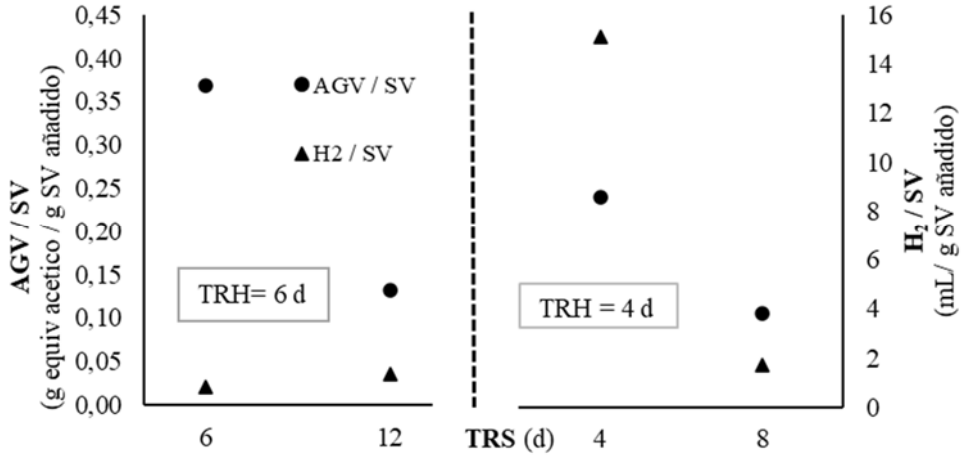


Figura 1: Concentración de acidez total por gramos de SV añadidos en el efluente del reactor y volumen de hidrogeno por gramo de SV añadido producido a diferentes TRH y TRS operado

En cuanto al perfil de AGV producidos (Figura 2), se observa que el aumento de la VCO no provocó una disminución uniforme de todos los AGV. A mayor VCO, predomina el ácido butírico, mientras que a menor VCO predomina el ácido acético. La preferencia por la producción de ácido butírico es de interés debido a su potencial en su posible uso en cultivos mixtos en la síntesis de polihidroxialcanoatos (PHAs) (Vázquez-Fernández et al., 2022).

Sin embargo, al aumentar el TRS, la concentración de todos los ácidos individuales disminuyó de manera uniforme sin mostrar una tendencia destacable.

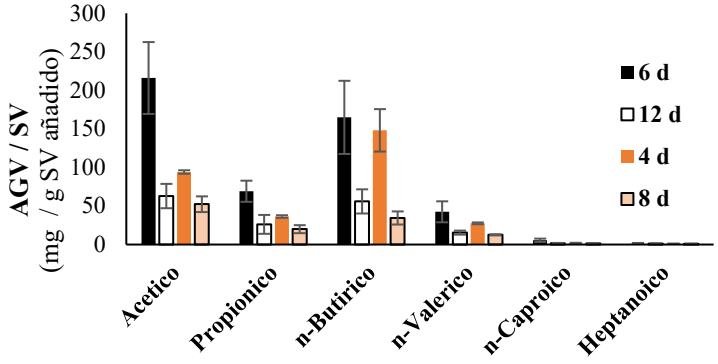


Figura 2: Concentración de AGV individuales por gramos de SV añadido en el efluente del reactor a diferentes TRH y TRS operado.

3.2 Producción de hidrógeno

En cuanto a la producción de hidrógeno (Figura 1), se observa que el aumento de la VCO implicó una mejora significativa en el rendimiento de producción de hidrógeno, de 0,74 a 15,11 mL H_2/g SV añadido, multiplicando por 20 su producción.

El aumento de la EL, en ambos escenarios, tuvo un efecto significativo en la disminución del rendimiento de la producción de hidrogeno, debido a la elevada relación entre microorganismos y sustrato disponible del sistema.

4. Conclusiones

El aumento de la VCO en un 19% no mejoró la producción de AGV en términos de acidez total. Sin embargo, con mayor VCO (5,32 g SV añadido/L·d) predominó el ácido butírico, lo cual es importante por su interés comercial, y se favoreció de forma muy destacada la producción de hidrógeno. El aumento de EL de 6 a 12 días, asi como de 4 a 8 días, no mejoró la producción de estos subproductos debido a la falta de sustrato en relación con el aumento de microorganismos.

5. Bibliografía

Ferguson, R. M. W., Coulon, F., & Villa, R. (2016). Organic loading rate: A promising microbial management tool in anaerobic digestion. *Water Research*, *100*, 348–356. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.009

Mariakakis, I., Bischoff, P., Krampe, J., Meyer, C., & Steinmetz, H. (2011). Effect of organic loading rate and solids retention time on microbial population during bio-hydrogen production by dark fermentation in large lab-scale. *International Journal of Hydrogen Energy*, *36*(17), 10690–10700. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2011.06.008

Methods Standard. Standard methods for the examination of water and wastewater. (2012). In *Water Research* (Vol. 16). https://doi.org/https:// doi.org/10.1016/0043-1354(82)90249-4

R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. In *R Foundation for Statistical Computing*. https://www.r-project.org/

Strazzera, G., Battista, F., Tonanzi, B., Rossetti, S., & Bolzonella, D. (2021). Optimization of short chain volatile fatty acids production from household food waste for biorefinery applications. *Environmental Technology and Innovation*, *23*, 101562. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101562

Vázquez-Fernández, A., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2022). Review about bioproduction of Volatile Fatty Acids from wastes and wastewaters: Influence of operating conditions and organic composition of the substrate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3). https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107917

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).

CARACTERIZACIÓN DE LODOS DE ALPECHÍN: ESTUDIO FUNCIONAL Y TOXICOLÓGICO

María R. Martínez-Gallardo, Anabel Miñarro, Rosario Lerma-Moliz, Raúl Jiménez, José Sáez, Francisca Suárez-Estrella, Raúl Moral, 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; mmg113@ual.es

Resumen: El método más empleado para la disposición del alpechín, residuo líquido derivado de la extracción del aceite de oliva, ha sido su acúmulo en balsas de evaporación. Actualmente muchas de estas balsas no están en uso, pero debido a su carácter fitotóxico y antimicrobiano, los lodos remanentes siguen suponiendo un riesgo ambiental. El objetivo de este trabajo fue el estudio de la toxicidad presente en lodos de alpechín de diversa procedencia, así como su caracterización físico-química, funcional y microbiológica. Para ello, se obtuvieron muestras de los lodos remanentes en 11 balsas de evaporación de alpechín. Los parámetros analizados en estas muestras fueron la fitotoxicidad, mediante el estudio del índice de germinación; ecotoxicidad, basado en el análisis de bioluminiscencia de *Allivibrio fischeri*; la biodiversidad funcional, mediante el uso de microplacas Biolog® EcoPlate™; y parámetros físico-químicos como pH, conductividad y materia orgánica. Los resultados obtenidos fueron muy variables debido a la marcada heterogeneidad de las muestras, destacando, de forma general, una ecotoxicidad moderada-alta y valores de biodiversidad funcional superiores a lo esperado, teniendo en cuenta dicha toxicidad. Además, se observó que las muestras con mayor toxicidad presentaban una predominancia de actividades metabólicas implicadas en el uso de sustancias poliméricas. Estos resultados demuestran que los lodos de alpechín suponen un residuo tóxico, pero con un importante potencial metabólico. Por lo tanto, en el marco de la economía circular, este trabajo se centra no solo en la necesidad de biorremediar este residuo, sino que, aplicando las técnicas adecuadas de bioestimulación, se podría transformar en un producto con un alto valor añadido.

Palabras clave: biodiversidad funcional, índice de germinación, compuestos recalcitrantes, toxicidad.

1. Introducción

El alpechín, residuo líquido generado en la extracción del aceite de oliva, se caracteriza por un elevado contenido en sustancias recalcitrantes, principalmente compuestos fenólicos, lipídicos y polímeros, que le confieren efectos fitotóxicos y antimicrobianos (Dermeche y col., 2013). Desde la década de los 80, el principal método de gestión de este efluente residual ha sido su almacenamiento en balsas o estanques donde la fase acuosa se evaporaba de forma natural y la fase sólida se concentraba en forma de lodos, aumentando consecuentemente la proporción de las sustancias tóxicas previamente mencionadas (Martínez-Gallardo y col., 2020). Muchas de estas balsas actualmente están en desuso, pero ocasionan graves impactos negativos en el entorno circundante, debido a la falta de impermeabilización y mal dimensionamiento que provoca la contaminación de suelos y acuíferos cercanos por la incorporación de los compuestos tóxicos al ambiente tras su lixiviación (Kavvadias y col., 2017). Por ello, es necesario realizar una profunda caracterización de estos lodos de alpechín para conocer su contenido biológico y físico-químico, así como el nivel de toxicidad. De esta manera, se puede determinar su impacto y repercusión ambiental para implementar técnicas adecuadas que conduzcan a una gestión sostenible.

Los microorganismos desempeñan un papel fundamental en la eliminación de los compuestos contaminantes debido a su capacidad para desarrollar una amplia gama de actividades metabólicas. La comunidad microbiana se adapta rápidamente a los cambios del entorno modificando su perfil fisiológico y diversidad funcional (Gryta y col., 2014). Por tanto, el estudio de la diversidad metabólica de la comunidad microbiana en los lodos remanentes de las balsas de evaporación de alpechín ofrece información sobre la diversidad de sustratos que la microbiota autóctona es capaz de utilizar, así como la intensidad funcional ejercida. De esta manera, se puede conocer el potencial metabólico, que junto a otros parámetros, facilita el implemento de técnicas adecuadas para la biorremediación y aprovechamiento de los lodos de alpechín.

El objetivo de este trabajo fue el estudio de la toxicidad presente en lodos de alpechín de diversa procedencia, así como la evaluación de su perfil metabólico, con el fin de obtener la información suficiente para caracterizar este tipo de residuos facilitando, de este modo, la selección futura de estrategias adecuadas para gestionarlos y reducir su impacto ambiental.

2. Material y métodos

Se obtuvieron muestras de lodos de alpechín tomadas en 11 balsas de evaporación de distinta procedencia, que fueron catalogadas como TED12, TED15 y TED19-TED27.

2.1 Análisis de toxicidad

El estudio de la fitotoxicidad se realizó mediante el análisis de la germinación y desarrollo de 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 promedio de la longitud de crecimiento de las raíces, ambas respecto a un control con agua.

El análisis de la ecotoxicidad, basado en la inhibición de bioluminiscencia emitida por *Allivibrio fischeri*, se llevó a cabo según el protocolo de Blaha y col. (2010). Los resultados se expresaron como unidades de toxicidad (UT) de acuerdo con la fórmula UT=[1/(EC50)]x100, donde EC50 es la concentración de la muestra que causa una reducción de la bioluminiscencia del 50%.

2.2 Estudio de la biodiversidad funcional

Para el análisis de la biodiversidad funcional se emplearon microplacas Biolog® EcoPlate™ (Biolog, E.E.U.U.) que contienen tres series de 31 fuentes de carbono agrupadas en 6 categorías: ácidos carboxílicos, aminoácidos, aminas, polímeros, carbohidratos y fenólicos. El análisis se llevó a cabo siguiendo el protocolo descrito por Feigl y col. 2017. Los resultados se expresaron como intensidad metabólica por grupo de sustratos (SAWCD), aplicando la siguiente fórmula SAWCD=ΣDOi/N; dónde DOi es el desarrollo proporcional de color por pocillo, teniendo en cuenta los pocillos correspondientes al conjunto de sustratos de cada categoría, y N es el número de sustratos por categoría.

3. Resultados y discusión

3.1 Análisis de toxicidad

La toxicidad presente en los lodos de alpechín se evaluó mediante las analíticas de fitotoxicidad y ecotoxicidad, expresadas como índice de germinación (%IG) y unidades de toxicidad (UT), respectivamente. Los lodos de alpechín catalogados como TED19, 21, 22 y 25 no mostraron fitotoxicidad, e incluso, algunos mostraron un carácter fitoestimulante (TED 19, 21 y 25), mientras que el resto se consideraron fitotóxicos, especialmente TED23 (IG = 0,17%) (Fig. 1, izquierda.) (Zucconi et al., 1985). Por otro lado, en base a la clasificación establecida por Persoone y col. (2003), los lodos de alpechín pueden clasificarse en dos niveles de ecotoxicidad: altamente tóxicos (TED12, 15, 20 y 24), aquellos con valores superiores a 10 UT; y moderadamente tóxicos (TED19, 21, 22, 23, 25, 26 y 27), aquellos con valores entre 1 y 10 UT (Fig. 1, derecha.). De forma general, se observó que lodos con un mayor carácter fitotóxico tienden a presentar una ecotoxicidad más severa. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Martínez-Gallardo y col. (2021) en un análisis de la ecotoxicidad y fitotoxicidad presente en lodos de alpechín almacenados en balsas de evaporación, donde la mayoría de los lodos mostraron valores superiores a 5 UT e inferiores al 80% de IG, respectivamente. Además, los casos donde la toxicidad era nula, e incluso protagonizaron fenómenos de fitoestimulación, se relacionaron con balsas con mayor tiempo en desuso, donde el material residual presentaba mayores indicios de biodegradación. El efecto contaminante se relaciona con su contenido en compuestos de carácter recalcitrante, como ácidos fenólicos, lípidos y polímeros; a su vez determinados por el contenido en materia orgánica y pH (Babić y col., 2019).

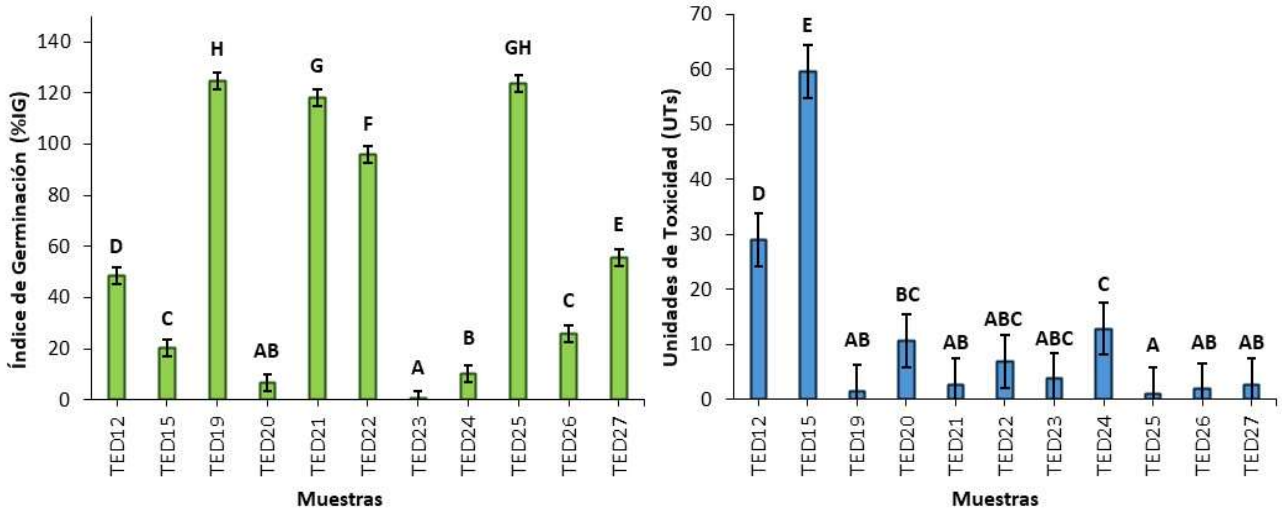


Figura 1. Estudio de la fitotoxicidad (izquierda) y ecotoxicidad (derecha), expresadas como índice de germinación (%IG) y unidades de toxicidad (UT), respectivamente, en los lodos de alpechín. Los resultados representan el promedio de tres repeticiones. Las barras de error representan el intervalo LSD de Fisher. Datos con distinta letra denotan la existencia de diferencias significativas ($p<0,05$).

3.2 Estudio de la biodiversidad funcional

La Figura 2 representa el perfil metabólico a nivel de grupos de sustratos (aminoácidos, aminas, polímeros, carbohidratos, ácidos carboxílicos y compuestos fenólicos), expresado como SAWCD (intensidad metabólica por grupo de sustratos), protagonizado por las comunidades microbianas presentes en los lodos de alpechín. En términos generales, las actividades funcionales dominantes fueron las relacionadas con el metabolismo de polímeros, carbohidratos y ácidos carboxílicos, seguidas de aminas, aminoácidos y fenólicos. Específicamente, en los lodos TED20 y 24 la comunidad microbiana destinó el 100% de su actividad metabólica al uso de polímeros, y en los lodos TED12 y 23, el 78 y el 53%, respectivamente (Fig. 2).

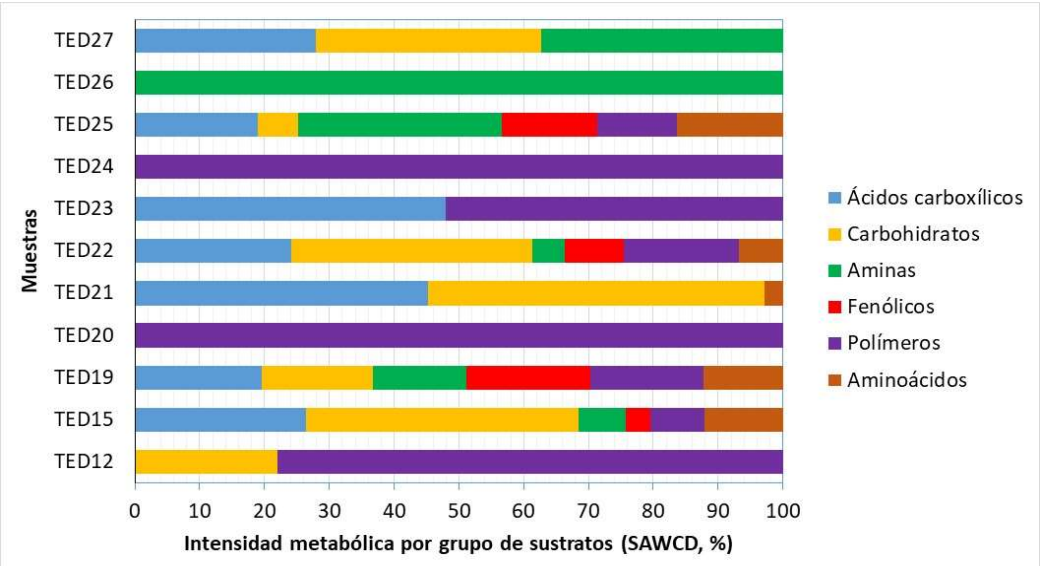


Figura 2. Perfil metabólico sobre grupos de sustratos específicos, expresado como SAWCD (%), en lodos de alpechín de diferente procedencia. Cada color corresponde con un grupo específico de sustratos.

Estos resultados reflejan que gran parte de la materia orgánica presente en los lodos de alpechín está constituida por compuestos de naturaleza recalcitrante responsables, en gran medida, de la toxicidad mostrada por tales residuos (Dermeche y col., 2013).

4. Conclusiones

Estos resultados demuestran que, en términos generales, los lodos de alpechín presentan un elevado carácter tóxico, pero albergan una importante fuente de microorganismos con capacidades funcionales interesantes, desde el punto de vista de la biorremediación. No obstante, el tratamiento adecuado de este tipo de residuos de forma previa a su aplicación, resulta imprescindible para mitigar su marcado carácter tóxico a nivel agronómico y ambiental. Por tanto, la estimulación de la microbiota autóctona con capacidad de degradar compuestos recalcitrantes como polímeros, podría ser una alternativa adecuada, en términos de gestión sostenible y respetuosa con el medioambiente, para la descontaminación de los lodos de alpechín.

5. Bibliografía

Babić S., Malev O., Pflieger M., Lebedev A.T., Mazur D.M., Kužić A., Trebše P., 2019. Toxicity evaluation of olive oil mill wastewater and its polar fraction using multiple whole-organism bioassays. *Sci. Total Environ*. 686, 903-914. 10.1016/j.scitotenv.2019.06.046.

Bláha L., Hilscherová K., Čáp T., Klánová J., Machát J., Zeman J., Holoubek I., 2010. Kinetic bacterial bioluminescence assay for contact sediment toxicity testing: relationships with the matrix composition and contamination. *Environ. Toxicol. Chem*. 29(3), 507-514.

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.

Feigl V., Ujaczki É., Vaszita E., Molnár M., 2017. Influence of red mud on soil microbial communities: Application and comprehensive evaluation of the Biolog EcoPlate approach as a tool in soil microbiological studies. *Sci. Total Environ*. 595, 903-911.

Gryta A., Frąc M., Oszust K., 2014. The application of the Biolog EcoPlate approach in ecotoxicological evaluation of dairy sewage sludge. *Appl. Biochem. Biotech*. 174(4), 1434-1443.

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.

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.

Persoone G., Marsalek B., Blinova I., Törökne A., Zarina D., Manusadzianas, Nalecz-Jawecki G., Tofan L., Stepanova N., Tothova L., Kolar B., 2003. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environ. Toxicol*. 18, 395-402.

Zucconi F., Monaco A., Forte M., De Bertoldi M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: J.K.R. Gasser (Eds.) *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier, London, UK, pp. 73-8.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado gracias al proyecto TED2021-129481B-C32 (OLIFE_RELIFE). 2023-2024. Proyectos de Transición Ecológica y Digital 2021. Ministerio de Ciencia e Innovación (España).

MICORREMEDIACIÓN DEL ALPERUJO PARA SU USO COMO ENMIENDAS ORGANICAS

Maria Camila Espinosa-Araque[1], Gloria Andrea Silva-Castro[1], Silvia Moreno-Morillas[2], Marina Pareja-Valero[1], Hanan El Bakkali[1], Inmaculada García-Romera[2].

[1] Departamento de microbiología, MAFA Vegetal Ecobiology. Avenida de Incar, 30, 18130, Escúzar (Granada). [2] Departamento de microbiología del suelo y sistemas simbióticos, Estación experimental del Zaidin, Consejo Superior de investigaciones Científicas, C/Profesor Albareda, 1, Granada.

Resumen: La agricultura sostenible pretende aumentar la productividad conservando los recursos y manteniendo el medio ambiente, usando enmiendas orgánicas y microorganismos beneficiosos. Dado que, en España se produce gran cantidad de alpeorujo, residuo generado durante la producción de aceite de oliva, se planteó el diseño de bioestimulantes y biofertilizantes a partir del alperujo biotransformado por hongos saprobios. Se llevó a cabo la biotransformación del extracto líquido de alpeorujo por cuatro cepas de hongos, obteniéndose ocho productos en total, cuatro bioestimulantes (AT) y cuatro biofertilizantes (AT + biomasa fúngica). Posteriormente, se realizó un ensayo en invernadero con plantas de trigo, en aras de evaluar el efecto de los distintos productos sobre el crecimiento y fisiología de las plantas, así como en la actividad microbiana del suelo. Se verificó que los hongos seleccionados detoxificaron el extracto líquido de alpeorujo, reduciendo su contenido fenólico. Además, se evidenció una mayor estimulación del crecimiento de las plantas suplementadas con los productos biofertilizantes, en los que no se produjo un aumento considerable de las actividades antioxidantes, pero si se alteró la actividad microbiana del suelo.

Palabras clave: Agricultura sostenible, biofertilizante, bioestimulante, hongos saprobios y biotransformación.

1. Introducción

Actualmente destacan dos vertientes de la agricultura: la agricultura intensiva, centrada en la producción masiva de alimentos (Zeraatpisheh et al., 2020); y la agricultura sostenible, que tiene como objetivo aumentar la productividad conservando al mismo tiempo los recursos naturales y reduciendo los impactos negativos sobre el medio ambiente (Brodt et al., 2011). Para lograr una agricultura sostenible se propone el uso de enmiendas orgánicas con propiedades bioestimulantes y biofertilizantes, que son productos a base de microorganismos benéficos (Brown y Saa, 2015). España es el principal productor de aceite de oliva del mundo (MAPA, 2023), lo que a su vez conlleva una alta generación de alperujo, residuo que se genera durante el proceso de producción. Entre las características fisicoquímicas más importantes del alperujo se encuentran la alta concentración de materia orgánica y un alto contenido fenólico (García-Ortiz-Civantos, 2016), lo que hace que su aplicación directa al suelo traiga efectos negativos (Aranda et al., 2006).

Por tanto, para aprovechar al máximo el potencial bioestimulante del alperujo, se propone como alternativa reducir los compuestos fenólicos responsables de su fitotoxicidad empleando hongos saprobios. La capacidad de estos hongos para desintoxicar sustancias se da gracias a la producción de enzimas ligninolíticas (Prenafeta-Boldú et al., 2018). Así que, en este estudio se propuso el diseño de bioestimulantes y biofertilizantes a partir de residuos de almazara biotransformados por hongos saprofitos, promoviendo su implementación en agricultura sostenible para mejorar la fertilidad de los cultivos y del suelo y al mismo tiempo reducir el impacto ambiental que generan estos residuos de la industria oleícola.

2. Material y Métodos

Para lograr los objetivos propuestos, la investigación se llevó a cabo en dos fases. En la fase I se realizó la biotransformación del alpeorujo por los hongos saprobios: EEZ-22 (*Penicillium spp.*), EEZ-28 (*Fusarium spp.*), EEZ-55 (*Pycnoporus spp.*), y EEZ-120 (*Bjerkandera spp.*). Se inoculó por duplicado cada hongo en medio liquido de extracto de malta, trascurridos 4 días se adicionó sulfato

de cobre (SO_4Cu) al 8% p/v., después de 10 días de crecimiento se adicionó el extracto de alperujo liquido (AL) en una relación 1:1, y finalmente a los 20 días de proceso se obtuvo dos productos finales por hongo, un bioestimulante (AT) y un biofertilizante (AT +biomasa fúngica). El seguimiento de este proceso se realizó con la cuantificación de las actividades ligninolíticas, el contenido de polifenoles, y la determinación de la fitotoxicidad frente a semillas de berro (*Lepidium sativum L.*).

En la fase II se evaluó la influencia de los productos obtenidos sobre el crecimiento de plantas de trigo (*Triticum aestivum*), tanto como bioestimulante como biofertilizante. El cultivo de las plantas se llevó a cabo en invernadero bajo condiciones controladas y se mantuvieron durante 2 meses con adición de agua a demanda. Pasado este tiempo, se les añadieron dos dosis (a los 2 y 3 meses) de los productos, además agua y AL como controles. Al cumplir 4 meses de cultivo se realizó la cosecha y se analizaron en el laboratorio la parte aérea (biomasa seca y actividades enzimáticas oxidativas) y el suelo (actividades enzimáticas) por separado.

3. Resultados y Discusión

3.1. Actividades enzimáticas ligninolíticas

Las actividades ligninolíticas lacasa (Lac), manganeso peroxidasa (MnP) y lignina peroxidasa (LiP) se determinaron por su papel en la detoxificación del extracto líquido de alpeorujo. Los resultados obtenidos se muestran en la **tabla 1**. El mayor valor de actividad Lac se observó en AT28, AT+22, AT+28, mientras que los valores más bajos correspondieron a los productos AT22, AT120, AT+55 y AT+120. Esto se puede atribuir a que la producción de enzima Lac es una característica presente en la mayoría de los hongos ligninolíticos. Los resultados de la LiP fueron más bajos en general, pudiéndose deber a que está involucrada en los primeros pasos en la biorremediación del alperujo. En cuanto a la MnP los productos de la cepa EEZ-22 fueron 1,7 veces más altos que los demás productos.

Tabla 1. Actividades enzimáticas oxidativas al final de la biotransformación.

Tratamiento	Act. Lac (Ul/min)	Act. LiP (Ul/min)	Act. MnP (Ul/min)
AT22	96,02±4,98	0,11±0,02	235,29±18,33
AT28	152,64±9,84	0,10±0,03	134,45±1,00
AT55	128,80±6,44	0,30±0,01	142,86±1,00
AT120	93,24±5,66	0,12±0,02	144,26±9,25
AT+22	136,75±7,41	0,08±0,01	231,09±18,33
AT+28	142,64±9,84	0,19±0,04	134,45±1,00
AT+55	91,50±9,56	0,41±0,06	142,86±1,00
AT+120	84,52±7,14	0,15±0,01	136,55±9,41

3.2. Índice de germinabilidad y concentración de polifenoles

Para poder comprobar el poder de biotransformación de los hongos se determinó el índice de germinación de semillas de berro y el contenido de polifenoles, como parámetros de medición de fitotoxicidad de los productos. Se observó un aumento en el porcentaje del índice de germinación con cualquiera de los ocho productos obtenidos al compararse con el alpeorujo líquido sin transformar (AL). Además, se observó una clara reducción, en todos los tratamientos, del contenido fenólico con respecto al AL que alcanza un máximo del 80% en los productos donde está involucrada la cepa EEZ-55 (**Figura 1)**.

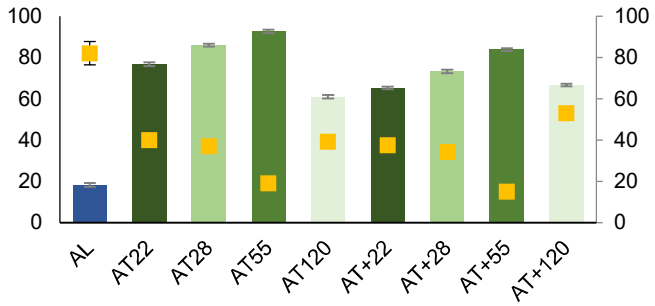


Figura 1. Concentración final de polifenoles e índice de germinación en semillas de berro.

3.4. Biomasa de las plantas de trigo

En la **Figura 2** se representa gráficamente la distribución de biomasa seca de las plantas de trigo sometidas a los diferentes tratamientos.

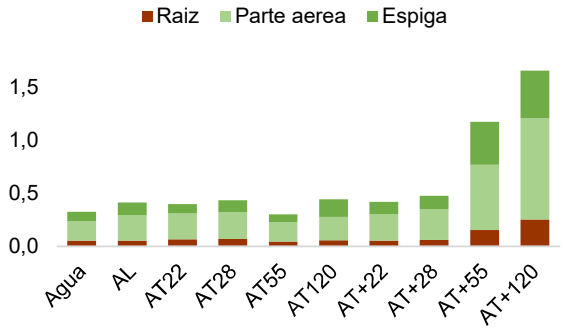


Figura 2. Biomasa seca por tratamiento.

Se observó una mayor biomasa en las plantas suplementadas con los biofertilizantes con biomasa fúngica (AT+55 y AT+120). Además, la ausencia de diferencia significativa de las plantas suplementadas con extracto líquido de alpeorujo sin tratar (AL) es de especial interés, y lleva a pensar que quizás el suelo posee un alto contenido en MO y pH que determina la ausencia de fitotoxicidad de los fenoles del control sin transformar (Wang et al., 1967).

3.5. Actividades enzimáticas oxidativas

Se determinaron tres actividades enzimáticas oxidativas: catalasa, ascorbato peroxidasa (APx) y gutatión reductasa (GR), por su influencia en la respuesta a estrés en la parte aérea (hojas y tallo) de las plantas (**Figura 3**).

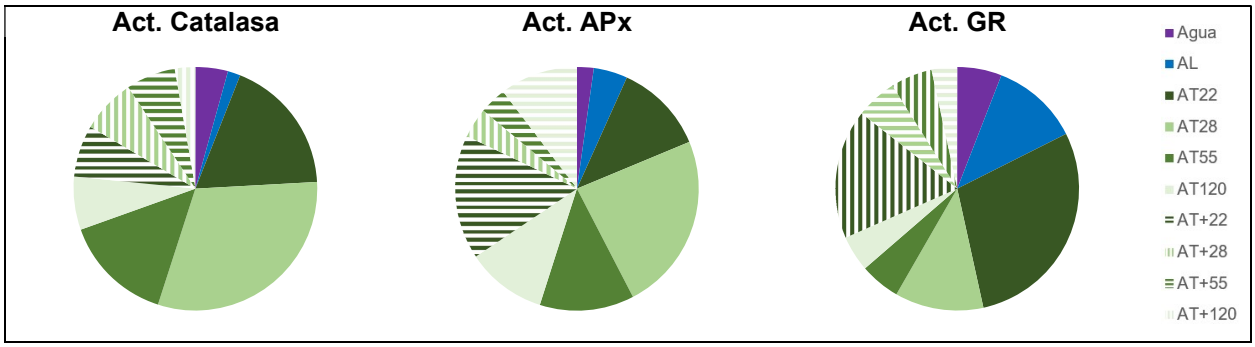


Figura 3. Actividades enzimáticas oxidativas de la parte aérea de las plantas de trigo.

En general, las actividades enzimáticas oxidativas cuantificadas son menores en los productos biofertilizantes que en los bioestimulantes ya que en las plantas puede que no haya suficientes ROS (especies reactivas de oxígeno) que dañen las células y tejidos y por tanto no necesiten producirlas. Además, las diferencias existentes en la actividad antioxidante de las plantas de trigo según el producto adicionado, reside en que, cada hongo filamentoso usa diferentes mecanismos enzimáticos para la bioconversión de fenoles, por consiguiente, pueden producir distintos metabolitos secundarios con actividades pro-oxidativas (Reina et al., 2017).

3.6. Actividades enzimáticas del suelo

Para evaluar la eficacia de la biorremediación del extracto líquido de alpeorujo (AL) cuando se usa como bioestimulante, se cuantificaron las actividades enzimáticas del suelo. La actividad fosfatasa y ureasa variaron según la disponibilidad de nutrientes, siendo generalmente más alta en suelos tratados con productos bioestimulantes. Estos resultados sugieren que la adición de estos productos activa la maquinaria metabólica microbiana y mejora la disponibilidad de nutrientes en el suelo.

Tabla 2. Actividades enzimáticas del suelo.

Ensayo	Act. fosfatasa (µg p-nitrofenol)/ g dwt h)	Act. ureasa (µg NH4--N)/ g dwt h)	Ensayo	Act. fosfatasa (µg p-nitrofenol)/ g dwt h)	Act. ureasa (µg NH4--N)/ g dwt h)
Agua	1,77±0,35	1,69±1,43	**AT120**	2,70±0,25	33,08±2,42
AL	2,62±0,26	31,03±1,80	**AT+22**	2,94±0,26	1,15±0,85
AT22	2,59±0,10	39,37±9,27	**AT+28**	3,66±0,21	0,00±0,37
AT28	4,11±0,34	56,60±3,46	**AT+55**	4,48±0,22	2,67±3,10
AT55	2,51±0,06	36,52±5,55	**AT+120**	4,75±0,33	1,76±1,38

4. Conclusiones

Se verificó que los hongos seleccionados detoxificaron el AL, reduciendo su contenido fenólico. Se evidenció una mayor estimulación del crecimiento de las plantas suplementadas con los productos biofertilizantes en los que no se produjo un aumento significativo de las actividades antioxidantes. La actividad microbiana del suelo se modificó dependiendo del producto suplementado a las plantas de trigo (bioestimulante o biofertilizante). Hay que destacar el efecto biofertilizante del extracto del alpeorujo biorremediado por las cepas EEZ-55 y EEZ-120.

5. Bibliografía

Aranda, E., Sampedro, I., Ocampo, J. A., y García-Romera, I., (2006). Phenolic removal of olive-mill dry residues by laccase activity of white-rot fungi and impact on tomato plant growth. International Biodeterioration & Biodegradation, 58, 176-179.

Brodt S., Six J., Feenstra G., Ingels C. y Campbell D. 2011. Sustainable Agriculture. *Nature Education Knowledge*. 3 (10), 1.

Brown P. y Saa S. 2015. Biostimulants in agriculture. *Frontiers in Plant Science*, 6, 671.

García-Ortiz-Civantos C. 2016. Aprovechamiento del alperujo como enmienda orgánica en el olivar. 365. Disponible en: http://hdl.handle.net/10953/769

MAPA (2023) Balance del sector del olivar, campaña 2022/2023. *Ministerio de agricultura, pesca y alimentación, Madrid*. https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/balance provisional 2022-23_mayo23__tcm30-652995.pdf (fecha de consulta 06/06/2024)

Reina R., Liers C., García-Romera I. y Aranda E. 2017. Enzymatic mechanisms and detoxification of dry olive-mill residue by Cyclocybe aegerita, Mycetinis alliaceus and Chondrostereum purpureum. *International Biodeterioration & Biodegradatio.* 117, 89-96.

Prenafeta-Boldú F. X., De Hoog G. S. y Summerbell R. C. 2018. Fungal communities in hydrocarbon degradation. In: McGenity, T. (Eds), Microbial Communities Utilizing Hydrocarbons and Lipids: Members, Metagenomics and Ecophysiology. Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology. *Springer*. Champp. 1-36.

Wang T. S., Yang T. K. y Chuang T. T., 1967. Soil phenolic acids as plant growth inhibitors. Soil Science, 103, 239-246.

Zeraatpisheh M., Bakhshandeh E., Hosseini M. y Alavi, S. M. 2020. Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma*. 363, 114139.

6. Agradecimientos

Estos resultados hacen parte del Contrato CDTI-IDI-20210451.

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE LIXIVIADOS PROCEDENTES DEL COMPOSTAJE DE RESTOS VEGETALES A ESCALA INDUSTRIAL

María José Estrella González, Paula Vílchez Sánchez, Víctor Carpena, Francisca Suárez Estrella y 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; meg274@ual.es

Resumen: Durante el compostaje de restos vegetales, se generan lixiviados constituidos por productos de la descomposición aerobia de la materia orgánica solubilizados en el agua del proceso y la lluvia. Aunque pueden ser tóxicos y tienen una composición variable, contienen nutrientes valiosos, por lo que, convenientemente tratados, podrían ser empleados como biofertilizantes líquidos. El objetivo de este trabajo fue la caracterización fisicoquímica y microbiológica de dos lixiviados recirculados en pila de compostaje industrial de restos vegetales, lixiviado de otoño (L1) y lixiviado de primavera (L2). Los parámetros fisicoquímicos de seguimiento estudiados fueron materia orgánica, pH, conductividad eléctrica (CE), demanda biológica de oxígeno (DBO) y fitotoxicidad. A nivel microbiológico, se estudiaron grupos generales (bacterias, hongos y actinomicetos) y específicos (solubilizadores de fosfato, potasio, calcio y productores de sideróforos), además de indicadores de contaminación fecal. Los resultados mostraron un elevado valor de CE en L1 (9 mS/cm). Por otro lado, los valores de DBO fueron muy elevados, especialmente en L2. Los recuentos de grupos microbianos generales y específicos oscilaron en torno a 3 y 7 unidades logarítmicas. Se observó un mayor recuento de actinobacterias y productores de sideróforos en L2, mientras que el recuento de solubilizadores de fosfato fue más elevado en L1. Los niveles de indicadores de contaminación fecal se encontraron dentro de los valores establecidos por legislación en el caso del lixiviado de primavera. Respecto al Índice de Germinación, aunque los lixiviados fueron fitotóxicos, su dilución 1/50 reveló un claro efecto fitoestimulante en semillas de berro. Estos resultados sugieren que los lixiviados recirculados de compost obtenido a escala industrial, independientemente de su estacionalidad, podrían ser una alternativa sostenible a los agroquímicos líquidos, siempre que pueda comprobarse su estabilidad, así como la concentración y dosis adecuada.

Palabras clave: indicadores de contaminación fecal, toxicidad, biofertilizante, microbiota específica

1. Introducción

A pesar de sus ventajas, el compostaje presenta problemas ambientales, como la formación de efluentes líquidos y olores por exceso de humedad y desequilibrios de nutrientes. Las instalaciones de compostaje, especialmente las que procesan residuos residenciales y agrícolas, pueden generar lixiviados con altos niveles de metales, carga orgánica, material biológico y contaminantes como pesticidas y dioxinas. Estos lixiviados, al descomponerse, pueden liberar contaminantes biodisponibles, que deben ser tratados adecuadamente antes de su eliminación o uso agrícola para evitar efectos adversos en el medio ambiente. La aplicación directa de lixiviados procedentes de procesos de compostaje puede afectar negativamente el crecimiento de las plantas y la absorción de nutrientes. Uno de los posibles tratamientos es la recirculación, es decir, reintroducir los lixiviados nuevamente en el proceso de compostaje (Martínez-Castillo y col., 2014). Los lixiviados de compost a menudo se tratan como aguas residuales y muy pocos estudios han propuesto el empleo de estos lixiviados para aplicaciones agrícolas debido su heterogeneidad, los contaminantes potenciales y la necesidad de un tratamiento previo antes de su uso. No obstante, se ha descrito que pueden ser empleados para combatir plagas y enfermedades, debido a su gran diversidad microbiana y a que contienen sustancias antimicrobianas que inhiben el crecimiento de hongos patógenos (Gutiérrez-Miceli y col., 2008). Por todo ello, el objetivo de este trabajo fue la caracterización físico-química, microbiológica y de calidad de lixiviados recirculados procedentes del compostaje industrial de restos vegetales en diferentes estaciones del año.

2. Material y Métodos

2.1 Lixiviados

Los lixiviados empleados consisten en un líquido recirculado en un proceso de compostaje industrial de residuos vegetales de cultivos hortícolas intensivos bajo plástico constituidos por como hojas, tallos, y la propia planta al final del ciclo de cultivo. Estos lixiviados proporcionados por la empresa de tratamiento de restos vegetales Servicios Ambientales Las Chozas (SACh), El Ejido, Almería. Los lixiviados generados durante el proceso de compostaje se recogen en una balsa, a partir de la cual se recirculan sobre las pilas de compostaje. Se recogieron dos muestras, una en otoño (L1) y otra en verano (L2), que previamente fueron recirculados en dos ciclos de riego.

2.2 Caracterización físico-química

Las muestras se agitaron a 120 rpm, 5 min para pH y 30 min para conductividad, a 30 °C. Las mediciones se realizaron con un pHmetro Crison BASIC 20 y un conductímetro HI 2315, expresando la conductividad en milisiemens por centímetro (mS/cm). El contenido en materia orgánica se evaluó determinando la pérdida de peso, a peso constante por ignición a 550 °C.

2.3 Caracterización biológica

Se analizó la demanda biológica de oxígeno (DBO), una medida del oxígeno consumido por los microorganismos para metabolizar los compuestos orgánicos de una muestra durante 5 días (DBO_5) a 20 °C (expresada como masa de oxígeno consumida por unidad de volumen (mg/L)), mediante un equipo Velp Scientifica, BOD Sensor, F102B0133. También se evaluó el efecto fitotóxico para lo que se realizaron bioensayos de germinación en semillas de berro (*Lepidium sativum*) mediante la técnica propuesta por Zucconi (1981) con diferentes diluciones de lixiviados.

Se estudiaron grupos microbianos generales como bacterias, hongos y actinomicetos sembrado en Agar Nutritivo (AN), Rosa de Bengala (RB) y Agar Caseinato de Sodio (SCA), respectivamente. Los grupos microbianos específicos fueron solubilizadores de fosfato, potasio, calcio y productores de sideróforos. Además, se comprobó la presencia de indicadores de contaminación fecal, para lo cual se empleó al Técnica del Número Más Probable (NMP) en caldo lactosado. La presencia de *Escherichia coli* se detectó en medio Agar EMB.

2.3 Análisis estadístico

Con el objetivo de evaluar la influencia de los distintos factores de variabilidad sobre los diferentes parámetros en estudio, los datos se sometieron a un análisis estadístico utilizando Statgraphics Centurion XVI versión 18.1.16 (StatPoint Technologies Inc., Virginia), con un nivel de confianza del 95%. Se realizaron análisis de varianza ANOVA multifactorial y pruebas de comparación múltiple (Least Significant Difference, LSD de Fisher).

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se muestran los parámetros físico-químicos analizados para los dos tipos de lixiviados en estudio. En relación con el pH, se obtuvieron valores de 8,11 y 8,00 para L1 y L2, respectivamente, encontrándose dentro del rango reportado en bibliografía para lixiviados de compost (Gutiérrez-Miceli y col., 2017). En lo que respecta a la conductividad eléctrica, el valor para L1 (9,00 mS/cm) duplicó el de L2 (4,20 mS/cm). Una de las posibles causas de este aumento podría ser el factor climatológico. El lixiviado de otoño fue recogido a finales de otoño, durante los meses previos se llegaron a alcanzar máximos diarios de 35-40 ºC, en las horas centrales

del día, con noches bastante calurosas, favoreciendo la evaporación en la balsa. Los valores de DBO en las muestras L1 y L2 fueron 9600 mg/L y 15450 mg/L, respectivamente. Comparando con la bibliografía existente, estos valores de DBO se asemejan a los obtenidos en lixiviados de vertederos relativamente jóvenes (menos de 2 años de antigüedad), cuyo valor típico de DBO es de aproximadamente 10000 mg/L (Liberato, 2020).

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de los lixiviados

Muestra	pH	Conductividad (mS/cm)	Materia orgánica (%)	DBO (mg/L)
L1	8,11 B	9,00 B	20,76 A	9600,00 A
L2	8,00 A	4,20 A	24,51 A	15450,00 B

Valores en la misma columna con distinta letra denotan diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$).

Como se puede observar en la Figura 1, tanto la dilución 1:5 como 1:10 fueron extremadamente fitotóxicas. Por ello, se probaron las diluciones 1:25 y 1:50, obteniendo en ambos casos mejores resultados en el lixiviado recogido en primavera. Con la dilución 1:25 se obtuvo un IG > 50% para el lixiviado recogido en otoño y IG > 70% para el de primavera. Se logró un efecto fitoestimulante en los lixiviados al diluirlos en una proporción de 1:50. Esto se reflejó en un IG superior a 130% en el lixiviado recogido durante la primavera. Romero-Batallán (2010) también constató el efecto fitoestimulante del lixiviado diluido de compostaje de residuos orgánicos sobre semillas de cebada y césped. Estos resultados respaldan la estrategia de la dilución como una solución eficaz para mitigar la alta toxicidad inicial observada en los lixiviados de compost.

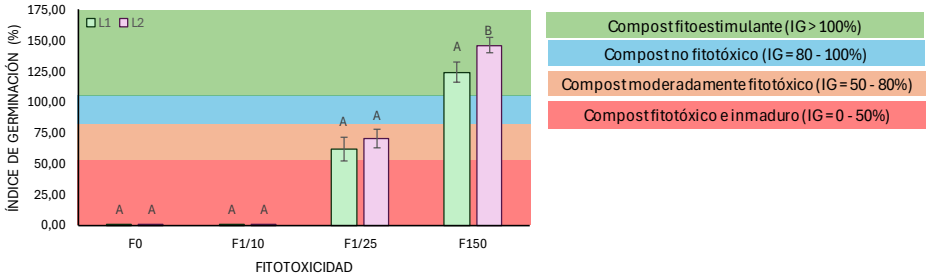


Figura 1. Índice de Germinación (%) de L1 y L2 a diferentes diluciones. F0 es el lixiviado sin diluir; F1/10 es el lixiviado con una dilución 1/10: F1/25 es el lixiviado con una dilución 1/25; F1/50 es el lixiviado con una dilución 1/50. Los resultados son un promedio (n = 3) ± error estándar (barras verticales). Letras diferentes indican los distintos grupos de homogeneidad con diferencias estadísticamente significativas (LSD 95%) en función de la muestra analizada.

En la Figura 2 se muestran los resultados obtenidos para el análisis de la microbiota general, específica y la relacionada con la contaminación fecal. Los recuentos de bacterias y hongos totales (Figura 2A) fueron similares en ambos tipos de lixiviados. En cambio, se observó una mayor concentración de actinobacterias en L2. En el estudio realizado por Andrade-Quiñones y col. (2016), donde se analizaron lixiviados procedentes de compostaje de restos agrícolas, se encontró un mayor número de actinomicetos con respecto a otros grupos estudiados. Respecto a la microbiota específica de carácter biofertilizante (Figura 2B), se obtuvieron recuentos similares para los dos tipos de lixiviados, a excepción de productores de sideróforos que no se detectaron en el lixiviado de otoño.

En cuanto a la microbiota indicadora de contaminación fecal (Figura 2C), en el lixiviado de otoño se detectaron el doble de coliformes totales que en el lixiviado de primera, siendo superior a lo establecido en el Real Decreto 529/2023 (3 unidades logarítmicas). Además, en esta muestra se cuantificaron coliformes fecales (2,32 unidades logarítmicas) y la presencia de *E. coli* (0,72 unidades logarítmicas).

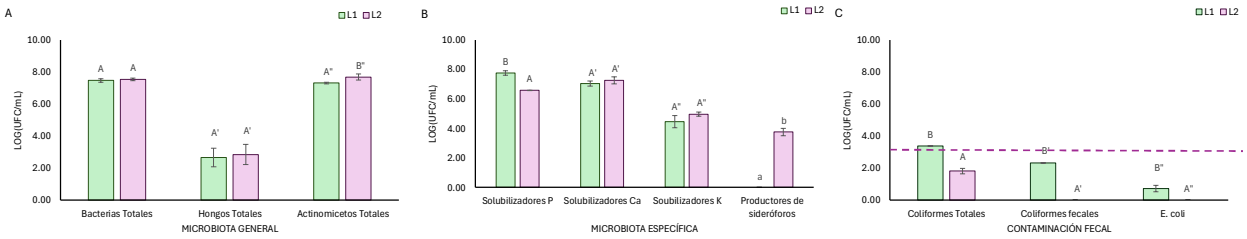


Figura 2. Recuento microbiano de A) Microbiota total (bacterias, hongos y actinobacterias), B) Microbiota específica (solubilizadores de fosfatos, calcio y potasio y productores de sideróforos), C) Coliformes totales, fecales y *Escherichia coli*., indicando la línea discontinua el valor máximo establecido en el Real Decreto 529/2023 Los resultados son un promedio (n = 3) ± error estándar (barras verticales). Letras diferentes indican los distintos grupos de homogeneidad con diferencias estadísticamente significativas (LSD 95%) en función de la muestra analizada.

El lixiviado de compost recolectado en los meses de otoño se ha formado a lo largo de un período anterior abarcando también el verano. Estos meses de verano e inicio de otoño se caracterizan sobre todo en Almería por tener altas temperaturas y pocas precipitaciones pudiendo haber favorecido a una mayor proliferación de microorganismos, incluyendo coliformes, durante ese período liberándose fácilmente al lixiviado recolectado en otoño. Autores como Abed y col. (2014) observaron una disminución en la carga bacteriana de coliformes totales y fecales durante la estación con temperatura más baja en lixiviados.

4. Conclusiones

Los lixiviados de otoño presentaron una elevada conductividad eléctrica lo cual indicó la gran influencia de la estacionalidad de recogida de los lixiviados sobre algunos parámetros físico-químicos. Por otro lado, el análisis de la microbiota específica reveló que los dos lixiviados estudiados presentan un perfil biofertilizante de interés agronómico, ya que de cuantificaron bacterias solubilizadoras de fosfato, calcio y potasio, y en el caso del lixiviado de primavera se detectaron productores de sideróforos. En cuanto a la fitotoxicidad, la estrategia de dilución es una solución eficaz que favoreció la fitoestimulación de los lixiviados de compost en semillas de berro. Por lo que, en base a todo esto, los lixiviados recirculados de compost producidos a escala industrial podrían ser una alternativa sostenible a los agroquímicos líquidos, siempre que se pueda demostrar su estabilidad y que su concentración y dosis no sean fitotóxicas.

5. Bibliografía

Abed H., Esamil A., Barrahi M., Chahboun N., Khadmaoui A., Ouhssine M., 2014 Analytical evaluation of the microbiological water quality of landfill leachate Kenitra. *Int. J. Innov. Appl. Stud*. 7, 1225-1231.

Andrade-Quiñones Y.P., Hidalgo-Nieto A.M., 2016. Elaboración y caracterización microbiológica y fisicoquímica de lixiviados generados a partir de raquis de plátano (Musaceae paradisiaca l), provenientes de tres zonas de los Llanos Orientales. Trabajo Fin de Grado. Universidad de los Llanos, Colombia.

Gutiérrez-Miceli F.A., García-Gómez R.C., Rosales R.R., Abud-Archila M., Angela O.L.M., Cruz M.J.G., Dendooven L., 2008. Formulation of a liquid fertilizer for sorghum (Sorghum bicolor (L.) Moench) using vermicompost leachate. *Bioresour. Technol.* 99(14), 6174-6180.

Liberato N., 2020. Microorganismos eficientes y su efecto en el tratamiento de lixiviados generados en el proceso de compostaje en el centro ecoturístico de protección ambiental “Santa Cruz” - CEPASC, Concepción, 2019. Tesis para optar el título de Ingeniero Ambiental, Universidad Continental, Huancayo-Perú.

Martínez-Castillo J., Martinez-Lopez A.G., Padrón-Hernández W., Rodríguez-Bernal O.F., Chiquito-Coyotl O., Escarola-Rosas M.A., Hernández-Lara J.M., Elvira-Hernández E.A., Méndez G.A., Tinoco-Magaña J.C., 2014. Alternativas actuales del manejo de lixiviados. *Av. Quim.* 9(1), 37-47.

Romero Batallán C. A., 2010. Aprovechamiento integral de lixiviados. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca.

Zucconi F., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. Biocycle, 54-57.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado gracias al proyecto «Bioeconomía Circular de Residuos de Cultivos para su Reutilización en la Agricultura (GO LIXAGRO)», concedido por la Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural, en el contexto de Proyectos de Grupos Operativos.

VALORIZACIÓN AGRONÓMICA DE ALGAS INVASORAS: PROYECTO BIOKAMURAE

Juan A. López-González[1], Macarena del Mar Jurado[1], María J. Estrella-González[1], Francisca Suárez-Estrella[1], María del Carmen Salas[1], María Luz Segura[2], Ismael Hachero[3], María J. López[1]

[1]Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, CIAIMBITAL, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, E04120, Almería. jlopezgonzalez@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.
[3]Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica. Centro IFAPA El Toruño. E11500. Puerto de Santa María, Cádiz.

Resumen: En los últimos años, el alga invasora *Rugulopteryx okamurae* ha colonizado gran parte de las costas andaluzas, afectando gravemente a la flora y fauna marinas por la pérdida de biodiversidad y la destrucción de sus hábitats naturales. El proyecto BIOKAMURAE se marca como objetivo general adquirir conocimiento para el desarrollo de herramientas dirigidas al control y la gestión del alga invasora *R. okamurae*, especialmente en zonas protegidas de la costa de Andalucía. Concretamente, el proyecto se centrará en analizar los cambios en comunidades de macroinvertebrados asociados con macroalgas nativas a lo largo de un gradiente de invasión de *R. okamurae*. Además, evaluará las principales interacciones bióticas (herbivoría y competencia) en el proceso de invasión del alga y desarrollará protocolos de manejo de arribazones de *R. okamurae* y nuevas estrategias agrobiotecnológicas en procesos de co-compostaje con el fin de integrar esta biomasa en la cadena de valor agroalimentaria. Dentro de este último contexto, se realizará una caracterización, aislamiento y selección microorganismos de interés en procesos de biotransformación del alga invasora. Además, desarrollará bioproductos a partir del microbioma del aparato digestivo del erizo de mar *Paracentrotus lividus*, reconocido consumidor del alga. En definitiva, el proyecto abordará avances destacados para conseguir una gestión sostenible de los arribazones del alga, donde el compostaje supone una alternativa eficaz y adecuada a la problemática generada.

Palabras clave: Co-compostaje; *Rugulopteryx okamurae*; bioproductos; microbioma funcional.

1. Introducción

Rugulopteryx okamurae es un alga exótica invasora que ha colonizado grandes extensiones del litoral sur de la península ibérica produciendo un importante impacto sobre el ecosistema, que incluye el desplazamiento de macroalgas nativas y otros organismos sésiles, y la modificación de la epifauna asociada a las praderas de macroalgas (Berti et al., 2023). Además, el crecimiento descontrolado de *R. okamurae* provoca que se arranquen grandes cantidades de biomasa del fondo, que son arrastradas por las corrientes y llegan a la franja litoral, alterando la biodiversidad de estos ecosistemas y produciendo un gran impacto en actividades económicas como el turismo. Esta colonización está relacionada, entre otros motivos, con la ausencia de consumidores y/o competidores que hayan coevolucionado con el alga.

Por lo tanto, el proyecto Biokamurae se marca como objetivo general adquirir conocimiento para el desarrollo de herramientas dirigidas al control y la gestión del alga invasora *R. okamurae*, especialmente en zonas protegidas de la costa de Andalucía. Para alcanzar dicho objetivo principal, se plantean los siguientes objetivos específicos: 1- Analizar los cambios en comunidades de macroinvertebrados asociados con macroalgas nativas a lo largo de un gradiente de invasión de *R. okamurae*. 2- Evaluar las principales interacciones bióticas (herbivoría y competencia) en el proceso de invasión de *R. okamurae*. 3- Desarrollar protocolos

de manejo de arribazones de *R. okamurae* y nuevas estrategias agrobiotecnológicas en procesos de co-compostaje con el fin de integrar esta biomasa en la cadena de valor agroalimentaria.

2. Material y Métodos

Durante el desarrollo del proyecto se estudiará la variabilidad espacio temporal de las comunidades de macroinvertebrados asociadas con macroalgas nativas y se caracterizarán las interacciones bióticas (herbivoría y competencia) en el proceso de invasión de *R. okamurae*. Además, con el objetivo de fomentar la retirada de arribazones de las playas, para favorecer la preservación de estos ecosistemas marinos y la integración de los arribazones en la cadena de valor agroalimentaria, se evaluará la incidencia sobre el ecosistema litoral de la recogida de arribazones. Para ello, se desarrollarán procedimientos y guías de buenas prácticas para la retirada de *R. okamurae* del litoral, se mejorarán los procesos de biotransformación en compost y se implementarán estrategias alternativas para la generación de nuevos productos. Para la obtención de los microorganismos para su aplicación en la mejora de la biotransformación del alga se emplearán tanto erizos alimentados con alga como la propia alga invasora. A partir de cada muestra (erizos depredadores y alga invasora) se realizarán diluciones decimales seriadas en solución salina estéril que se sembrarán en medios de cultivo generales que permiten el crecimiento de la población microbiana global (bacterias, hongos y actinomicetos), y en medios selectivos o diferenciales en los que se pueden detectar microorganismos que exhiben actividades enzimáticas de interés en los procesos de biotransformación del alga. En el caso de las muestras de erizo de mar, se obtendrá un homogeneizado del aparato digestivo en condiciones estériles. Los protocolos de siembra permitirán cuantificar la abundancia de cada grupo microbiano en la muestra a la vez que seleccionar las cepas de interés. Todas las placas, una vez incubadas a la temperatura y tiempos adecuados en cada caso, serán fotografiadas y se procederá al recuento, análisis y selección de los morfotipos. Entre la población general se seleccionarán los morfotipos coloniales mayoritarios (2-3), mientras que en los medios diferenciales se seleccionarán aquellos morfotipos que exhiban la actividad enzimática correspondiente. Posteriormente, se pondrá a punto el protocolo de bioactivación (incremento de la biodegradabilidad) de restos vegetales y alga invasora por acción de los inóculos seleccionados. Tras la selección del mejor tratamiento con inoculantes de acuerdo con los resultados obtenidos, se diseñará un protocolo de aplicación del mismo en mezclas de residuos vegetales pre-acondicionadas, que serán sometidas posteriormente a un proceso de compostaje. Para evaluar el efecto del inóculo, se constituirá otra pila sin inocular como control del proceso. A partir de los compost producidos, se llevarán a cabo ensayos para obtener la dosis de aplicación de azufre a los compost producidos a partir de *R. okamurae* con el objetivo de ajustar sus valores de pH. Además, el compost maduro será inoculado con tres tipos de inóculos diferentes seleccionados de acuerdo con sus rangos de actividades. A partir de estos compost funcionales, se realizarán ensayos para la preparación de extractos acuosos aptos para su uso en fertirrigación. Para ello, se establecerán ensayos de ajuste de dosis compost/fertirrigación en cultivos intensivos de hortícolas. Por último, los bioproductos obtenidos en el ensayo serán validados para la producción en contenedor de plantas autóctonas de interés paisajístico y ornamental.

3. Resultados y Discusión

El éxito de *R. okamurae* se asocia a su capacidad para ocupar medios con una alta presión de predadores y a su capacidad de disuasión, que le permite desplazar a otros organismos sésiles. Como ocurre con muchas otras especies invasoras, la ausencia de enemigos que hayan coevolucionado (herbívoros o patógenos) en el mismo hábitat permite a esta especie invadir grandes extensiones del fondo marino sin ningún control. En otros casos recientes de invasión, como el de *Caulerpa cylindracea* en el Mediterráneo, se ha observado que esta situación puede cambiar con el paso del tiempo (Cebrián y col. 2011). De modo que las especies herbívoras de estos ecosistemas terminan adaptándose a la presencia del alga invasora, aprenden a

consumirla y comienzan a controlar sus poblaciones, en un proceso que dura varios años. En el caso de la *C. cylindracea* se ha descrito este proceso con el equinodermo *Paracentrotus lividus* y el pez *Salpa salpa* (Santamaría y col. 2022). En el proyecto se ha realizado un análisis preliminar del potencial de ambas especies para controlar poblaciones del alga *R. okamurae*, así como estudios en campo para evaluar el grado de herbivoría de *P. lividus* sobre esta alga. En el caso de *P. lividus*, hemos demostrado que esta especie se puede alimentar del alga *R. okamurae* durante un periodo de tiempo prolongado (>5 meses), con tasas de supervivencia similares a las de los grupos alimentados con el alga control (*Ulva* sp.) (>95%). Los trabajos realizados en el medio natural se han realizado en las costas del Estrecho, Granada y Almería. Los primeros datos indican que *P. lividus* se alimenta de *R. okamurae* en el medio natural, y que tanto el porcentaje de erizos que lo hace, como la proporción de la dieta que supone esta alga, está relacionado con la cobertura del alga (Figura 1). Estos resultados han apoyado la decisión de la Junta de Andalucía de cierre de la pesquería del erizo de mar, dada la capacidad de esta especie para consumir el alga *R. okamurae* (Orden de 17 de octubre de 2023), así como la puesta en marcha de un proyecto de regeneración de los bancos de erizos. Para apoyar estas medidas de la Junta de Andalucía, sería de sumo interés evaluar el nivel de consumo del alga invasora en los entornos naturales por parte de estos erizos.

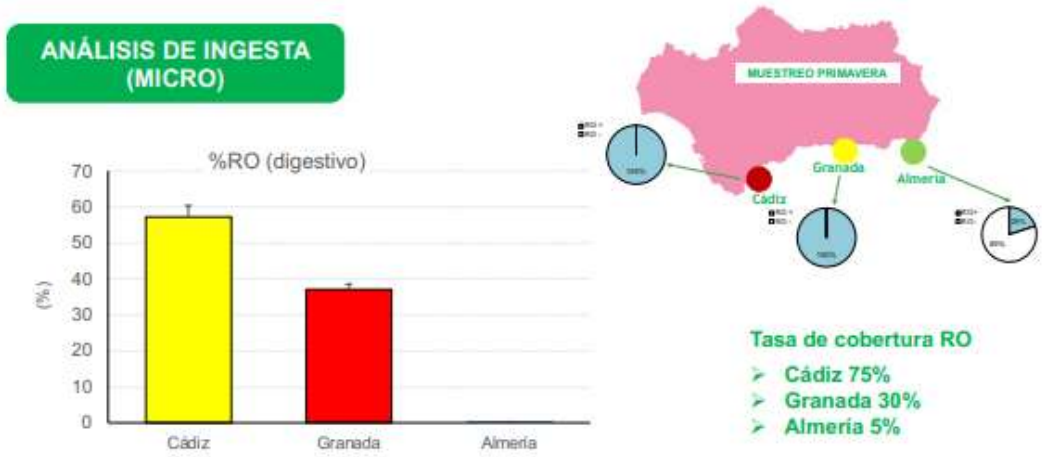


Figura 1. Porcentaje de *R. okamurae* en el contenido del digestivo de *P. lividus* en muestras recolectadas en Sotogrande (Cádiz), La Herradura (Granada) y Almería en primavera de 2023 (Izquierda); y porcentaje de individuos de *P. lividus* en los que se encontró *R. okamurae* en el digestivo.

IFAPA y la Universidad de Almería trabajan desde 2019 evaluando las ventajas y limitaciones del compostaje de los arribazones de *R. okamurae* como método de gestión sostenible y revalorización de estos residuos (proyectos PP.FEM.DIP2019. 001 y PP.FEM.PPA202200.002, fondos FEMP). Entre los resultados obtenidos cabe destacar que se ha demostrado que el compostaje puede ser un proceso eficiente para obtener un producto fertilizante de calidad, si bien, los arribazones de *R. okamurae* requieren su mezcla con restos vegetales para favorecer su degradación biológica y en este sentido, los restos hortícolas y de jardinería son buenas opciones. El compost de *R. okamurae* ha demostrado que puede ser una alternativa económica y sostenible a la turba (principal sustrato para la germinación y desarrollo de la plántula), si bien la salinidad puede ser un factor limitante por lo cual sería de interés realizar estudios que incluyan los siguientes factores: tipo de compost, salinidad, tolerancia del cultivo a la salinidad, estrategias de riego. Los resultados positivos en semillero permiten pensar en otros sistemas de cultivo con plantas más tolerantes a la salinidad como es la producción de plantas autóctonas. Además, se ha validado la capacidad biofertilizante del compost para uso como enmienda de suelo en cultivos intensivos (calabacín), observando que la aportación de compost al suelo aumenta el contenido de materia orgánica, mejora los rendimientos de fruto sin necesidad de aplicar fertirrigación (N y K), si bien este efecto parece estar relacionado con el tipo de compost (proporción alga/restos

vegetales), al apreciarse en algunos casos, una merma de producción (Correa-Bustos et al., 2024). Parece necesario realizar estudios de ajuste de la fertirrigación considerando la fertilidad del compost a más largo plazo, y diseñar una guía de fertilización en cultivos hortícolas utilizando compost de *R. okamurae* como enmienda orgánica. Los nuevos pasos del proyecto abordarán la generación de consorcios microbianos eficaces para la correcta biotransformación de estos residuos tan particularmente recalcitrantes. Esta acción acabará desembocando en la generación de extractos de té de compost elaborado a partir de residuos compostados del alga y restos hortícolas, lo que permitirá, en última instancia su aplicación en agricultura intensiva bajo plástico mediante fertirrigación.

4. Conclusiones

Los resultados del proyecto generarán conocimientos clave para el desarrollo de herramientas de gestión de los residuos generados por los arribazones del alga invasora en las playas andaluzas. La biotransformación del alga mediante co-compostaje, se ha demostrado una solución eficaz que acaba generando productos fertilizantes útiles para la agricultura de la zona. El nuevo abordaje del proyecto elevará este escenario de gestión a un escalón por encima, en el que se desarrollarán extractos de compost del alga, aptos para ser incorporados a la solución nutritiva empleada en agricultura de precisión mediante fertirrigación.

5. Bibliografía

Berti F., Salas-Sanjuan M.C., Hernández-López F., Correa-Bustos A., Segura-Pérez M.L., 2023. Use of compost based on invasive algae *Rugulopteryx okamurae* as a peat alternative in nursery growing media. *Agronomy* 13, 948. https://doi.org/10.3390/agronomy13040948

Cebrián E., Ballesteros E., Linares C., Tomas F., 2011. Do native herbivores provide resistance to Mediterranean marine bioinvasions? A seaweed example. *Biol. Invasions* 13, 1397-1408. https://doi.org/10.1007/s10530-010-9898-1

Correa-Bustos A., Berti F., Salas-Sanjuan M.C., Segura-Pérez M.L., 2024. Characterization of mixtures of *Rugulopteryx okamurae* compost and plant residues to determine the most effective composition as a substrate and source of nutrients. *Horticulturae* 10, 567. https://doi.org/10.3390/horticulturae10060567

Santamaría J., Golo R., Verdura J., Tomas F., Ballesteros E., Alcoverro T., Arthur R., Cebrian E., 2022. Learning takes time: Biotic resistance by native herbivores increases through the invasion process. *Ecol. Letters* 25, 2525-2539. https://doi.org/10.1111/ele.14115

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto “Desarrollo de herramientas dirigidas al control y la gestión del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en el litoral andaluz”. Código PR.FEMPA.DIP2023B.001 encuadrado en la Acción Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

APLICACIÓN AGRÍCOLA DE COMPOST DE LODOS DE EDARs EN VIÑEDOS DE UNA ZONA DE SECANO DE EXTREMADURA.

Fernando Sánchez[1], María del Valle Palenzuela[2], Laura Pérez[2], María de las Nieves López de Lerma[1], Juan Carlos Gutiérrez[2], Enrique Ramos[2], Rafael Andrés Peinado[1], Antonio Rosal[2]

[1]Dpto. Química Agrícola, Edafología y Mineralogía. Universidad de Córdoba. [2]Dpto. Biología Molecular e Ingeniería Bioquímica. Universidad Pablo de Olavide, de Sevilla. arosray@upo.es

Resumen: En este trabajo, se pretende evaluar la aplicación agrícola de compost, procedente de lodos de EDARs, en un viñedo de secano de la Ribera del Fresno (Badajoz). Se han analizado los efectos sobre las propiedades agroquímicas del suelo y las características analíticas y composición aromática del mosto. El compost aportado se ha obtenido del proceso desarrollado con una pila trapezoidal (12 m^3) constituida por una mezcla de lodos urbanos y poda vegetal en la proporción volumétrica 1:2, respectivamente. Se han tratado 3 hileras de vid de la variedad Cayetana Blanca: una Control, sin abonado; otra tratada con fertilizante comercial a una dosis de 80 kg N/ha, y una tercera con aporte de compost a la misma dosis de nitrógeno. El compost obtenido ha cumplido los parámetros fisicoquímicos (MO, C/N, Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn) y microbiológicos (*E. coli*, *Salmonella spp*.) exigidos para su uso en agricultura, según normativas (RD 506/2013 y RD 1310/1990, y sus modificaciones posteriores, RD 999/2017 y Orden AAA/1072/2013, respectivamente). La aplicación de compost ha incrementado el contenido de materia orgánica y macronutrientes (NTK, P_2O_5, K_2O) en el suelo, comparado con los otros dos suelos estudiados. El análisis de los compuestos volátiles del mosto pone de manifiesto la existencia de diferencias significativas entre los obtenidos tras la aplicación del fertilizante químico o de compost frente a los no tratados.

Palabras clave: compostaje, vid, estabilidad, compuestos aromáticos, mosto.

1. Introducción

El déficit de materia orgánica y nutrientes en los suelos agrícolas hacen que la fertilización sea una práctica inevitable dentro de la actividad agraria. En el caso del cultivo de vid cabe destacar la importancia de elementos como N, P, K y Zn, entre otros, cuyas carencias o exceso pueden provocar desequilibrios nutricionales relevantes en el viñedo que pueden afectar considerablemente a la producción, a las cualidades organolépticas del vino e incluso a la presencia de compuestos no deseables para la salud. Esto implica la necesidad de un abonado de mantenimiento para estas plantaciones que puede ser muy complejo y cuya respuesta será limitada al tratarse de un cultivo de secano, perenne y leñoso (García-Escudero, 2010).

Una forma de conseguir un abonado eficiente, sostenible, económico y alternativo a los abonos químicos podría ser el uso de compost, producto que ha demostrado en repetidas ocasiones su utilidad en la fertilización de cultivos y en la mejora de las propiedades del suelo (Bustamante y col., 2011, Nendel y Reuter, 2013). En este trabajo, se estudia cómo afecta el uso agrícola de compost de lodos de EDARs sobre las propiedades agroquímicas de un suelo de viñedo, así como su influencia en los compuestos volátiles del mosto, comparándolo con el uso de un fertilizante inorgánico comercial.

2. Material y Métodos

En las instalaciones del Complejo Medioambiental COPERO de EMASESA (Sevilla), se ha llevado a cabo el compostaje en una pila trapezoidal (12 m^3), constituida por una mezcla lodos, procedentes de la EDAR del citado Complejo, y poda urbana, utilizada como estructurante, en la proporción volumétrica 1:2, respectivamente. Finalizado el compostaje, el material se tamizó a través de 1 cm de luz de malla para obtener el compost, que fue aportado, posteriormente, en parcelas experimentales de vid. La tabla 1 muestra los resultados obtenidos en los análisis de

diversos parámetros fisicoquímicos, biológicos y microbiológicos, comúnmente, utilizados como variables de control de calidad para este tipo de enmiendas orgánicas.

Tabla 1. Caracterización de la calidad agronómica del compost.

Parámetros agronómicos		Parámetros biológicos y microbiológicos		Contenido metálico*	
pH	7,98±0,08	**IG (%)**	96,4	**Cd (mgkg^{-1})**	0,8±0,0
CE (µS/cm)	2662±10	***Escherichia Coli* (NMP/g)**	<1 (1000)*	**Cu (mgkg^{-1})**	164±8
MO_T (%)	36,9±1,4 (≥35%)*	***Salmonella spp.* (A/P/25g)**	A (Ausente)*	**Cr (mgkg^{-1})**	63±13
C/N	11,3 (<20)*			**Ni (mgkg^{-1})**	19±2
NTK (%)	2,03±0,15			**Pb (mgkg^{-1})**	61±1
P_2O_5 (%)	4.26±0,08			**Zn (mgkg^{-1})**	525±22
K_2O (%)	1.06±0,03			**Hg (mgkg^{-1})**	0,5±0,1

Todos los resultados expresados sobre materia seca, a excepción del %MO (s.m.h.) y los parámetros microbiológicos. Valores medios (n=3) y su desviación estándar. CE, Conductividad Eléctrica; MO_T, Materia Orgánica Total; NTK, Nitrógeno Total Kjeldhal; IG, Índice de Germinación; A/P, Ausencia/Presencia. *Requisitos a cumplir según RD 506/2013 (Clase C, en base a la concentración metálica determinada).

También se utilizó fertilizante inorgánico comercial para los ensayos experimentales. Este presentaba, en porcentaje de masa seca, los siguientes contenidos: 15,3% de nitrógeno amoniacal, 1,7% de nitrógeno ureico, 9% de fósforo (P_2O_5) soluble en citrato amónico neutro y agua, 8% de fósforo (P_2O_5) soluble en agua, 12% de potasio (K_2O) soluble en agua, 33% de SO_3 soluble en agua, 0,06% de manganeso soluble en agua y 0,04% de zinc soluble en agua.

Para evaluar los efectos de la aplicación agrícola, tanto del compost como del fertilizante comercial, sobre las propiedades agronómicas del suelo del viñedo y la composición aromática de los mostos, se estudiaron diversos parámetros fisicoquímicos antes del aporte y pasado un año del mismo. Los estudios se realizaron en un viñedo de secano de la Ribera del Fresno (Badajoz) (38°36'46.5"N 6°15'52.8"W). Se utilizaron tres parcelas experimentales de vid de la variedad Cayetana Blanca que recibieron tratamientos diferentes. Una parcela que no fue abonada, utilizada como control (C), otra (F) a la que se le aportó fertilizante comercial a una dosis de 80 kgN/ha y, por último, una tercera parcela (COM) a la que se le añadió compost a la misma dosis de N.

El contenido de materia orgánica se ha determinado por calcinación a 550ºC en mufla (HOBERSAL-230). El pH y la conductividad eléctrica se han analizado en extracto acuoso a una ratio 1:5 (m/v) con pH-metro (Hanna-5521) y conductímetro (XS-51+), respectivamente. Los parámetros microbiológicos, *E. coli y Salmonella spp.*, se han determinado en base a las normas ISO 7251 e ISO 6579, respectivamente. El Índice de Germinación se ha realizado siguiendo la metodología descrita por Palenzuela et al. (2023) y el contenido de NTK se ha determinado como se detalla en Rosal (2007). Con un ICP-Masas (Agilent 7800), previa digestión ácida asistida por microondas (CEM, modelo Mars One), se han determinado P, K, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn y Hg. Por último, el contenido en volátiles minoritarios de los mostos se ha determinado en CG-MS, según el protocolo descrito en Peinado et al. (2004).

Para el tratamiento de los datos, se ha utilizado el paquete software SIGMAPLOT 11.0 (Systat Software Inc., SanJosé, California, USA).

3. Resultados y Discusión

En la tabla 2, se muestran los resultados obtenidos en el análisis de parámetros fisicoquímicos al suelo control de partida (C_0), al mismo suelo control (C) pasado un año, y a los suelos tratados con fertilizante comercial (F) y con compost (COM), después de un año de la aplicación.

Tabla 2. Características fisicoquímicas de cada suelo experimental empleado en el viñedo.

	C_0	C	F	COM	*F-ANOVA*
pH	8,16b±0,03	8,34a±0,07	7,98c±0,09	7,75d±0,02	***
CE (µS/cm)	116,1b±1,3	108,5c±1,2	138,6a±0,4	118,0b±0,5	***
MO (%)	2,59c±0,08	2,91b±0,06	2,73c±0,21	3,48a±0,28	***
NTK (%)	0,21a±0,03	0,17b±0,01	0,17b±0,01	0,22a±0,01	**
P_2O_5 (%)	0,13b±0,01	0,12b±0,00	0,12b±0,01	0,21a±0,01	***
K_2O (%)	0,74b±0,04	0,64c±0,02	0,67b±0,03	0,90a±0,02	***

Resultados expresados sobre materia seca. Valores medios (n=3) y entre paréntesis su desviación estándar. Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas, según Test de Tukey (*P*<0,05), ** *P*<0,01; ****P*<0,001. CE, Conductividad Eléctrica; MO, Materia Orgánica; NTK, Nitrógeno Total Kjeldhal.

El pH del suelo tratado con compost ha sido ligeramente inferior al resto de suelos, lo que favorece la asimilación de macronutrientes por la planta (Paredes y col., 2017). En cuanto a la conductividad hay que indicar que, si bien los aportes han supuesto un ligero incremento en la conductividad respecto al suelo control (C), los valores obtenidos son notablemente inferiores a valor considerado como umbral de salinidad (1500 $\mu S \cdot cm^{-1}$) para el tipo de cultivo estudiado (Hidalgo e Hidalgo, 2011). El contenido en materia orgánica y macronutrientes aumentaron con el uso de compost, respecto al resto de tratamientos.

Por último, la tabla 3 muestra las características analíticas del mosto y el contenido total de aromas.

Tabla 3. Características analíticas y contenido total de aromas en los mostos de los distintos tratamientos (C, control pasado un año; F, con fertilizante comercial, COM, con compost).

	C	F	COM	*F-ANOVA*
pH	3,95c±0,02	4,18a±0,02	4,09b±0,02	***
Acidez titulable (g/L de ácido tartárico)	3,7a±0,1	3,2b±0,1	3,2b±0,1	***
Azúcar (g/L)	190c±3	214a±4	206b±3	***
NH_4^+ (mg/L)	100b±4	122a±3	123a±4	***
Aromas totales (µg/L)	770c±10	1090b±19	1205a±25	***

Valores medios (n=3) y entre paréntesis su desviación estándar. Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas, según Test de Tukey (*P*<0,05), ****P*<0,001.

Los valores de pH fueron ligeramente inferiores en el caso de los mostos obtenidos en la parcela control, así como el contenido en azúcar lo que sugiere que la uva tenía un grado de maduración menor. Por otro lado, el contenido en amonio del mosto fue superior en los mostos tratados con fertilizante químico o con compost lo que a priori garantizaría un desarrollo correcto de la fermentación alcohólica. Destaca el contenido en aromas totales de los mostos tratados con compost lo que indicaría que la complejidad aromática de estos sería mayor en este caso.

La figura 1 muestra el resultado del análisis de conglomerados usando como variables clasificadoras la concentración de los distintos aromas determinados. Los resultados ponen de manifiesto las diferencias existentes entre el control y el resto de los tratamientos. Podemos igualmente afirmar que, de acuerdo con la distancia a la que se produce la separación entre mostos obtenidos tras la adicción de fertilizante o compost, existen diferencias en la composición aromática de los mismos.

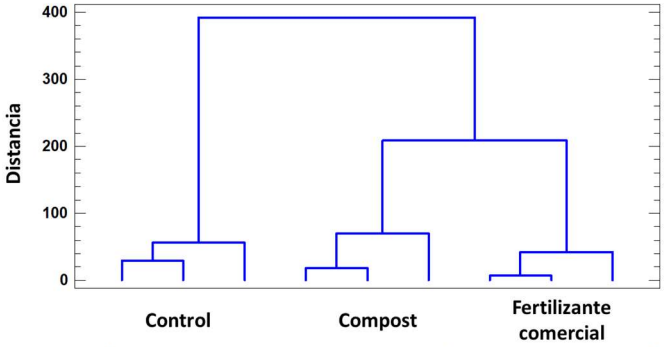


Figura 1. Análisis de conglomerados según el método de Ward.

4. Conclusiones

La aplicación de compost procedente de lodos de EDARs al suelo del viñedo ha incrementado su contenido en materia orgánica y macronutrientes (NTK, P_2O_5 and K_2O), respecto al suelo control y al suelo tratado con fertilizante comercial. De acuerdo con la composición analítica y en aromas del mosto, y teniendo en cuenta que la variedad objeto de estudio es neutra desde un punto de vista aromático, un mayor contenido en aromas indicaría una mayor calidad, pudiéndose afirmar que este tipo de compost puede ser un buen sustituto total o parcial de fertilizantes, comúnmente, empleados en el tipo de cultivo estudiado.

5. Bibliografía

García-Escudero E., 2010. Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Abonado del viñedo. *Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España*, 213-221.

Bustamante M.A., Said-Pullicino D., Agulló E., Andreua J., Paredes C., Moral R., 2011. Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous sandy-loam soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 80–87.

Hidalgo L., Hidalgo J., 2011. Tratado de Viticultura. Ed. Mundi Prensa: Madrid, 1.

Nendel C., Reuter S., 2007. Soil biology and nitrogen dynamics of vineyard soils as affected by a mature biowaste compost application. *Compost Sci Util*, 15, 70–77.

Orden AAA 1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos en el sector agrario. 2013. *Boletín Oficial del Estado,* 6414.

Palenzuela M.V., López de Lerma N., Sánchez-Suárez F., Martínez-García R., Peinado R.A., Rosal A., 2023. Aroma Composition of Wines Produced from Grapes Treated with Organic Amendments. *Appl. Sci,* 13, 8001.

Paredes C., Marín-Martínez A.J., Martínez-Sabater E., Agulló E., Bustamante M.A., Pérez-Espinosa A., Pérez-Murcia M.D., Moral R., 2017. Estudio de estrategias de manejo agrícola para la mejora de la calidad del suelo y de la producción de los sistemas vitivinícolas mediterráneos. *Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medioambiente*. Ed. REC: Sevilla, España, pp. 250–253.

Peinado R. A., Moreno J. A., Muñoz D., Medina M., Moreno J., 2004. Gas Chromatographic Quantification of Major Volatile Compounds and Polyols in Wine by Direct Injection. *J. Agric. Food Chem.*, 52, 6389–6393.

RD 999/2017, de 24 de noviembre, sobre productos fertilizantes. 2017. *Boletín Oficial del Estado,* 14332.

RD 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. 2013. *Boletín Oficial del Estado,* 7540.

RD 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario. 1990. *Boletín Oficial del Estado,* 262.

Rosal A., 2007. *Caracterización y mejora de la calidad en el compostaje de residuos municipales*. Tesis Doctoral. Ed. Universidad de Córdoba, Córdoba, España.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación recibida a través del Proyecto TED2021-129208B-100 financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR to FR-R and EMC, y la colaboración de EMASESA para el desarrollo de estos experimentos en su Complejo Medioambiental COPERO, en Sevilla.

APLICACIÓN AGRONÓMICA DE COMPOST PROCEDENTES DE COMPOSTAJE COMUNITARIO Y URBANO DESCENTRALIZADO EN EL CULTIVO DE LECHUGA

C. Álvarez-Alonso[1*], M.A. Bustamante[1], N. Manrique[1], S. Sánchez-Méndez[1], F.J. Andreu-Rodríguez[1], L. Orden[1], A. Pérez-Espinosa[1], E. Martínez-Sabater[1], I. Irigoien[2], M. López[3], R. Moral[1] y M.D. Pérez-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]Dept. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB), Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Esteve Terradas, 8, 08860 Castelldefels, Barcelona
cristina.alvareza@umh.es

Resumen: La tendencia hacia la economía circular junto con las normativas europeas que obligan a gestionar los biorresiduos separadamente y en origen, han fomentado la aparición de nuevos modelos de compostaje descentralizado como el compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado. Estos modelos adaptados a las peculiaridades de cada zona permiten reducir el consumo de recursos naturales y proteger la salud humana y el medioambiente, así como recuperar nutrientes esenciales para los cultivos y, en consecuencia, reducir el consumo de fertilizantes en agricultura. Por ello, en zonas rurales de la Comunidad Valenciana (Carrícola y Fontanars dels Alforins), Cataluña (Sort) y Navarra (Lumbier), han implementado la recogida selectiva de la fracción orgánica de los residuos municipales que, compostada junto con las podas de cada municipio, permiten obtener un compost estable, higienizado y con propiedades fertilizantes que puede ser utilizado como enmienda y/o fertilizante orgánico. Este trabajo compara el comportamiento de los compost frente a un estiércol y un fertilizante inorgánico, en dos ciclos de cultivo de lechuga consecutivos implantados en cámara de cultivo bajo condiciones controladas (humedad y temperatura). Para ello, se controlaron parámetros indicativos del desarrollo, como rendimiento en peso fresco y peso seco de cada tratamiento, y análisis químico de los suelos. Los resultados obtenidos determinaron que la aplicación de compost a partir de biorresiduos gestionados mediante modelos de compostaje descentralizado se presenta como un método de gestión sostenible y opción alternativa al uso de fertilizantes minerales en el cultivo de lechuga, además de aumentar la circularidad del sector.

Palabras clave: enmienda orgánica, fertilización, agricultura, sostenibilidad, economía circular.

1. Introducción

El incremento en la producción de residuos orgánicos como los restos de comida es uno de los principales problemas a resolver a escala mundial no solo por sus consecuencias medioambientales, sino por las implicaciones económicas y sociales asociadas (Zapata-González et al., 2023). El compostaje comunitario y urbano descentralizado como modelos de gestión de residuos orgánicos recogidos separadamente, nos permite reducir la contaminación ambiental derivada de una gestión poco sostenible, recuperar nutrientes esenciales para los cultivos y, por lo tanto, reducir el consumo de fertilizantes químicos en agricultura (Álvarez-Alonso et al., 2023). Por ello, en zonas rurales de la Comunidad Valenciana (Carrícola y Fontanars dels Alforins), Cataluña (Sort) y Navarra (Lumbier), han implementado la recogida selectiva de la fracción orgánica de los residuos municipales mediante diferentes estrategias (recogida puerta a puerta o quinto contenedor) que, compostada junto con las podas generadas por los servicios de mantenimiento de cada municipio, permiten obtener un compost estable, higienizado y con propiedades fertilizantes que puede ser utilizado como enmienda y/o fertilizante orgánico. Sin embargo, es importante conocer cómo afecta la aplicación de este tipo de enmiendas orgánicas

a la producción y calidad de los productos agrícolas, como el cultivo de la lechuga, y a los suelos donde son aplicados.

Por ello, el objetivo de este trabajo fue comparar el efecto de la aplicación de los compost procedentes de diferentes modelos de compostaje descentralizado de fracción orgánica de residuo municipal de recogida selectiva frente a un estiércol y a un fertilizante inorgánico aplicados en dos ciclos de cultivo de lechuga consecutivos llevados a cabo en cámara de cultivo bajo condiciones controladas de humedad y temperatura.

2. Material y Métodos

Se realizó un experimento en maceta con dos ciclos de cultivo consecutivos de lechuga (*Lactuca sativa L.*) var. *Little Gem Incitatos* (Ciclo 1 otoño y Ciclo 2 invierno), utilizando suelo franco arcilloso procedente de las parcelas de cultivo de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO, Universidad Miguel Hernández), el cual fue previamente secado al aire y tamizado a 5 mm para eliminar partículas grandes y restos vegetales. Las macetas utilizadas, con capacidad de 1 L se llenaron con 1000 g de suelo y, a continuación, se añadieron y mezclaron las cantidades de cada tratamiento que cubrían las necesidades nutricionales de la lechuga (210 kg N ha^{-1}) utilizando: 2 compost comunitarios (CM1 Carrícola y CM2 Fontanars), 2 compost urbano descentralizado (DS1 Lumbier y DS2 Sort), un estiércol de cabra y conejo (ES), un fertilizante inorgánico (IN, NPK 15-15-15) y un tratamiento control sin fertilización (B). Las principales características agronómicas de los compost se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Caracterización agronómica de los tratamientos utilizados en el cultivo de lechuga (valores expresados sobre materia seca).

	CM1	CM2	DS1	DS2	ES
pH	8,6	8,1	7,6	8,0	7,6
CE (ds m^{-1})	6,1	3,2	1,1	5,2	6,8
MOT (%)	37,8	38,2	40,8	56,2	84,1
NT (%)	2,1	1,8	1,9	2,8	2,6
COT (%)	25,3	23,5	24,6	31,5	40,8
Relación COT/NT	11,9	13,3	13,0	11,0	15,3
K_2O (%)	2,5	1,1	0,9	1,3	2,4
P_2O_5 (%)	1,7	2,1	1,4	2,2	2,1

CM: compostaje comunitario, DS: Compostaje urbano descentralizado, pH sobre extracto acuoso 1:10 (p:v), CE: conductividad eléctrica sobre extracto acuoso 1:10 (p:v), MOT: materia orgánica total, NT: nitrógeno total, COT: carbono orgánico total

La humedad del suelo se mantuvo al 50% de su capacidad de retención hídrica añadiendo al inicio del experimento 140 g H_2O $maceta^{-1}$ y realizando riegos dos veces por semana. Los tratamientos se realizaron por triplicado y las macetas fueron colocadas al azar en la cámara de ambiente controlado (21 °C de temperatura, 60% humedad relativa y fotoperiodo día-noche de 12 h). Tras cada ciclo de cultivo de lechuga se controlaron parámetros indicativos de su desarrollo, referido al peso fresco y peso seco de las plantas de cada tratamiento. En los suelos se analizaron parámetros físico-químicos y químicos descritos por Vico y col. 2020. Para el análisis estadístico se realizaron pruebas ANOVA utilizando el software SPSS 28.0.

3. Resultados y Discusión

3.1 Rendimiento del cultivo de lechuga: peso fresco y peso seco

La biomasa de las plantas referida a peso fresco (Figura 1) en el momento de la cosecha fue superior en el ciclo 1 respecto al ciclo 2, siendo éste el único en el que se encontraron diferencias estadísticamente significativas, con el tratamiento con estiércol como mejor resultado. En cuanto

a la biomasa seca (Figura 1), se observa una tendencia general similar a la biomasa fresca, nuevamente con diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos del ciclo 2, destacando nuevamente el estiércol con valores más altos. La aplicación de los diferentes compost estudiados sobre el cultivo de lechuga no mostró un efecto negativo respecto a la biomasa del cultivo, tal y como habían observado previamente otros investigadores en otros cultivos hortícolas (Vico y col. 2020). Las diferencias observadas en ambos casos, peso fresco y peso seco, se atribuyen a la aplicación de las diferentes enmiendas.

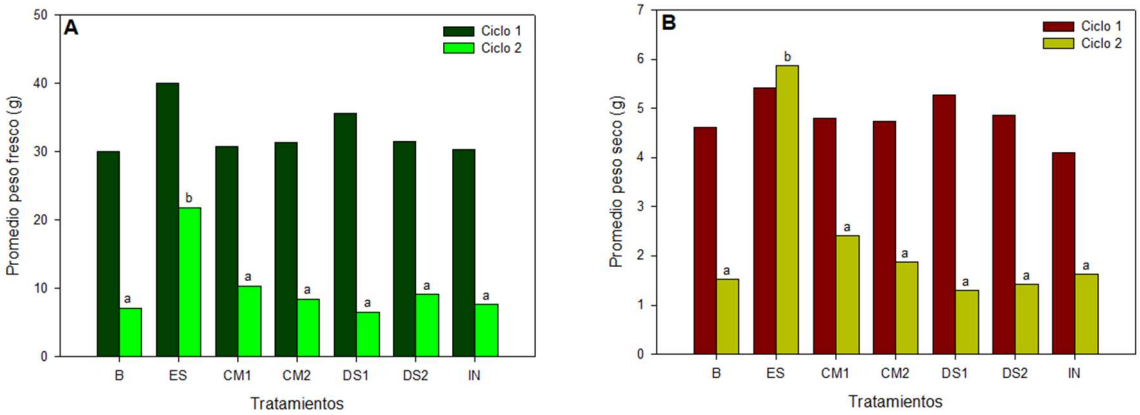


Figura 1: Biomasa fresca **(A)** y seca **(B)** de lechuga (peso medio por tratamiento). Valores con diferentes letras indican diferencias estadísticas entre tratamientos mediante la prueba Tukey ($p > 0.05$).

3.2 Efecto de los compost en los suelos enmendados

La figura 2 (A) muestra la variación del pH de cada tratamiento en cada ciclo de cultivo. Se han observado diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos al final del segundo ciclo de cultivo, siendo el tratamiento con CM2 – Fontanars el que mayor valor mostró. Por el contrario, en la conductividad eléctrica (Figura 2 (B)) se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos al inicio y final del ciclo 1 de cultivo. Mientras al inicio del cultivo todos los tratamientos, menos el fertilizante y DS1 de Lumbier, mostraron valores superiores al control, en el ciclo 1 observamos como el fertilizante inorgánico y el compost DS2 de Sort mostraron los valores más bajos.

En la figura 2 (C) observamos la variación de NTK en los diferentes ciclos de cultivo, con diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de cada ciclo. En la figura 2 (D) observamos la variación del contenido en MO durante los diferentes ciclos de cultivo, con diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de cada ciclo. Observamos como los valores en el ciclo 2, por un lado, son superiores al tratamiento control en todos los casos, y por otro lado superan los valores del ciclo inicial, a excepción del tratamiento control y con estiércol que tiene los valores más bajos, lo que nos indica que la incorporación de las raíces del cultivo anterior al suelo incrementa el aporte de MO.

4. Conclusiones

El uso agronómico de compost procedentes de nuevos modelos de gestión como el compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado en agricultura se presenta no sólo como un método de gestión sostenible, sino también como una alternativa al uso de fertilizantes minerales, reduciendo su consumo y su impacto en el medioambiente, sin provocar efectos negativos sobre el crecimiento del cultivo. En este ensayo se observó un incremento en la producción de lechuga, tanto en peso fresco como seco, en todos los tratamientos con respecto al control. En el suelo no se observaron efectos negativos, sin embargo, el aporte de MO procedente de los diferentes tratamientos con enmiendas orgánicas puede ser positivo y mejorar las propiedades físicas de los suelos mediterráneos.

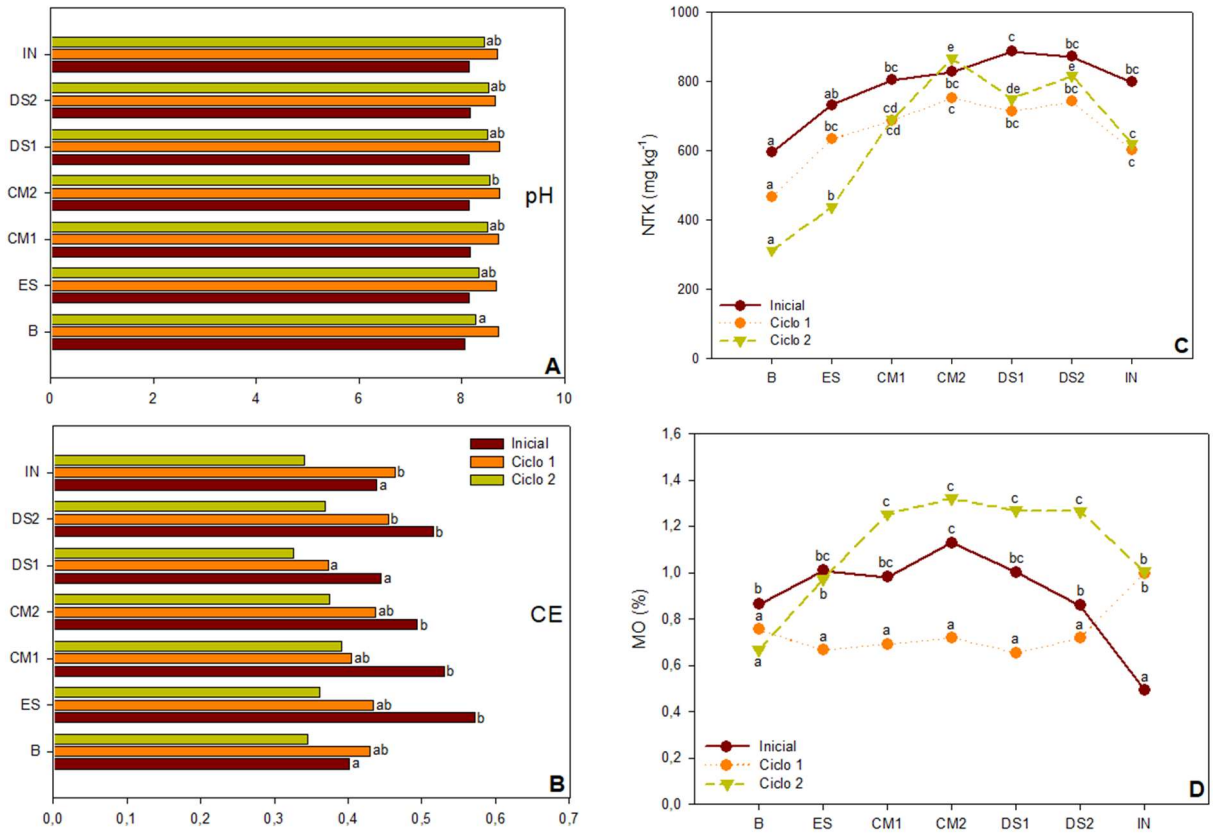


Figura 2: Cambios químicos en el suelo asociados a los tratamientos tras cada ciclo de cultivo. **(A)** Variación del pH. **(B)** Variación de la CE. **(C)** Variación del NTK. **(D)** Variación de la MO. Valores con diferentes letras indican diferencias estadísticas entre tratamientos para cada ciclo mediante la prueba Tukey ($p > 0.05$).

5. Bibliografía

Alvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M.D., Sánchez-Méndez, S., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., López, M., Nogues, I., Paredes, C., Orden, L., García-Rández, A., M. A. Bustamante, 2023. Municipal solid waste management in a decentralized composting scenario: assessment of the process reproducibility and quality of the obtained composts. Agronomy 2024, 14, 54. https://doi.org/10.3390/agronomy14010054

Vico, A., Sáez, J.A., Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Tomé, J., Andreu-Rodríguez, J., Agulló, E., Bustamante, M.A., Sanz-Cobena, A., 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. Agricultural Systems, 178, 102765. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102765

Zapata-González, D.A., Trujillo-González, J. M., Torres-Mora, M. A., González-Santamaria, D., Jiménez-Ballesta, R. 2023. Assessment of toxic response of Lactuca sativa to compost extracted from agri-food waste. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, 13, 1-9. https://dx.doi.org/10.57647/j.ijrowa.2024.1301.04

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 y, también ha sido apoyada por el Ministerio de Ciencia e Innovación español con una beca de doctorado al primer autor (FPU21/01207).

APLICACIÓN DE COMPOSTA DE CAFÉ: SU EFECTO SOBRE LAS CARACTERISTICAS FISICOQUÍMICAS DEL SUELO Y EL CULTIVO DE RÁBANO.

Angélica López-Gómez, Martha Rosales-Castro, María Elena Pérez-López

Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Durango México, Calle Sigma Núm. 119 Fracc. 20 de noviembre II C.P. 34220 Durango, Dgo., México, mrciidirdgo@yahoo.com

Resumen: Anualmente se producen alrededor de 9 millones de toneladas de residuos del grano de café (RSC) en el mundo, los cuales contaminan. El RSC contiene un alto contenido de nutrientes y cuando se composta con estiércol de bovino (EB), se obtiene un material atractivo para ser usado como bio-fertilizante. El efecto de una mezcla de 50% RSC y 50% EB (en peso seco) se evaluó sobre el rendimiento en un cultivo de rábano, realizado sobre un suelo franco-arcillo-arenoso que fue enriquecido con un 10% del compost (v/v), no fue agregado ningún tipo de fertilizante. Adicionalmente se revisaron los aspectos fisicoquímicos del suelo enriquecido en acorde con la NOM-021-RECNAT-2000. Al añadir la composta la densidad del suelo disminuyó de 1,2 g/mL a 1,03 g/mL, la materia orgánica es menos densa, el pH aumentó de 7,2 (neutro) a 7,5 (medianamente alcalino), la Conductividad eléctrica de 0,21 dS/m (salinidad despreciable) a 1,5 dS/m (ligeramente salino). La materia orgánica aumentó de 3% a 5%. El rendimiento alcanzado fue 8,5 veces más biomasa con respecto al testigo sin mezcla Por lo que la utilización de composta de café mejoró la fertilidad del suelo, dando un valor agregado a un residuo que ocupa lugar en los basureros.

Palabras clave: contaminación, fertilizante, residuo orgánico, nutrientes, enriquecimiento del suelo.

1. Introducción

El consumo de café ha ido en aumento durante los últimos años, es una de las bebidas más populares y consumidas a nivel mundial, además de ser uno de los principales productos agrícolas que se comercializa en el mercado internacional (Stylianou y col., 2018), con una producción mundial de más de 10,5 millones de toneladas de grano de café al año (ICO, 2021), trayendo como consecuencia grandes cantidades de residuos producto de la preparación de esta bebida. Se estima que anualmente se producen alrededor de 9 millones de toneladas de residuos del grano de café (RSC) en el mundo (Afriliana y col., 2021), los cuales son mezclados y desechados con la basura urbana, contribuyendo a la contaminación ambiental. Los RSC tienen celulosa (12,4%), hemicelulosa (39,1%), ligninas (23,9%), grasas (2,29%), proteínas (13-17%), fibra dietética totales (60,46%) y micronutrientes como potasio, calcio, magnesio, sulfuro, fosforo, hierro, manganeso, boro y cobre, (la composición química variará dependiendo de la especie de café, del tostado, el tipo de molido, y el proceso de extracción de la bebida), lo que lo hace un material de mucho valor y es importante encontrar estrategias para utilizar este residuo (Singh y col., 2023).

Una de las soluciones más viables y ecológicas es utilizar recursos biológicos en el tratamiento de estos residuos (Dimitrijevic y col., 2024), siendo el compostaje uno de los métodos más efectivos, transformando la materia degradable en un producto estable que puede ser utilizado como biofertilizante y mejorador de suelo (Liu y Price, 2011). Ayudando a incrementar la producción de los cultivos y el contenido de materia orgánica en el suelo, por esta razón el objetivo principal de este estudio fue evaluar el efecto de los RSC después de ser compostados en el crecimiento del rábano, así como los cambios fisicoquímicos que genera en el suelo.

2. Material y Métodos

Todo el trabajo se llevó a cabo en las instalaciones del Instituto politécnico nacional-centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional, unidad Durango, México, donde la materia prima fue recolectada de varios establecimientos que se dedican a la venta de café. El proceso de compostaje fue aerobio y se llevó a cabo durante 3 meses en un contenedor de 20 L, con volteo semanal, donde la mezcla establecida fue de 50% RSC y 50% Estiércol bovino (v/v), en peso seco.

Para evaluar el potencial del compost se evaluó el efecto sobre el rendimiento de rábanos en un suelo enriquecido con un 10% de compost (v/v), todo el cálculo fue en peso seco. Para evaluar los cambios que conlleva el agregar composta al suelo, se revisaron sus características fisicoquímicas, antes y después siguiendo el procedimiento de la NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. Para el rendimiento se midió el peso seco de la biomasa generada en la parcela con el compost, con respecto al obtenido en la parcela testigo a la cual no se le adiciono ningún tipo de fertilización. Las plantas fueron regadas y cuidadas durante 1 mes, regadas con agua de la llave y no se agregó ningún tipo de fertilización extra.

2.1 Análisis fisicoquímicos.

Estos se efectuaron en suelo antes y después de la aplicación el compost.

2.1.2. pH y Conductividad eléctrica

Se pesan 10 g (por duplicado), a los que se le agregan 50 mL de agua destilada. Después debe agitarse la muestra durante 1 min, y dejar reposar 5 min. Este procedimiento se repite durante 30 min, y al terminar este tiempo se deja reposar la muestra durante 15 minutos y se toma la lectura de pH.

Una vez tomada la lectura se agita la muestra nuevamente y se deja reposar durante 24h. Transcurrido este tiempo se toma la lectura de Conductividad Eléctrica.

2.1.3. Contenido de Materia orgánica

El método de calcinación implica la destrucción de la materia orgánica (MO) en la muestra de suelos. Para llevar a cabo este método se deben meter a la estufa los crisoles a una temperatura de 105 °C durante 24 h, para extraer la humedad que estos pudieran contener y tenerlos en peso constante.

Una vez anotado el peso del crisol solo, se agrega la muestra de suelo y se anota el peso del crisol con la muestra. Estos crisoles serán llevados nuevamente a la estufa a una temperatura de 105 °C por un periodo de 24 h para eliminar la humedad en las muestras. Después de este periodo de tiempo, el peso de los crisoles debe ser tomado nuevamente. Enseguida los crisoles serán colocados dentro de la mufla a una temperatura de 550 °C por 5 h, terminado este periodo de tiempo se volverán a pesar los crisoles (Silva, 2019).

El contenido de MO se calcula con la siguiente formula:

$$\%MO = \left(\frac{P_1 - P_2}{P_2 - C}\right) * 100$$

Donde:
P1= peso suelo seco (105 °C)
P2= peso suelo después de calcinación (550 °C)
C= peso del crisol

2.1.4 Densidad

Para determinar la densidad del suelo se mide la masa seca en una determinada unidad de volumen (Agostini y col., 2014), con la siguiente formula:

$$D = \left(\frac{M}{V}\right)$$

D: densidad (g/mL)
M: peso del suelo (g)
V: volumen del contenedor (mL)

2.3 Evaluación de la aplicación del compost sobre el crecimiento del rábano

Se prepararon 2 parcelas de un metro cuadrado, donde se sembraron 20 semillas de rábano (*Raphanus sativus*), la parcela 1 (Suelo FAA) se utilizó como testigo y a la parcela 2 (Suelo FAA/ 10% compost) se le adiciono un 10 % de compost (v/v). Las parcelas fueron regadas y cuidadas regularmente durante 4 semanas, durante este periodo no se agregó fertilización extra. A cada una de las plantas se les midió el rendimiento por peso de las hojas y el fruto en gramos.

2.4 Análisis estadístico

La unidad experimental fue cada rábano, las bases de datos de las variables medias fueron transformadas a valores de z, donde las diferencias encontradas entre los tratamientos fueron validadas con ANOVA de una vía, y la prueba de media de Fisher a una probabilidad de 0,05, con el paquete de Statistic 7.

3. Resultados y Discusión

Los cambios fisicoquímicos que tuvo el suelo al agregar el compost, se pueden observar en la **Tabla 1,** donde el suelo tenía un pH neutro de 7,2 y cambió a uno medianamente alcalino de 7,5, una Conductividad Eléctrica de 0,21 dS/m que se considera salinidad despreciable a 1,5 dS/m considerado un suelo muy ligeramente salino y de una concentración de materia orgánica del 3%, que es considerada media, a un 5% que se clasifica como concentración alta. Esto de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

También es importante mencionar que el suelo de la parcela es franco arcillo arenoso (FAA), que se caracteriza por ser pesado y compacto, lo que hace que la infiltración de agua sea tardada y dificulta el crecimiento radicular de las plantas. Para el correcto desarrollo del rábano este necesita de un suelo arenoso que le permita que su fruto se desarrolle de manera adecuada. Cuando se agregó la composta se vio una modificación en la estructura del suelo, ya que pasó de tener una densidad de 1,2 g/mL (un suelo que es compacto y poco poroso), a 1,03 g/mL que baja por que la materia orgánica es menos densa que suelo y se diluye.

Tabla 1. Análisis fisicoquímico del compost y las parcelas.

	pH	Conductividad Eléctrica (dS/m)	Materia Orgánica (%)	Densidad (g/mL)
Compost	7,8	5,85	76	0,58
Suelo FAA	7,2	0,22	3	1,2
Suelo FAA/ 10% compost	7,5	1,50	5	1,03

Se evaluó el rendimiento promedio (n=20) de los rábanos en peso fresco como se puede observar en la **Tabla 2,** donde se puede observar que los tratamientos fueron estadísticamente

diferentes, el suelo dio un rendimiento de 2,38 g por rábano, mientras que el suelo con 10% de compost de 20,28 g, peso de hasta más de ocho veces superior que el testigo.

Tabla 2. Rendimiento del cultivo de rábano.

Tratamiento	Peso de las hojas (g)	Peso del rábano (g)	Rendimiento por planta (g)
Suelo FAA	$1,20^{a}\pm0,6$	$1,16^{a}\pm1$	$2,38^{a}\pm1,4$
Suelo FAA/ 10% de compost	$7,21^{b}\pm3,07$	$13,07^{b}\pm5,6$	$20,28^{b}\pm7,9$

Las letras diferentes indican que son estadísticamente diferentes (Fisher, $p<0,05$).
Resultados expresados como desviación estándar ±; n=20

4. Conclusiones

La composta de café tiene características fisicoquímicas adecuadas para ser utilizada como enriquecedor de suelos y al agregarse en cantidades como un 10% se puede observar que ayuda a mejorar las condiciones físicas y químicas de este, ayudando a que los cultivos que sembremos se desarrollen y crezcan de mejor manera y con ello dando un valor agregado a un residuo menospreciado

5. Bibliografía

Agostini, M. A., Monterubbianesi, M. G., Studdert, G. A., & Maurette, S., 2014. Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. *Ciencia del Suelo*, 32 (2), 171-176.

Dimitrijević, S., Milić, M., Buntić, A., Dimitrijević-Branković, S., Filipović, V., Popović, V., Salamon, I., 2024. Spent Coffee Grounds, Plant Growth Promoting Bacteria, and Medicinal Plant Waste: The Biofertilizing Effect of High-Value Compost. *Sustainability.* 16, 1632.

ICO, 2021. *Crop year production*. https://www.ico.org/prices/po-production.pdf (fecha de consulta: 03/07/2024).

Liu, K., Price, G.W., 2011. Evaluation of three composting systems for the management of spent coffee grounds. *Bioresour. Technol*. 102, 7966-7974.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002. NOM-02-SEMARNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Silva, A., 2019. Validación del método de calcinación en la determinación del contenido de la materia orgánica del suelo (Tesis de Licenciatura). Perú: Universidad Nacional Agraria La Molina.

Singh, T., Pal, N., Sharma, P., Passari, A., 2023. Spent coffee ground: transformation from environmental burden into valuable bioactive metabolites. *Environ. Sci. Bio/Technol*. 22, 887-898.

Stylianou, M., Agapiou, A., Omirou, M., Vyrides, I., Ioannides, I,. Maratheftis, G., Fasoula, D., 2018. Converting environmental risks to benefits by using spent coffee grounds (SCG) as a valuable resource. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 35776 – 35790.

Afriliana, A., Hi- dayat, E., Mitoma, Y., Masuda, T. and Ha- rada, H., 2021. Studies on composting spent coffee grounds by *Aspergillus* sp and *Penicillium* sp in aerobic static batch temperature control. *J. Agric. Chem. Environ.* 10, 91-112.

6. Agradecimientos

Al CONAHCyT México por el otorgamiento de beca de posgrado.

COMPOST ECOLÓGICO Y CUBIERTAS VEGETALES PARA AUMENTAR LA CALIDAD DEL SUELO EN EL CONTEXTO DE LA AGRICULTURA ECOLÓGICA

Laura L. de Sosa[1], Carmen García[1], Paula Madejón[1] y Engracia Madejón[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes 10, Seville, 41012, Spain

Resumen: La agricultura ecológica se enfoca a promover prácticas sostenibles que conserven la materia orgánica y los nutrientes del suelo, fortaleciendo la adaptación al cambio global. En este sentido, el desarrollo de compost que sea adecuado para este tipo de agricultura es fundamental. Este estudio analiza el impacto del compost de residuos agroecológicos y el desarrollo de coberturas vegetales (sembradas y espontáneas) en la calidad y fertilidad del suelo. Para ello, se llevó a cabo un experimento en macetas con suelo de un olivar ecológico ("Cortijo El Puerto" en Lora del Río). Las propiedades bioquímicas del suelo no se vieron significativamente afectadas incluso en algunos casos el compost mostró un efecto inhibitorio en algunas actividades enzimáticas. El compost estudiado, adecuado para agricultura ecológica, mejoró la capacidad de retención de agua y el contenido de carbono y nutrientes del suelo, aumentando la producción de biomasa de cubiertas. Las coberturas vegetales tuvieron un impacto menor relativo a la adición de compost. Aunque se necesitan estudios a largo plazo, este trabajo destaca que las prácticas agrícolas sostenibles de residuo cero pueden mejorar la calidad del suelo y la capacidad de adaptación de los agrosistemas, acercándonos al modelo de economía circular.

Palabras clave: compost de alperujo, economía circular, servicios ecosistémicos, residuos cero

1. Introducción

La intensificación de la agricultura convencional ha reducido la biodiversidad y degradado la calidad del suelo, aumentando la vulnerabilidad de estos sistemas al cambio climático. En contraste, la agricultura ecológica (AE) se presenta como una alternativa sostenible que evita el uso de químicos, promueve la diversificación de cultivos y conserva tanto el suelo como la biodiversidad. A pesar de que los rendimientos de la AE suelen ser menores, bajo condiciones de estrés hídrico, los suelos manejados orgánicamente pueden ser más productivos y resilientes. Dado el riesgo de desertificación en áreas mediterráneas por el cambio climático, la AE se posiciona como una estrategia clave para mantener la fertilidad y la biodiversidad del suelo mediante prácticas como la aplicación de enmiendas orgánicas y el manejo de coberturas vegetales y ganado (Muller et al., 2017).

Este estudio evalúa los efectos de la adición de compost, las cubiertas vegetales (sembradas y espontáneas) y la presencia de ganado en la calidad y fertilidad del suelo. Para ello, se diseñó un experimento en macetas usando un suelo de una finca modelo (Cortijo el Puerto, Sevilla). dedicada al cultivo de olivar ecológico.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental y recolección de suelo.

La finca 'Cortijo el Puerto' en Lora del Río, Sevilla, fue seleccionada para recolectar suelo para un experimento en macetas. La finca de 220 ha cultiva principalmente olivos de las variedades Arbosana y Arbequina con riego limitado y manejo ecológico desde 2012. En marzo de 2023, se recolectaron diez muestras compuestas de suelo de (~15 kg) de 0-15 cm de profundidad en una parcela homogénea de 0,2 ha dentro de la cv. Arbosana. El suelo, un Typic Xerofluvent con textura franco-arenosa se preparó y se usó para llenar 36 macetas de 3 L que se dejaron en el exterior para reproducir condiciones de campo. La mitad de las macetas recibieron compost de elaboración propia de la finca a base de alperujo, residuos de poda y restos de la ganadería

ecológica aplicado a razón de 60 t ha^{-1}. Posteriormente se establecieron las coberturas vegetales.

Dos semanas después de añadir el compost, se tomaron 4 muestras de suelo sin compost y 4 muestras de suelo con compost de las macetas para el tiempo inicial (t_0). Se realizaron dos muestreos adicionales: uno a los cuatro meses (t_1) para evaluar el efecto a corto plazo de la aplicación del compost y el establecimiento de las cubiertas, y otro al año (t_2) para evaluar el efecto a más largo plazo.

2.2 Establecimiento de cubiertas vegetales

Se seleccionaron tres tipos de cultivos de cobertura para evaluar la dinámica de C y nutrientes y los rasgos funcionales de las especies (*n* = 12). Los tratamientos fueron: 1) una cubierta herbácea con especies nativas mezcladas de gramíneas, leguminosas y dicotiledóneas, sembradas a razón de 6 g/maceta; 2) una cubierta herbácea + arbustiva con *Pistacia lentiscus* L. plantada en el centro y las mismas semillas alrededor; y 3) cubiertas espontáneas como control sin manejo. Se proporcionó riego regularmente.

2.4 Análisis químico del suelo y actividades enzimáticas.

La humedad del suelo se determinó por el método gravimétrico. El pH y la conductividad eléctrica (CE) del suelo se midieron con un medidor de pH (CRISON micro pH 2002). El contenido de carbono soluble en agua (C_{hid}) se determinó utilizando un analizador TOC-VE Shimadzu. El carbono (CT) y nitrógeno total (NT) se determinaron usando un analizador de suelo ThermoFlash 2000 NC. El nitrato ($NO3^-$-N) se cuantificó en los extractos acuosos mediante un auto-analizador de flujo continuo Luebbe GmbH AA3 de doble canal (Norderstedt, Alemania). El fósforo (P) disponible se determinó por el método Olsen et al., (1954), y el potasio disponible (K) se determinó por el método de Freitas, 1970. El carbono de la biomasa microbiana del suelo (C_{bio}) y el nitrógeno (N_{bio}) se determinaron por el método de fumigación-extracción con cloroformo.

Se evaluó la actividad potencial de seis enzimas hidrolíticas involucradas en los ciclos de C, N y P mediante un lector de microplacas (FLUOstar® Omega) utilizando sustratos unidos a 4-metilumbeliferona (MUF) o 7-amino-4-metilcumarina (AMC): β-glucosidasa, N-acetil-β-D-glucosaminidasa, fosfatasa ácida y leucina-aminopeptidasa, siguiendo los métodos descritos en Domínguez et al. (2017). Asimismo, mediante metodología basada en absorbancia se evaluaron la deshidrogenasa y ureasa, según el método descrito en Trevors (1984) y Kandeler y Gerber (1988) respectivamente.

3. Resultados y Discusión

3.1 Efectos inmediatos del compost en los parámetros físicos y químicos del suelo

La adición de compost mejoró notablemente el contenido de humedad del suelo en comparación con el suelo sin enmienda (Tabla 1), mejorando la retención de agua y la aireación, especialmente beneficioso en áreas mediterráneas sujetas a sequías. Aunque el compost inicialmente alcalino acidificó ligeramente el suelo a corto plazo (ca. 4.5%), los valores se mantuvieron dentro de un rango cercano a la neutralidad, asegurando la disponibilidad de nutrientes. La CE aumentó un 37% con la aplicación de compost, un resultado esperado según estudios anteriores, atribuido principalmente al aumento de sales solubles y cationes como el K y el Na y que tiende a desaparecer con el tiempo (Alburquerque y col., 2004). El C_{hid} aumentó significativamente en un 51.6% y un 68% respectivamente ($p < 0.001$), reflejando el efecto positivo del compost en la fertilidad del suelo. La adición de compost también incrementó el contenido total de N en un 59%, así como los niveles de $N\text{-}NO_3^-$ en un 57%. Además, los contenidos disponibles de P y K aumentaron notablemente en un 73% y 85% respectivamente

(Tabla 1), subrayando la relación entre la MO y la fertilidad química del suelo observada en estudios previos en sistemas de regadío (de Sosa et al., 2023).

Tabla 1. Efectos inmediatos del compost en los parámetros físico-químicos del suelo en t_0 (suelo sin compost (S) y suelo con compost (SC)). *p<0.05, ** p < 0,001

	pH	CE(µs/cm)	Humedad(%)	CT (%)	C_{hidr} (mg/kg)	NTI(%)	NO_3^-(mg/kg)	P_{disp}(mg/kg)	K_{disp}(g/kg)
S	7,61±0,01	204±2,27	7,10±0,13	2,51±0,05	298±4,86	0,24±0,01	1,58±0,23	88,1±6,67	0,63±0,03
SC	7,27±0,01	322±45,1	15,8±1,20	5,57±0,30	936±78,1	0,59±0,03	241±24,4	330±30,9	4,08±0,53
p-value	**	*	**	**	**	**	**	**	**

3.1 Efectos del compost y las cubiertas vegetales en la dinámica del C y N

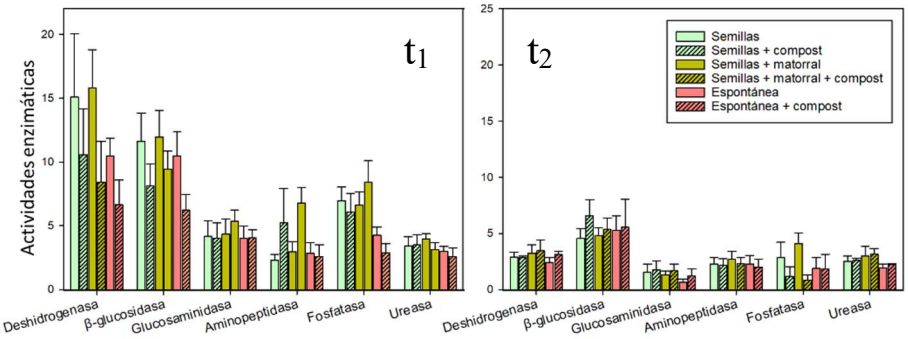
El compost tuvo un efecto positivo y significativo en el contenido CT, NT, C_{bio} y N_{bio} en el suelo, siendo este aumento más pronunciado en t_2, lo que sugiere un efecto acumulativo del compost a lo largo del tiempo (Tabla 2). El efecto de la cubierta vegetal fue más variable y sutil y dependió del momento de muestreo y del tipo de cubierta vegetal. Del mismo modo, Beck y col. (2016) encontraron que el efecto del compost fue más pronunciado que el de las coberturas mientras que Rath y col. (2022) encontraron que esta sinergia solo se manifestó en el subsuelo.

Tabla 2. Efectos del compost y las cubiertas vegetales en la dinámica del C y N tras la adición de compost y el establecimiento de las coberturas a los cuatro meses (t_1) y al año (t_2).

Tratamientos			**CT(%)**	**NT(%)**	**C_{hidr}(mg/kg)**	**C_{bio}(mg/kg)**	**N_{bio}(mg/kg)**
Semillas	S	t_1	2,55±0,43	0,23±0,04	389±61	702±184	39,5±13,3
		t_2	2,59±0,28	0,26±0,04	239±26	518±54	26,9±6,34
	SC	t_1	3,44±0,64	0,33±0,07	817±104	1052±259	43,1±16,2
		t_2	4,76±0,61	0,49±0,06	393±37	708±85	38,1±6,38
Semillas + matorral	S	t_1	2,60±0,29	0,23±0,02	478±50	803±154	49,4±10,3
		t_2	3,19±0,32	0,28±0,02	274±36	519±93	24,7±5,29
	SC	t_1	3,28±0,36	0,31±0,04	781±54	1305±738	37,0±33,8
		t_2	4,38±0,98	0,41±0,08	344±84	694±85	39,6±9,48
Espontánea	S	t_1	2,58±0,25	0,23±0,02	379±70	613±130	42,8±7,78
		t_2	2,67±0,47	0,26±0,05	257±61	473±114	20,8±6,62
	SC	t_1	3,66±0,69	0,36±0,08	709±94	658±168	35,4±15,4
		t_2	3,78±0,22	0,38±0,02	402±46	646±117	36,7±8,76
Anova			**CT**	**NT**	**Chid**	**Cbio**	**Nbio**
Compost		t_1	26,9***	33,3***	174***	4,04 NS	0,79 NS
		t_2	61,8***	85,7***	46,3***	27,4***	26,8**
Cubierta vegetal		t_1	0,30 NS	0,48 NS	4,22*	2,69 NS	1,64 NS
		t_2	3,93*	2,80 NS	0,18 NS	0,20 NS	0,744 NS

3.3 Efecto del compost y las cubiertas vegetales en la actividad enzimática del suelo

El efecto del compost y las cubiertas vegetales en las actividades enzimáticas del suelo fue destacable, mayoritariamente a corto plazo (Figura 1), reduciéndose en todos los casos la actividad en el t_2 (sin apenas presencia de cobertura), como otros estudios han indicado con anterioridad (Rankoth y col., 2019).



Anova results		Desh	β-glu	Glucosa	Amino	Fosfat	Urea
Compost	t_1	18,0***	26,08***	0,60 NS	16,8***	0,32 NS	1,87 NS
	t_2	1,96 NS	3,45 NS	3,46 NS	1,25 NS	18,5***	0,97 NS
Cubierta	t_1	4,11*	4,38*	1,81 NS	6,64**	27,08***	4,38*
	t_2	2,91 NS	0,29 NS	4,38 NS	0,93 NS	0,88 NS	1,3***

*p < 0.05; **p < 0.01, *** p < 0.001

Figura 1. Actividades enzimáticas del suelo tras la adición de compost y el establecimiento de las cubiertas a los cuatro meses (t_1) y al año (t_2). Deshidrogenasa (µg $INTFg^{-1}ssh^{-1}$); β-glu, Glucosa, Amino, Fosfat (µmol $MUFg^{-1}ssh^{-1}$); Ureasa (µmoles $NH4^{+}g^{-1}h^{-1}$). Los valores subrayados indican una interacción entre el compost y la cubierta para ese tiempo de muestreo para esa actividad.

4. Conclusiones

La incorporación de compost mejoró las propiedades físicas y químicas del suelo, estabilizando el sustrato y reteniendo nutrientes. Sin embargo, algunas actividades enzimáticas mostraron un efecto inhibitorio con el compost. Las cubiertas vegetales influyeron sinérgicamente con el compost en las actividades enzimáticas. El compost mejoró el desarrollo de las cubiertas vegetales obteniéndose de media un 25% de peso seco más de cubiertas sembradas y espontáneas en las macetas tratadas con compost.
Es necesario optimizar y probar la aplicación de enmiendas orgánicas en condiciones de campo para evaluar los efectos a largo plazo del compost.

5. Bibliografía

Alburquerque, J. A., Gonzálvez, J., Garcıa, D., & Cegarra, J., 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. Bioresource technology, 91(2), 195-200.

Beck, J. E., Schroeder-Moreno, M. S., Fernandez, G. E., Grossman, J. M., & Creamer, N. G., 2016. Effects of cover crops, compost, and vermicompost on strawberry yields and nitrogen availability in North Carolina. HortTechnology, 26(5), 604-613.

de Sosa, L. L., Martín-Palomo, M. J., Castro-Valdecantos, P., & Madejón, E., 2023. Agricultural use of compost under different irrigation strategies in a hedgerow olive grove under Mediterranean conditions–a comparison with traditional systems. Soil, 9(1), 325-338.

Domínguez M.T., Holthof E., Smith A.R., Koller E., Emmett B.A. 2017. Contrasting response of summer soil respiration and enzyme activities to long-term warming and drought in a wet shrubland (NE Wales, UK). Applied Soil Ecology, 110, 151 – 155

Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K. H. & Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. Nature communications, 8(1), 1-13.

Olsen, S. R. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate (No. 939). US Department of Agriculture.

Rankoth, L. M., Udawatta, R. P., Veum, K. S., Jose, S., & Alagele, S., 2019. Cover crop influence on soil enzymes and selected chemical parameters for a claypan corn–soybean rotation. Agriculture, 9(6), 125.

Rath, D., Bogie, N., Deiss, L., Parikh, S. J., Wang, D., Ying, S., Tautges, N., Berhe, A. A., Ghezzehei, T. A., and Scow, K. M., 2022. Synergy between compost and cover crops in a Mediterranean row crop system leads to increased subsoil carbon storage, SOIL, 8, 59–83.

Trevors, J. T., 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and TTC assay. Soil Biology & Biochemistry, 16(6), 673-674.

6. Agradecimientos

Este estudio fue financiado en el marco del proyecto "Biocompost y cultivos de cubierta: relacionando la salud del suelo, la economía circular y la rentabilidad en cultivos ecológicos mediterráneos". Proyecto BIOECOVER (TED2021-131346B-I00) FINANCIADO POR LOS FONDOS DEL PLAN DE RECUPERACIÓN, TRANSFORMACIÓN Y RESILIENCIA (PRTR).

EJEMPLO DE GESTIÓN SOSTENIBLE MEDIANTE AGROCOMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DE ALMAZARA EN UNA COOPERATIVA DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

N. Manrique[1*], Cristina Álvarez-Alonso[1], S. Sánchez-Méndez[1], Carlos Gómez[1], Enrique Agulló[1], Ana García-Rández[1], Vicente Blay[1], Ignacio Irigoien[2], Marga López[3], Raúl Moral[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[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] Dpto. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB), Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Esteve Terradas, 8, 08860 Castelldefels, Barcelona * nmanrique@umh.es*

Resumen: Los residuos de almazara, como los alperujos, orujos y alpechines, plantean desafíos para su gestión debido a su dispersión geográfica, estacionalidad y volumen. La gestión sostenible de estos residuos es crucial en la sociedad actual. En la campaña 2022-23, el sector oleícola de la Comunidad Valenciana produjo más de 18.000 toneladas de aceite de oliva, generando una cantidad considerable de residuos oleícolas. El co-compostaje se presenta como una alternativa sostenible a la gestión tradicional de estos residuos. En la Cooperativa CoopVall en Quatretonda (Valencia), se diseñaron diferentes mezclas de compostaje utilizando los residuos de almazara junto con residuos agrícolas y ganaderos de productores cercanos, con el objetivo de obtener compost para su uso en sustitución de fertilizantes inorgánicos. Este método aumenta la sostenibilidad de la cooperativa y reduce el consumo de recursos naturales, protegiendo el medioambiente. El estudio comparó cuatro ciclos de compostaje de CoopVall utilizando diferentes mezclas de alperujo, hoja de olivo, poda de chopo y gallinaza. Se controló el proceso de compostaje y se caracterizaron los materiales iniciales y el compost resultante en términos de valor agronómico, madurez, estabilidad e higienización, con la finalidad de determinar si su uso en agricultura puede causar riesgos para la salud humana y el medioambiente.

Palabras clave: Compost, alperujo, madurez, estabilidad, valorización de residuos orgánicos.

1. Introducción

En los últimos años, el incremento de la población ha exacerbado la generación de residuos en los diferentes sectores (INE, 2023). En el sector primario se muestra en el aumento de la producción de aceite de oliva. Este crecimiento ha dado como resultado la acumulación de subproductos de la industria oleícola, como el orujo, alperujo y hueso de aceituna, los cuales, plantean dificultades particulares debido a su complejidad química y biológica y a su volumen considerable (MAPA, 2023). Para abordar eficazmente esta problemática, es necesario emplear técnicas de gestión de residuos que permitan su valorización y reduzcan su impacto ambiental. Entre estas técnicas, el co-compostaje se muestra como una estrategia prometedora para transformar los residuos olivareros en un compost que pueda ser elaborado *in situ* y utilizado en sus propias instalaciones como biofertilizante en sustitución de la fertilización inorgánica (Joumri y col. 2024). Sin embargo, dada la naturaleza de los residuos de almazara, es imperativo mezclarlos con otras materias que contrarresten sus características adversas, como su alta carga de grasas y azúcares.

El presente estudio tiene como objetivo principal comparar cuatro procesos de compostaje realizados por CoopVall que emplean distintas combinaciones de alperujo, hoja de olivo, poda de chopo y gallinaza. Durante el proceso, se supervisó la evolución del compostaje y se analizaron tanto los materiales iniciales como el compost final, considerando su valor agronómico, madurez, estabilidad e higienización. Así, el propósito final fue determinar si los compost obtenidos presentaban características adecuadas para su uso en agricultura o si por el contrario mostraban algún tipo de riesgo a nivel medioambiental.

2. Material y Métodos

En la Tabla 1 se presenta la caracterización de los diferentes materiales utilizados en la elaboración de las pilas: alperujo, hoja de olivo, poda de chopo y gallinaza utilizadas. Estas mezclas se prepararon con pala-tractor y se dispusieron en pilas trapezoidales sobre una solera de hormigón y se repitieron los procesos durante cuatro ciclos completos de compostaje. Las pilas de los diferentes ciclos estaban conformadas con las mismas cantidades de 2400 Kg de hoja de olivo, 30000 Kg de alperujo, 7000 Kg de gallinaza y 7020 Kg de chopo. El riego de estas mezclas se realizó mediante mangueras y contaba con canalizaciones para la recogida de lixiviados. Además, se llevó a cabo un volteo mecánico para garantizar las condiciones óptimas de humedad y aireación. Las temperaturas se registraron por medio de sensores conectados a un data-logger, el cual tomaba mediciones cada dos horas aproximadamente, ubicando los sensores en diferentes puntos longitudinales y a distintas alturas de la pila.

Tabla 1. Caracterización de los materiales iniciales.

	Humedad (%)	pH	CE (ds/m)	MO (%)	N (%)	Corg/NT	Na (g/kg)	K (g/kg)	P (g/kg)
				Ciclo 1					
Alperujo	68,5	4,9	5,7	90,9	1,7	32,6	0,1	23,4	1,8
Hoja de olivo	27,4	5,6	2,3	90,3	1,5	33,7	0,2	10,4	1,2
Chopo	10,1	6,6	1,3	72,1	0,7	60,6	0,2	5,3	0,6
Gallinaza	14,5	6,7	6,4	87,1	4,5	10,0	2,7	20,3	4,3
				Ciclo 2					
Alperujo	69,2	4,9	7,1	82,1	1,9	29,3	0,1	28,0	2,2
Hoja de olivo	21,4	5,3	2,8	89,8	1,8	28,6	0,2	9,7	1,2
Chopo	22,4	7,4	0,9	61,1	0,8	51,3	0,2	4,4	0,5
Gallinaza	14,5	6,7	6,4	87,1	4,5	10,0	2,7	20,3	4,3
				Ciclo 3					
Alperujo	64,8	4,9	5,0	92,4	1,4	37,5	0,1	18,2	1,3
Hoja de olivo	33,8	5,7	2,8	88,9	1,7	30,2	0,2	10,6	1,2
Chopo	26,7	7,3	1,0	58,1	0,8	45,1	0,2	3,9	0,6
Gallinaza	36,0	6,9	5,3	86,0	3,6	11,9	0,9	13,7	5,4
				Ciclo 4					
Alperujo	69,5	5,2	6,0	90,6	1,9	29,3	0,1	21,7	1,9
Hoja de olivo	10,2	5,4	2,6	89,6	1,7	31,0	0,1	8,1	1,0
Chopo	5,6	6,8	1,2	71,9	0,8	53,3	0,2	4,1	0,5
Gallinaza	34,2	6,6	6,1	82,6	3,5	11,9	1,2	16,6	6,5

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

Para la toma de muestras, cada material se muestreó por separado. Se tomaron siete submuestras a diferentes alturas y a dos profundidades distintas del montón de acopio para obtener una muestra representativa. Estas submuestras se homogeneizaron mediante el método del cuarteo y se analizaron por triplicado. Para tener un mejor control de la evolución del proceso de compostaje, este se dividió en cuatro 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 las muestras se determinaron los parámetros físico-químicos, químicos y biológicos de acuerdo con los métodos descritos por Vico y col. (2018).

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se muestran las características térmicas de los procesos de compostaje. Se observó un alta exotermia (ratio EXI^2/días f. bio-oxid) en todos los ciclos. Durante más de 240 días se alcanzaron temperaturas superiores a 55 ºC y la temperatura máxima fue superior a 70 ºC, en todos los procesos, cumpliéndose los requisitos europeos sobre higienización del compost (Reglamento UE 2019/1009), que garantizan la máxima reducción de patógenos.

Tabla 2. Características térmicas.

Parámetros térmicos	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3	Ciclo 4
Nº Días >40ºC	269	259	253	247
Nº Días >50ºC	248	241	251	245
Nº Días >60ºC	233	197	197	179
Temperatura máxima	73	76	74	72
Temperatura promedio	60,1	59,1	60,5	59
Días Bio-oxidativo	272	263	256	249
Nº días >40ºC/Bio-oxidativa	0,989	0,985	0,988	0,992
EXI^2 Acumulado	564333	504618	505173	455558
Ratio EXI^2/Nº días Bio-oxidativa	2075	1919	1973	1830

EXI^2: sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente.

En la Tabla 3 observamos la evolución de los distintos parámetros físico-químicos y químicos durante el proceso. En todos procesos se observó un descenso de la MO, debido a la degradación aeróbica de compuestos orgánicos lábiles, especialmente, al principio del proceso.

Tabla 3. Evolución de los parámetros fisicoquímicos y químicos durante el proceso (s.m.s).

Muestra	D. aparente (Kg/l)	Humedad (%)	pH	CE (ds/m)	MO (%)	NT (%)	COT/ NT	Na (g/kg)	P_2O_5 (%)	K_2O (%)
Ciclo 1: 7,5% Hoja de olivo + 64,6% Alperujo + 15,1% Gallinaza + 15,1% chopo triturado										
M1	0,560	55,3	6,1	5,4	81,2	1,9	23,8	0,4	0,8	2,8
M2	0,406	43,9	7,2	5,3	76,7	2,3	18,8	0,7	1,0	2,6
M3	0,573	52,7	8,4	3,1	69,2	2,0	19,0	0,5	1,1	2,6
M4	0,552	19,4	8,8	3,1	66,3	2,0	17,7	0,4	1,0	2,1
Ciclo 2: 8,4% Hoja de olivo + 41,0% Alperujo +26,5% Gallinaza + 24,1% chopo triturado										
M1	0,687	58,7	5,5	6,7	83,0	2,0	23,1	0,8	0,7	2,6
M2	0,425	36,4	7,6	5,1	77,8	2,4	18,2	1,1	0,9	2,9
M3	0,459	34,9	8,6	3,5	64,4	1,9	19,0	0,8	1,1	2,9
M4	0,447	12,0	9,0	3,3	60,8	2,2	16,6	0,6	1,1	2,0
Ciclo 3: 7,3% Hoja de olivo + 48,5% Alperujo + 20,6% Gallinaza + 23,6%chopo triturado										
M1	0,521	57,2	6,3	4,4	81,2	2,0	23,8	0,4	0,6	2,2
M2	0,378	43,3	6,9	4,0	79,2	2,0	22,9	0,4	0,5	1,8
M3	0,453	36,1	9,0	4,1	68,9	2,3	16,4	0,8	1,3	3,7
M4	0,638	35,6	9,1	5,2	66,2	2,3	16,1	0,6	1,1	3,0
Ciclo 4: 9,6% Hoja de olivo + 40,6% Alperujo + 20,4% Gallinaza + 29,4% chopo triturado										
M1	0,486	55,2	6,5	5,5	81,4	2,4	19,0	0,5	0,6	1,8
M2	0,410	47,6	6,8	4,6	80,5	1,9	23,5	0,5	0,8	2,5
M3	0,447	34,3	8,7	4,7	71,4	2,2	17,9	0,7	1,1	3,8
M4	0,660	41,4	9,0	4,3	66,3	2,3	16,1	0,6	1,0	2,7

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

La salinidad disminuyó, en cambio el pH y el N aumentaron, durante el proceso. Los compost obtenidos presentaron pH básico y salinidad media, por lo que en general pueden ser usados

como enmienda de suelos. El contenido en materia orgánica es alto y su densidad aparente es media. A nivel fertilizante, tiene un contenido en unidades fertilizantes de N medio, en P_2O_5 alto y en K_2O (ciclo 1 y 2) medio y (ciclo 3 y 4) alto. En la Tabla 4 se muestran los parámetros de madurez de los compost finales, así como el contenido en metales pesados. Estos parámetros indicaron que todos los compost presentaron una madurez y estabilidad adecuadas, sin indicios de fitotoxicidad, con un índice de germinación superior al 50%. Además, mostraron una mayor concentración de ácidos húmicos con relación a los ácidos fúlvicos (Cha/Chf > 1,6) (Brinton y col. 1995). Adicionalmente, según el Real Decreto 506/2013, sobre productos fertilizantes, los compost finales obtenidos de los cuatro ciclos de compostaje se pudieron clasificar como Clase A.

Tabla 4. Parámetros de madurez y metales pesados.

Ciclo	Polifenoles (mg/Kg)	IG (%)	Cext (%)	Cfulv (%)	Chum (%)	Cr (mg/Kg)	Cu (mg/Kg)	Ni (mg/Kg)	Pb (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)
1	14486	81,2	9,2	1,7	7,6	40,3	55,2	13,8	4,1	155	0,2
2	19123	99,5	9,3	1,7	7,6	25,8	47,4	9,5	6,4	171	0,2
3	28793	102	12,3	1,8	10,5	28,6	60,6	11,8	5,6	160	0,2
4	25710	105	11,7	1,9	9,8	22,1	55,9	10,2	6,2	158	0,2

C_{ext}: Carbono extraíble, C_{fulv}: Ácidos fúlvicos, C_{hum}: ácidos húmicos, IG: índice de germinación.

4. Conclusiones

El compostaje como gestión sostenible de los residuos de almazara, es un proceso que facilita tanto la gestión como la valorización de estos residuos orgánicos. Los compost obtenidos en los cuatro ciclos de compostaje mostraron condiciones óptimas tanto a nivel físico-químico y químico, como en cuanto a madurez y estabilidad. Además, estos compost cumplen con los estándares adecuados respecto al contenido en metales pesados, lo que refuerza la sostenibilidad del proceso. Este enfoque no solo permite una eficiente gestión de residuos, sino que también se integra completamente en un sistema de economía circular. Como resultado, se obtiene un producto final con una adecuada calidad agronómica, contribuyendo de manera significativa a la sostenibilidad agrícola y medioambiental.

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(11), 1-16.

INE (2023). Instituto Nacional de Estadística, *Estadística sobre generación de residuos. Últimos datos*. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176841&menu=ultiDatos&idp=1254735976612 (fecha de consulta 24/05/2024)

Joumri, L. E., Labjar, N., El Hajjaji, S., Douaik, A., Benali, A., Halima, O. I., ... & Zouahri, A. (2024). Can Co-Composted Olive Mill by-Products be an Environmentally Conscious Approach for Enhancing Soil Fertility and Plant growth? A Review. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 1-21.

MAPA (2023). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, *Anuario de estadística 2023.* https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2023/default.aspx?parte=1 (fecha de consulta 24/05/2024)

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.

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 Coop Vall de Quatretonda por su ayuda en este estudio.

EL COMPOSTAJE COMO EJE VERTEBRADOR EN LA ECONOMÍA CIRCULAR DE LAS BODEGAS LUIS PÉREZ

Paula Rodríguez-Reyes[1]; Encarnación Díaz-Domínguez[1]; María Eugenia Ibáñez-López[1]; Mª Dolores Vela-Delgado[2]; José L. García-Morales[1*]

[1]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
[2]IFAPA Rancho de la Merced. Jerez de la Frontera
**joseluis.garcia@uca.es*

Resumen: En 2002 comienzan las Bodegas Luis Pérez, bajo un proyecto familiar, la plantación de un viñedo de variedades tintas en Jerez de la Frontera en la finca denominada Hacienda Vistahermosa, con 14 hectáreas. En el viñedo se cultivan variedades como Palomino, Chardonnay, Cabernet Sauvignon, Syrah, Merlot, Petit Verdot, PX y una uva autóctona denominada Tintilla de Rota. En 2023, dentro de su compromiso por la sostenibilidad, plantearon, en colaboración con la Universidad de Cádiz, un modelo de economía circular aplicado a sus actividades. Éste comenzó con una fase de prospectiva anual en la instalación del conjunto de residuos y subproductos generados, seguido de un pilotaje de compostaje de distintas combinaciones sobre la base de sus producciones. Los resultados obtenidos serán la base de dimensionamiento de una futura instalación de agrocompostaje. En el piloto se montaron cuatro composteras de distintos volúmenes (380-800L), combinando varios de los residuos identificados: estiércol equino (E), poda de sarmiento (P), orujo (O) y raspón (R) de vinificación en tinto. Partiendo de relaciones C/N dentro del óptimo, se realizó su seguimiento (temperatura y humedad) y se analizaron los compost finales de las mejores combinaciones (P-E y P-E-O). Posteriormente, en colaboración con IFAPA Rancho de la Merced, se estudió la viabilidad agronómica del compost obtenido (P-E), aportado en fondo (12 UFN) para un cultivo de pepinos altamente infestado por nematodos fitoparásitos.

Palabras clave: circularidad, compost, vitivinicultura sostenible

1. Introducción

España es el principal país de Europa que tiene mayor superficie cultivada de viñedos. En julio de 2022 el potencial de producción vitícola sumaba 973.498 hectáreas, según MAPA de 2023. En el ámbito de la industria vitivinícola, se reconoce la importancia de adoptar un enfoque basado en la economía circular para garantizar una producción sostenible, así como promover la reutilización de recursos y minimizar los residuos. El actual marco legal tanto a nivel nacional como autonómico establece la posibilidad de realizar una gestión de los bio-residuos a través del planteamiento de escenarios de autocompostaje, compostaje comunitario y agrocompostaje. Esta posibilidad viene recogida a nivel nacional en la actual Ley 7/2022 de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE, 2022a) o en Andalucía en la Ley 3/2023 de Economía Circular de Andalucía (BOJA, 2023), para ello es necesario realizar un estudio de prospectiva de los bio-residuos existentes alrededor del posible emplazamiento de la instalación. Asimismo, el compost generado debe tener un uso en proximidad dentro de las directrices marcadas por el Real Decreto 1051/2022 para la de nutrición sostenible en los suelos agrarios (BOE, 2022b).

La vitivinicultura genera distintos residuos y subproductos orgánicos, tanto en su cultivo (residuos de poda de sarmiento) como en su vinificación (raspón, hollejos, orujos y lías), siendo una de las vías para su posible aprovechamiento el compostaje. Los residuos del sector ganadero son unos residuos no estacionales con diferentes características en función del animal de origen y del manejo realizado en la instalación. En el caso particular del estiércol equino sus características finales dependen de su recogida en conjunto con la cama y de las características de ésta. El pretratamiento y la mezcla de distintos residuos y subproductos orgánicos plantean escenarios de compostaje donde se parte de características de la mezcla lo más favorables posibles tanto en términos de relación C/N (25-35), como de humedad y porosidad.

El presente estudio realiza una prospectiva de los distintos residuos y subproductos generados en las Bodegas Luis Pérez en Jerez, planteando posteriormente un pilotaje en composteras de distintas mezclas de residuos que permitan la posible implementación en un futuro de un escenario de gestión vía compostaje dentro de un marco de economía circular en la bodega.

2. Material y Métodos

2.1. Residuos y subproductos utilizados

Los distintos residuos y subproductos utilizados en el estudio se generan en las viñas propiedad de la bodega (poda de sarmiento de la variedad Tintilla de Rota), en el proceso de vinificación en tinto desarrollado (orujo de uva y raspón) y en actividades afines desarrolladas en el núcleo del proyecto familiar (estiércol de caballo). Estos fueron cuantificados y seleccionados en la fase de prospectiva de generación del proyecto desarrollado. Las principales características se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. *Principales características de los residuos y subproductos seleccionados*

Residuo/Subproducto	**Humedad[1]** (%)	**C/N[1]**	**Densidad aparente[2]** (kg/L)
Poda de sarmiento (P)	11,4	44	0,13-0,19
Estiércol de caballo (E)	48	21,5	0,31-0,77
Orujo de uva (O)	57	27,7	0,23-0,38
Raspón (R)	39,8	31,3	0,05-1,11

[1]Medidos en la Universidad Pablo de Olavide
[2]Rango de valores recogidos en la Calculadora de Compostaje UMH (2024)

2.2. Montaje de los ensayos de compostaje

Para el montaje de los ensayos piloto se utilizaron composteras comerciales de volúmenes entre los 380 y 800 L, tal y como se muestra en la Figura 1 d y e. Para ello se hizo una mezcla de los distintos materiales a compostar colocándolos inicialmente por capas, con los materiales más secos sobre la base, y posteriormente mezclarlos corrigiendo las humedades iniciales para situarla en un intervalo óptimo (Figura 1 a, b y c). El montaje fue el 20 de junio y se cribaron el 4 de octubre de 2023, aproximadamente 3,5 meses después. Los ensayos se realizaron en las instalaciones de la bodega y con la colaboración de su personal en su desarrollo.

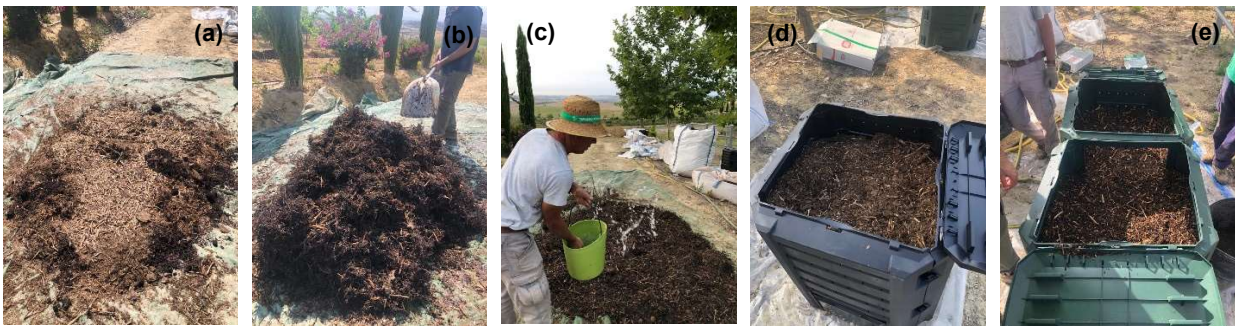


Figura 1. Fotografías del montaje de los ensayos: (a) y (b) mezcla de componentes, (c) humectación, (d) y (e) composteras de 380 y 800 L, respectivamente.

La composición porcentual de las distintas composteras, para situar las mezclas en una relación C/N en torno a 30, es la que aparece recogida en la Tabla 2

Tabla 2. *Composición porcentual en peso húmedo de las distintas composteras*

Residuo/Subproducto	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**
Poda de sarmiento (%)	10	6	34	12
Estiércol de caballo (%)	19	25	66	12
Orujo de uva (%)	57	-	-	76
Raspón (%)	14	69	-	-

2.3. Técnicas analíticas y parámetros de seguimiento.

Las caracterizaciones analíticas iniciales de los distintos materiales fueron realizadas en la Universidad Pablo de Olavide siguiendo los métodos estandarizados para este tipo de determinaciones, de la misma forma se realizó el seguimiento de la humedad de los ensayos. La medida periódica de la temperatura se realizó registrando la media de las medidas en 5 puntos de la compostera realizada mediante sonda de temperatura PT-100 asociada a un display. La temperatura ambiental fue tomada con la misma sonda de temperatura y adicionalmente, en su evolución media diaria, se descargaron de una estación agroclimática cercana de la "Red de Información Agroclimática de Andalucía "(RIA), situada en el entorno cercano a la bodega. La caracterización final de los compost fue analizada en colaboración con IFAPA y laboratorio externo acreditado por ENAC según norma UNE-EN ISO/IEC 17025.

2.4. Ensayo agronómico

El estudio agronómico fue desarrollado en un invernadero en las instalaciones de IFAPA en Chipiona. El cultivo ensayado fue pepino de tipo francés cultivar "Modan", susceptible a nematodos fitoparásitos (*Meloidogyne* spp.). Se realizaron cinco tratamientos de enmiendas orgánicas más el control con dos repeticiones distribuidas aleatoriamente en 12 microparcelas de 28,5 m² (9,5m x 3m) e incorporadas en fondo el 11 de octubre de 2023 con ajustes a 12 UF Nitrógeno, según recomendaciones y extracción de nutrientes de un cultivo de pepino en la zona y altamente infestado por nematodos. La fecha de plantación fue el 18 de octubre de 2023 y se evaluaron la producción de 6 plantas/microparcelas recogidas en tres fechas distintas.

3. Resultados y Discusión

En el presente apartado se presenta inicialmente los resultados de la fase de prospectiva de los distintos residuos y subproductos generados en el ámbito de la empresa, los principales resultados del ensayo piloto de compostaje realizado y una pequeña reseña referente al uso en un ensayo agronómico de uno de los compost generados en el piloto.

3.1. Prospectiva de generación anual de residuos.

En la Tabla 3 se muestran los resultados de la prospectiva anual realizada entre los distintos residuos y subproductos orgánicos susceptibles de valorización vía compostaje, tomados como base para el piloto planteado.

Tabla 3. *Resultados de la prospectiva realizada de los distintos residuos y subproductos*

Subproducto	Base de estimación	Indicador generación	Cantidad anual t/año	Estacionalidad
Estiércol caballo	20 caballos	8-9 t/cabeza/año[1]	160-180	Todo el año
Poda sarmiento	87 ha	2-4 t/ha[2]	174-348	Diciembre-enero
Orujo	500 t de uva/año	20kg/100 kg uva procesada[2]	100	Julio-agosto
Raspón	500 t de uva/año	4kg/100 kg uva procesada[2]	20	Julio-agosto

[1]Guzmán (2021) // [2]ITACyL (2021)

3.2. Ensayo piloto de compostaje

En las cuatro composteras los ensayos estuvieron un total de 106 días, desarrollándose la fase de fermentación activa durante los primeros 35 días. Del conjunto de ensayos planteados tan sólo los ensayos **C3** (P-E) y **C4** (P-E-O) fueron los que alcanzaron temperaturas por encima de 50ºC en la fase de fermentación y son los recogidos en la Figura 2a. En el caso de la **C1** (P-E-O-R) la mayor temperatura alcanzada fue de 38ºC y en la **C2** (P-E-R) fue de 32,5ºC. Las materias primas utilizadas en los ensayos de origen vitivinícola (restos de poda, orujo y raspón) se encontraban almacenadas a la intemperie desde la campaña anterior y, por tanto, parte de fracción biodegradable inicial se encontraría parcialmente degradada. En el caso del estiércol de

caballo se trata de un residuo fresco recogido de los picaderos y prácticamente sin cama del ganado. La corta fase de fermentación en los ensayos tiene que ver con esta bajada de la biodegradabilidad de alguno de los residuos, más que con un posible déficit de humedad en éstos (ver Figura 2b). Adicionalmente, cabe destacar que las dos composteras que, además de residuos de poda como estructurante, incluían en su formulación al raspón (C1 y C2), al incorporarse al ensayo sin picar, generaban una elevada una porosidad final en la mezcla que no ha propiciado su adecuado calentamiento y ha implicado una rápida pérdida de humedad. La posibilidad de hacer un picado del raspón para su incorporación como co-sustrato del compostaje es una alternativa que no contempla la empresa para un futuro escenario de gestión de este subproducto. Los compost finales obtenidos en los pilotos con una adecuada evolución (C3 y C4) fueron caracterizados en un laboratorio externo después de su cribado.

3.3. Ensayo agronómico compost C3 en cultivo de pepino

El desarrollo del cultivo de pepino con aportes de compost y enmiendas orgánicas, con alta incidencia en nematodos del género *Meloidogyne*, ha transcurrido favorablemente, a pesar de que las unidades fertilizantes de nitrógeno aportadas fueron inferiores a las indicadas por las fuentes consultadas lo que nos lleva a pensar que es necesario adaptar los modelos de extracciones de nutrientes usando menor cantidad de aportes en nitrógeno. En la actualidad los datos obtenidos de los estudios de los nematodos y sus comunidades como indicadores ambientales están siendo evaluados.

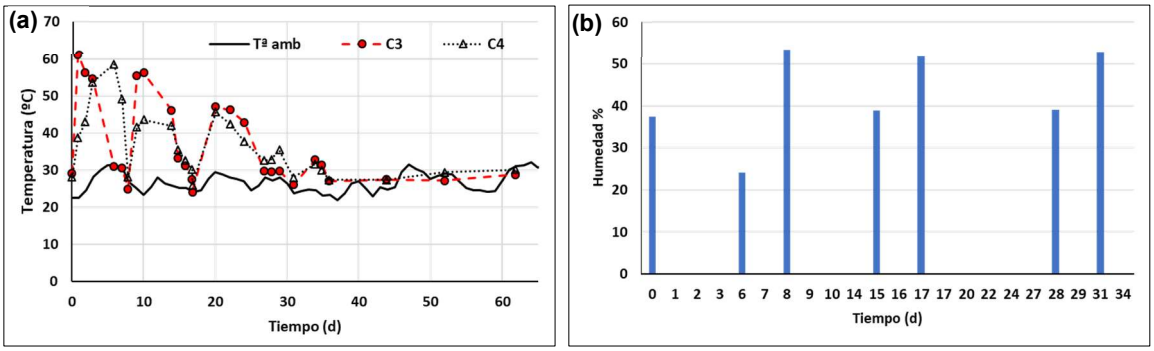


Figura 2. (a)Evolución de la temperatura ambiental y de los ensayos C3 y C4 en la fase de fermentación activa del proceso de compostaje. (b) Correcciones de humedad realizadas al ensayo C3.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten concluir que la posibilidad de plantear un escenario de economía circular en las Bodegas Luis Pérez a partir de los residuos y subproductos generados en la empresa a través del compostaje es factible, tal y como se puso de manifiesto previamente por otros autores (Bustamante y col, 2007). La combinación de parte de los restos de poda de sus viñedos juntos con el estiércol equino y el orujo de vinificación permiten el desarrollo de procesos de compostaje que pueden proporcionar un compost de interés agronómico tanto en el viñedo como en otros posibles escenarios.

5. Bibliografía

Bustamante, M.A.;Paredes, C; Moral, R.; Moreno-Caselles, J. ;Pérez-Murcia, M.D.; Pérez-Espinosa, A.; Bernal M.P. 2007. *Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge*. Water Science & Technology 56(2):187-92.

BOE 2022a. Ley 7/2022 de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Oficial del Estado nº 85, de 9 de abril de 2022, pp 48578-48733.

BOE 2022b. Real Decreto 1051/2022 por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios. Boletín Oficial del Estado nº 312, de 29 de diciembre de 2022. pp 188873-188916.

BOJA, 2023. Ley 3/2023 de Economía Circular de Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía. nº 67 de 11 de abril de 2023. pp 6439- 6494.

Calculadora de Compostaje 2024. App COMPOST CALCULATOR by UMH. URL: https://agrocompostaje.umh.es/calculadora-compostaje/ (Fecha de consulta 5/05/2024)

Guzmán, J.M. 2021. Evaluación del compostaje de estiércol de caballo de un centro ecuestre en la región de Lima. [Tesis Doctoral, Universidad Nacional Agraria La Molina]. URL: https://hdl.handle.net/20.500.12996/4921

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL). 2021. Prospección de residuos y subproductos del sector vitivinícola en Castilla y León: Potencial para su valorización mediante procesos de biorrefinería. URL: https://www.itacyl.es/documents/20143/227703/Informe+residuos+Vitivin%C3%ADcolas+CyL+Biovino.pdf/ee868c01-7088-6406-d845-f8d5e3c2c4be?t=1628144718718

6. Agradecimientos

A las Bodegas Luis Pérez por su financiación del contrato "*Aplicación de un Modelo de Economía Circular a la Gestión de Residuos y Subproductos de las Bodegas Luis Pérez*" (OT2023/022) y su colaboración en los ensayos. A Antonio Rosal Raya de la UPO por su colaboración en la caracterización inicial de las materias primas. Trabajos de invernadero en colaboración con IFAPA financiados por el proyecto PID2019-105373RB-I00 titulado "El carbono orgánico y la biodiversidad del suelo como herramientas mitigadoras del efecto del cambio climático sobre los cultivos", CLIM-BIOSOIL financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033/. Finalmente, los autores agradecen el contrato pre-doctoral de la Junta de Andalucía PREDOC-01870 (E. Díaz-Domínguez).

EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES AGRONÓMICAS DE RESIDUOS AGRO-GANADEROS TRANSFORMADOS

Jorge Márquez-Moreno*[1], Sara M. Pérez-Dalí[1], Águeda Sánchez-Martín[1], Antonio Moreno[2], Pablo Souza[2], Daniel Silva[2], Agustín Merino[2], y José Mª De la Rosa[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, IRNAS-CSIC. Av. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, España.
[2]Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, 27002, Lugo, España.
jmarquez@irnas.csic.es

Resumen: La humanidad ha dependido para subsistir de la agricultura y la ganadería desde el Neolítico. El crecimiento de la población ha llevado a la sobre-explotación de recursos y la generación de grandes cantidades de residuos orgánicos. Una solución, acorde con las directivas de Economía Circular de la Unión Europea, es reciclar y valorizar estos residuos transformándolos en enmiendas o bio-fertilizantes, estrategias propuestas en los proyectos AGRORES y RES2SOIL. El compostaje de residuos orgánicos es una práctica ampliamente utilizada para enriquecer los suelos en materia orgánica y nutrientes, sin embargo, requiere de tiempo y espacio para llevarla a cabo. Ante esta situación, una alternativa prometedora es la conversión de la biomasa residual mediante pirólisis en biochar, que es altamente poroso y rico en carbono aromático, por lo que puede mejorar notablemente las propiedades físicas del suelo. Este estudio analiza la composición y propiedades agronómicas de derivados de restos de poda, cascarilla y paja de arroz, descartes de lana, compost vegetal, té de compost, digestatos anaerobios de restos agro-ganaderos y purines de ganado vacuno, compost de recogida selectiva y los biochars producidos a partir de estos materiales. La caracterización incluyó análisis elemental, pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, capacidad de retención hídrica, contenido total de nutrientes, análisis térmico, espectroscopía de infrarrojo, contenido en cenizas, contenido en carbono estable y nitrógeno. Los residuos ganaderos, incluyendo la lana, tienen un pH y composición elemental adecuados para uso agronómico, pero al transformarlos en biochar se incrementa notablemente la conductividad eléctrica. La pirólisis a temperaturas iguales o superiores a 450 ºC estabiliza la materia orgánica, resultado confirmado mediante espectroscopía IR (señal de C=C aromático), en relación a la calidad de los potenciales fertilizantes. La pirólisis aumentó el contenido de carbono y el pH de las biomasas. La transformación en biochar del compost vegetal no modificó en gran medida sus propiedades.

Palabras Clave: valorización; reciclado; materia orgánica del suelo; fertilización sostenible.

1. Introducción

La Humanidad ha dependido desde el Neolítico de la agricultura y la ganadería para subsistir. El crecimiento de la población ha llevado a una sobre-explotación de los recursos y a la degradación de una parte importante de las tierras de labor, junto a la generación de grandes cantidades de residuos orgánicos como consecuencia de las prácticas agropecuarias intensivas (Haque et al., 2023).

La actividad humana ha deteriorado aproximadamente el 40% de los suelos, un recurso natural, no renovable y finito, disminuyendo su capacidad productiva e incrementando la dependencia en el uso de los fertilizantes minerales (De la Rosa et al., 2023), los cuales son reconocidos como causantes de múltiples problemas medioambientales. Uno de los mayores desafíos de la Agricultura del siglo XXI es la generación de fertilizantes ambientalmente seguros y eficaces, así como su gestión racional (Rombel et al., 2022). Otro de los grandes problemas de gran impacto ambiental es la generación y acumulación de desechos procedentes de la actividad agrícola y ganadera. En el año 2021, en España se generaron 115,4 millones de toneladas de residuos, de los cuales 6,3 se corresponden con las prácticas agropecuarias, silvicultura y pesca (INE., 2021). Una posible solución a esta generación de restos, siguiendo las pautas promovidas por la Unión Europea en las directivas de la Economía Circular, es su reciclado y valoración, transformándolos en enmiendas o incluso en bio-fertilizantes. Es importante la implementación de estrategias sostenibles alineadas

con la economía circular, que permitan hacer frente a los desafíos ambientales y climáticos actuales y futuros. En esta línea, el plan de acción de la Unión Europea (UE) (2021/2239 INI), como parte de su política "*Green Deal*", trabaja para avanzar hacia un sistema alimentario sostenible para poder hacer frente al gran crecimiento poblacional, reducir la dependencia de recursos no renovables y preservar los ecosistemas (Vergely et al., 2024). Por ejemplo, el compostaje de restos orgánicos es una práctica ampliamente usada que permite enriquecer los suelos al aportarles materia orgánica y nutrientes (De la Rosa et al., 2022). El uso de compost como enmienda disminuye la cantidad de residuos generados, aumenta del contenido de materia orgánica mejorando la fertilidad del suelo, proporciona nutrientes necesarios a los cultivos, entre otros (Duque-Acevedo et al., 2020), pero para llevarlo a cabo requiere de espacio y tiempo. Durante la última década se está desarrollando el uso de biochar, o biocarbón. Su elevada porosidad, capacidad de retención hídrica y aromaticidad, permiten mejorar las propiedades físicas de los suelos, además de estabilizar Carbono orgánico. Su utilización favorece la gestión de residuos, el secuestro de Carbono y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, así como la seguridad alimentaria (Ndoung et al., 2021). Sin embargo, existen aún numerosas incógnitas por resolver para que el uso de los desechos orgánicos procedentes de la agricultura y la ganadería como fuente sostenible de nutrientes se convierta en una realidad tangible. Este estudio pretende aportar información sobre posibles transformaciones de biomasas residuales agro-ganaderas y las características de interés agronómico de los desechos transformados.

2. Materiales y métodos

Este trabajo estudia la composición y propiedades de interés agronómico de distintos residuos agrícolas y ganaderos y del material resultante de su transformación mediante pirolisis (Figura 1). Se realizó la pirolisis de distintas biomasas incluyendo: restos de poda, cascarilla y paja de arroz, hueso de aceituna, viruta de pino, compost vegetal, digestato de vaca sólido y descartes lana merina, a temperaturas de 300 a 500 °C en un reactor cilíndrico de lecho fijo 0.8L de volumen, con atmósfera de N_2, para la obtención de biochar. También se llevó a cabo el compostaje de restos orgánicos de recogida selectiva, utilizando viruta de madera de pino como material secante y estabilizante. De forma semanal, los restos de alimentos eran troceados (≤2cm) e introducidos en la compostadora, donde fueron volteados diariamente durante 6 meses.

Figura 1. Diagrama representativo de los procedimientos de transformación empleados: Compostaje y pirólisis.

También se analizaron residuos agropecuarios líquidos, incluyendo purín de vaca (resultante de la mezcla de excremento vacuno y restos de paja del encamado), digestato de vaca (producto de la digestión anaeróbica del purín de vaca estabilizado con restos de poda) y té de compost (agua de lixiviación producida en el proceso de compostaje), con el fin de estudiar su aptitud para ser usados en el formulado de fertilizantes.

Se llevó a cabo la caracterización de las biomasas de partida, los biochars, el compost y los residuos agro-ganaderos líquidos, para lo cual se determinaron los siguientes parámetros: análisis elemental (macro y micro elementos), pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, capacidad de retención hídrica, análisis térmico, espectroscopía de Infrarrojo, fluorescencia de rayos X, contenido en nutrientes, contenido en cenizas, y en Carbono estable. Pueden consultar con más detalle los procedimientos de análisis en De la Rosa et al., (2023).

3. Resultados y discusión

El incremento de temperatura del proceso de pirólisis aumenta el pH de los biocarbones, mientras que la conductividad eléctrica no sigue esta pauta en todos los casos. El contenido de carbono es muy elevado en los biochars de viruta de pino (>80 %), seguido del biochar de restos de poda, aunque el porcentaje de nitrógeno en ambos es bajo (0,1-2%). La viruta de pino pirolizada muestra una porosidad elevada, un pH cercano a 9 y baja conductividad eléctrica. También se llevó a cabo la pirólisis de compost vegetal, pero no causó una transformación notable de sus propiedades físicas. Al pirolizar los descartes de lana se incrementa su pH (>13), y su conductividad (>36.000 $\mu S\ cm^{-1}$). Como aspecto muy positivo se encuentra la gran abundancia de nitrógeno (6-7%) y de potasio 22-25% en los biochars de lana (medido mediante fluorescencia de rayos X).

El material compostado presenta un pH ligeramente alcalino, una conductividad eléctrica muy elevada y una gran abundancia de Carbono (45%).

En relación a los residuos agro-ganaderos líquidos se caracterizan por conductividades eléctricas elevadas y riqueza en nutrientes (K, P, Mg, Mn, Fe, Na y S). Sin embargo, su contenido en algunos metales pesados, fundamentalmente Zn, Cr y Ni, hace que el purín de vaca y el té de compost se clasifiquen como potenciales fertilizantes orgánicos de clase B, mientras que el digestato de vaca sería de clase C.

4. Conclusiones

La pirolisis a temperaturas elevadas alcaliniza el biocarbón, incrementa la porosidad, la capacidad de retención de agua y el contenido en carbono. Específicamente, los biochars de restos de poda y viruta de pino mostraron propiedades adecuadas para ser usados como enmiendas orgánicas, pero presentan escasez de nutrientes.

Los descartes de lana merina podrían ser una enmienda orgánica adecuada permitiendo un aporte sostenible de nutrientes al suelo (N y K), pero su elevada conductividad eléctrica podría afectar a la germinación

Los desechos líquidos estudiados, como el digestato, el purín y el té de compost presentan alta presencia de nutrientes, pero también abundancia de algunos metales pesados como Zn, Cr y Ni. Estos contaminantes se encuentran en concentraciones mayores en el digestato de vaca en relación con los otros dos residuos líquidos, y por ello el digestato solo podría ser clasificado como bio-fertilizante de clase C, mientras que el purín y el té de compost producidos serían de clase B (Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes). Es necesario llevar a cabo una investigación más amplia enfocada en cómo disminuir la presencia de contaminantes y conseguir un producto completamente seguro y comercializable.

5. Bibliografía

Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado. 2023. *Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes*. BOE-A-2013-7540, España. https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2013-7540 (fecha de consulta: 22/05/2024).

De la Rosa, J.M., Campos, P., Diaz-Espejo, A., 2022. Soil Biochar Application: Assessment of the Effects on Soil Water Properties, Plant Physiological Status, and Yield of Super-Intensive Olive Groves under Controlled Irrigation Conditions. *Agronomy*. 12, 2321

De la Rosa, J.M., Pérez-Dalí, S.M., Campos, P., Sánchez-Martín, Á., González-Pérez, J.A., Miller, A.Z., 2023. Suitability of Volcanic Ash, Rice Husk Ash, Green Compost and Biochar as Amendments for a Mediterranean Alkaline Soil. *Agronomy.*13, 1097.

Duque-Acevedo, M., Belmonte-Ureña, L.J., Plaza-Úbeda, J.A., 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, 489.

Haque F., Fan C., Lee Y., 2023. From waste to value: Addressing the relevance of waste recovery to agricultural sector in line with circular economy. *Journal of Cleaner Production.* 415, 137873.

Instituto Nacional de Estadística. 2021. *Cuentas medioambientales. Cuentas de los residuos. Serie 2015-2021.* España. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177062&menu=ultiDatos&idp=1254735976603 (fecha de consulta: 31/05/2024).

Ndoung OC., Figueiredo CC., Gerosa ML., 2021. A scoping review on biochar-based fertilizers: enrichment techniques and agro-environmental application. *Heliyon*. 7,12.

Rombel A., Krasucka P., Oleszczuk P., 2022. Sustainable biochar-based soil fertilizers and amendments as a new trend in biochar research. *Science of The Total Environment*. 816, 151588.

Vergely, F., Wilfart, A., Aubin J., Harchaoui, S., 2024.Contribution of livestock to organic agriculture: Modelling nitrogen flows at the national scale**.** *Resources, Conservation and Recycling*. 208, 107726.

6. Agradecimientos

Se agradece la financiación por parte de MCIN/AEI/ 10.13039/501100011033 de los proyectos AGRORES Y RES2SOIL (Refs: PID2021-126349OB-C21 y PID2021-126349OB-C22). J. Márquez-Moreno agradece a la Unión Europea, al gobierno de España y a la Junta de Andalucía la financiación de su contrato (expediente nº 01-2022-39492) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia para Andalucía NextGenerationEU/PRTR.

EL COMPOST DE ALPERUJO COMO FUENTE DE BACTERIAS FIJADORAS DE NITRÓGENO PARA LA ELABORACIÓN DE BIOFERTILIZANTES

Sara Pérez González[1], María J. Delgado[1], Socorro Mesa[1], Germán Tortosa[1]

[1]Grupo Metabolismo del Nitrógeno en Bacterias Rizosféricas (NITRORHIZ), EEZ, CSIC, C/ Profesor Albareda, 1, 18008, Granada (España)
german.tortosa@eez.csic.es

Resumen: El compostaje es una biotecnología que permite transformar residuos orgánicos en compost, un material de gran interés para la agricultura por su alto contenido en nutrientes y materia orgánica. Además, es una fuente de microorganismos promotores del crecimiento vegetal (del inglés *Plant growth-promoting rhizobacteria* o PGPR), entre los que destacan aquellos capaces de transformar el nitrógeno atmosférico (N_2) en una forma asimilable para las plantas gracias al proceso de la fijación biológica de N_2 (FBN). El objetivo principal de este trabajo fue analizar si el compost es una fuente de bacterias capaces de llevar a cabo la FBN con potencial para la elaboración de biofertilizantes. Para ello, se empleó un compost de alperujo (AL), el principal residuo orgánico de la industria extractiva del aceite de oliva. Se procedió al aislamiento de bacterias fijadoras de nitrógeno en medios de cultivo selectivos sin nitrógeno y a la identificación taxonómica de dichos aislados mediante PCR del gen ARNr 16S. De los 51 aislados obtenidos inicialmente, 18 de ellos fueron identificados. Dentro del filo Actinobacteria se identificaron los géneros *Cellulomonas*, *Sanguibacter*, *Kocuria*, *Leucobacter*, *Microbacterium*, *Salinibacterium* y *Streptomyces*. En el filo Firmicutes, se detectaron los géneros *Niallia*, *Paenibacillus* y *Peribacillus*, y en el de Proteobacteria, los géneros *Orrella*, *Lysobacter* y *Pseudomonas*. Según antecedentes previos, algunos miembros de estos géneros tienen propiedades PGPRs, entre ellas la FBN, por lo que el compost maduro parece ser una potencial fuente de bacterias de interés agrobiotecnológico.

Palabras clave: ADN genómico, bacterias diazotróficas, medio Burk, RAPD, Secuenciación.

1. Introducción

El compostaje es un método sencillo, económico y eficaz para transformar los residuos orgánicos como el “alperujo” (AL) en abonos y enmiendas orgánicas (Tortosa y col., 2012). El compost, además, puede utilizarse como fertilizante biológico (biofertilizante) ya que puede contener microorganismos capaces de promover el desarrollo y el crecimiento de las plantas de una manera natural.

El empleo de microorganismos beneficiosos para las plantas está cada vez más extendido en la agricultura. Se ha demostrado que las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (del inglés *Plant Growth-Promoting Rhizobacteria*, PGPR) pueden contribuir al desarrollo de numerosas plantas de interés agrícola y forestal. Algunos mecanismos implicados son el incremento en la biodisponibilidad de nutrientes, el control biológico de patógenos o la fitoestimulación, entre otros. En el primer caso destacan las bacterias diazotróficas, que transforman el nitrógeno de la atmósfera (N_2) en nitrógeno asimilable en forma de amonio, gracias la enzima nitrogenasa, en el proceso denominado fijación biológica del nitrógeno (FBN). Este proceso, muy costoso metabólicamente, pueden llevarlo a cabo, bien en vida libre o estableciendo una relación simbiótica con plantas leguminosas. El objetivo de este trabajo fue el aislamiento e identificación de bacterias con propiedades PGPRs presentes en un compost de AL, en especial aquellas que tienen la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico.

2. Material y Métodos

2.1 Aislamiento de bacterias diazotróficas del compost

Para este estudio se empleó un compost de AL previamente caracterizado en Tortosa y col. (2017). El aislamiento de bacterias diazotróficas se realizó mediante una extracción acuosa con suero salino estéril (NaCl al 0,9%) y agitación mecánica durante 10 min. La relación de extracción (P/V) fue de 1/5. Una vez terminada, se dejó sedimentar por gravedad y se tomaron 100 µL para inocular placas de Petri con un medio de cultivo específico de fijadores de nitrógeno (medio Burk). Se realizaron diluciones seriadas (hasta 10^{-4}) y las inoculaciones se hicieron por triplicado. Las placas sembradas se introdujeron en una jarra de anaerobiosis (Figura 1A) y se incubaron a 30ºC. Para asegurar las condiciones de bajo oxígeno, se empleó un kit de anaerobiosis (Anaerocult®, Merck, Ref. 113829).

Tras un mes de incubación, se procedió a su apertura y a la selección de las colonias con diferente morfología según su forma, tamaño, textura y tipo de borde (Figura 1B). Para esto se empleó un microscopio estereoscópico binocular 10-40x Nikon Digital Sight con cámara digital acoplada (Figura 1C). Las colonias seleccionadas se sembraron por agotamiento en placas de Petri con medio completo TSA (Triptona Soja Agar, PANREAC, Ref. 413819.1210) hasta conseguir cultivos puros (Figura 1D).

2.2 Aislamiento de ADN, prueba RAPD, y amplificación y secuenciación del gen ARNr 16S.

Se seleccionó una colonia de las placas de aislamiento y se procedió a la extracción del ADN genómico usando el kit comercial Real Pure Genomic DNA Extraction (Durviz SL, REF: RBME15) según las instrucciones del fabricante. Para la identificación de los clones se empleó la técnica RAPD (*Random Amplified Polimorphic DNA*, Williams y col., 1990). La identificación taxonómica a nivel de género se realizó amplificando el gen ARNr 16S de procariotas mediante la reacción en cadena de la polimerasa (PCR), usando un termociclador Mastercycler® de la marca Eppendorf SE (Alemania). Se emplearon los cebadores y las condiciones de reacción descritas en Weisburg y col. (1991). Los productos de PCR se comprobaron mediante electroforesis en gel de agarosa, usando como intercalante GelRed™ (Biotium, Ref. 41003,) y posterior revelado usando el equipo ChemiDoc Go Imaging SystemG (Bio-Rad Laboratories, Inc.). La secuenciación del ADN aislado se realizó en el Servicio de Genómica del Instituto de Parasitología y Biomedicina “López-Neyra” del CSIC (IPBLN), según sus recomendaciones (http://www.ipb.csic.es/servicios/Genomica/index.html).

3. Resultados y Discusión

En una primera ronda de identificación, se obtuvieron 51 aislados seleccionados al microscopio por su aparente morfología diferenciada. Tras su cultivo en medio TSA mediante siembra por agotamiento, el número se redujo a 18, ya que muchas de ellas mostraron unas características morfológicas y de crecimiento muy similares. A continuación, se llevó a cabo la extracción de ADN genómico de estos aislados y posterior prueba RAPD, lo que reveló, a nivel taxonómico, que tres aislados (AL7, AL8 y AL10) presentaban un perfil de bandas muy similar (Figura 2), por lo que se decidió a seleccionar uno de ellos como representativo.

La secuenciación del gen ARNr 16S demostró que los aislados pertenecían a los filos Actinobacteria (53 %), Firmicutes (27 %) y Proteobacteria (20 %) (Tabla 1). Dentro de Actinobacteria se identificaron los géneros *Cellulomonas*, *Sanguibacter*, *Kocuria*, *Leucobacter*, *Microbacterium*, *Salinibacterium* y *Streptomyces*. En el filo Firmicutes, *Niallia*, *Paenibacillus* y *Peribacillus*, y en Proteobacteria, *Orrella*, *Lysobacter* y *Pseudomonas*. Muchos de estos géneros

tienen especies con propiedades PGPRs, incluida la FBN, aunque todavía estamos trabajando para confirmarlo.

4. Conclusiones

Estos resultados muestran que el compost de AL es una fuente de microorganismos beneficiosos para las plantas y, en espera de verificaciones en curso, también de bacterias diazotróficas con potencial agrobiotecnológico.

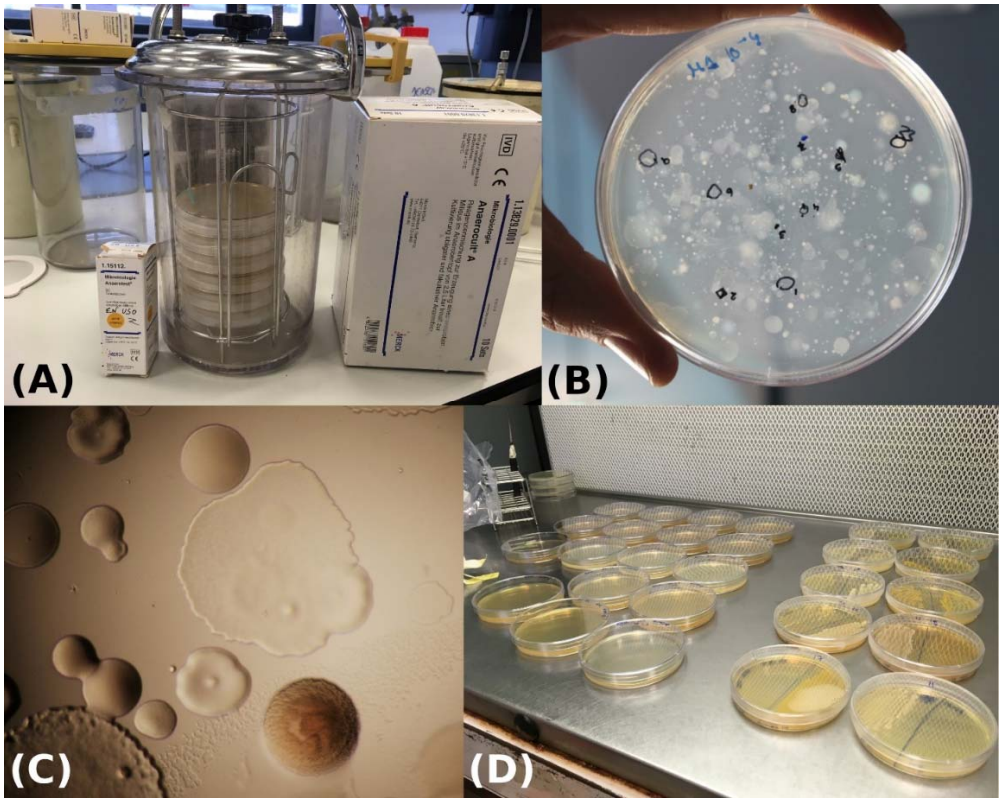


Figura 1. Procedimiento experimental para el aislamiento de bacterias diazotróficas de un compost maduro de AL: Inoculación de placas Petri en medio Burk e incubación en condiciones de bajo oxígeno (A), selección de aislados con diferente morfología (B y C) y obtención de cultivos puros (D).

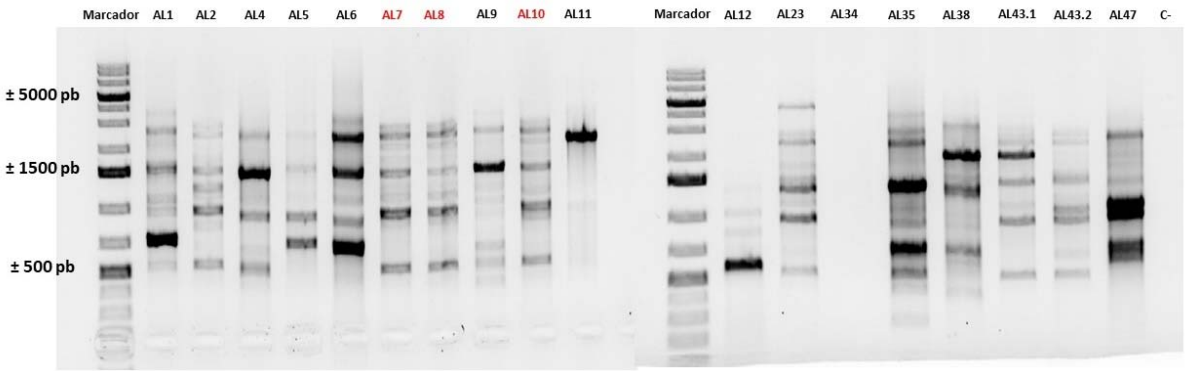


Figura 2. Resultado de la prueba RAPD realizada a los 18 aislados bacterianos obtenidos del compost de AL. Se considera que los aislados son clones cuando presentan el mismo perfil de bandas.

Tabla 1. Identificación de algunos de los aislados obtenidos en base a la secuencia parcial del gen ARNr 16S según la base de datos EzBioCloud (Yoon y col., 2017). Búsqueda realizada el 3 de junio de 2024.

Aislado	Filo	Clase	Familia	Especie más cercana según la secuencia parcial del gen ARNr 16S	Similitud (%)
AL43.1	Actinobacteria	Actinomycetia	Cellulomonadaceae	*Cellulomonas denverensis*	99,14
AL23	Actinobacteria	Actinomycetia	Jonesiaceae	*Sanguibacter inulinus*	99,86
AL1	Actinobacteria	Actinomycetia	Micrococcaceae	*Kocuria rhizophila*	99,86
AL4	Actinobacteria	Actinomycetia	Microbacteriaceae	*Leucobacter celer subsp. astrifaciens*	99,30
AL9	Actinobacteria	Actinomycetia	Microbacteriaceae	*Leucobacter kyeonggiensis*	99,46
AL2	Actinobacteria	Actinomycetia	Microbacteriaceae	*Microbacterium paraoxydans*	98,45
AL7	Actinobacteria	Actinomycetia	Microbacteriaceae	*Salinibacterium sedimenticola*	97,10
AL43.2	Actinobacteria	Actinomycetia	Streptomycetaceae	*Streptomyces durocortorensis*	100,00
AL11	Firmicutes	Bacilli	Bacillaceae	*Niallia alba*	99,17
AL35	Firmicutes	Bacilli	Bacillaceae	*CP003056_s*	100,00
AL34	Firmicutes	Bacilli	Paenibacillaceae	*Paenibacillus barengoltzii*	99,79
AL38	Firmicutes	Bacilli	Bacillaceae	*Peribacillus frigoritolerans*	99,93
AL6	Proteobacteria	Betaproteobacteria	Alcaligenaceae	*Orrella dioscoreae*	98,74
AL12	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Lysobacteraceae	*Lysobacter panacisoli*	89,69
AL47	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Pseudomonadaceae	*Pseudomonas neuropathica*	79,52

5. Bibliografía

Tortosa y col. 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 y col. 2017. Evolution of bacterial diversity during two-phase olive mill waste (‘‘alperujo’’) composting by 16S rRNA gene pyrosequencing. *Bioresource Technol*, 224, 101-111.

Williams y col. 990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Res*, 18(22): 6531-6535.

Weisburg y col. 1991. 16S ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. *J Bacteriol*, 173(2): 697-703.

Yoon y col. 2017. Introducing EzBioCloud: A taxonomically united database of 16S rRNA and whole genome assemblies. *Int J Syst Evol Microbiol*, 67:1613-1617.

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al proyecto Intramural Especial CSIC (202440E071). Se agradece la financiación de proyectos PID2020-114330GB-I00 (MCIN/AEI/10.13039/501100011033) y PID2021-124007OB-100 (MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y “ERDF A way of making Europe”).

SEGUIMIENTO DEL SISTEMA DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS DOMÉSTICOS Y DEL MERCADO MUNICIPAL DE LA VALL D'HEBRON (BARCELONA) PARA LA OBTENCIÓN DE COMPOST Y SU APLICACIÓN EN UN HUERTO URBANO

Marcelo Guzmán[1], Ignasi Riera[2], Josep Maria Vallès[2], Marga López[1]

[1]Universitat Politècnica de Catalunya. EEABB-DEAB. Esteve Terradas, 8. 08860 Castelldefels.
[2]Cooperativa Tarpuna
marga.lopez@upc.edu

Resumen: El compostaje requiere de una mezcla inicial de distintos residuos, que en el presente proyecto son restos vegetales, material recirculado del proceso de compostaje y un precompost proveniente de la fracción orgánica de restos domésticos y de un mercado. Para un compostaje eficiente, esta mezcla debe cumplir con unos valores óptimos de varios parámetros, a destacar la C/N y la humedad. La presente investigación pretende analizar la composición de los residuos puestos a compostar y de la mezcla inicial realizada, con el objetivo de identificar parámetros que se encuentren fuera de los valores óptimos. Además, se utilizarán distintas proporciones de residuos para la mezcla inicial en 3 experimentos de compostaje, de los cuales se analizará el compost obtenido para determinar la calidad del mismo y determinar la proporción de residuos que permita obtener una mejor calidad del compost y una mayor eficiencia en la eliminación de materia orgánica.
Finalmente, se realizará un análisis de la idoneidad del compost obtenido para las necesidades del huerto, comparando los nutrientes y cantidad del compost obtenido con las necesidades nutricionales teóricas de los cultivos presentes en el huerto.

Palabras clave: Compostaje, precompost, recirculado, fracción orgánica

1. Introducción

La gestión descentralizada de residuos orgánicos tiene una larga tradición en Europa, este sistema permite gestionar los residuos en origen y actúa como herramienta de sensibilización ambiental. Un ejemplo de compostaje comunitario se encuentra en el mercado de la Vall d'Hebron de Barcelona, en cuya terraza hay un huerto urbano con una superficie de 1750 m^2 gestionado por la cooperativa Tarpuna y los propios hortelanos, quienes pueden elegir sus cultivos ajustándose a las condiciones de riego y de fertilización disponibles.

El huerto cuenta con un espacio donde se realiza el tratamiento de los residuos orgánicos generados en las paradas de frutas y verduras del mercado y en los domicilios de los usuarios, los cuales se procesan por medio del compostaje, el cual posteriormente es aplicado al propio suelo del huerto. Este tipo de proyectos tiene múltiples impactos sociales ya que actúa como una herramienta de sensibilización ambiental para todas las personas que participan del proyecto, permite reciclar de manera eficiente y próxima los residuos orgánicos, contribuye a la salud e inclusión social de los hortelanos participantes, ofreciéndoles un espacio donde realizar actividad física, socializar y aprender, permite producir alimentos frescos y de proximidad, y ofrece un espacio para la investigación.

En el presente trabajo se propone la optimización del proceso de compostaje y la utilización del producto en el propio huerto para evitar la pérdida de nutrientes en el suelo. Esto se hará mediante unos experimentos de compostaje con distintas proporciones de cada residuo, y un posterior análisis del compost obtenido con el cual se determinará la proporción de residuos con las que se obtiene el compost de mayor calidad para las necesidades del huerto

Para ello se trabajará con la mejora de la recogida selectiva de los residuos, particularmente los del mercado, la optimización del proceso de compostaje, con objeto a reducir las pérdidas de nitrógeno en el compostaje del pre-compost y se propondrán unas pautas de fertilización adecuadas al producto y a las particularidades del huerto.

2. Material y Métodos

2.1 Proceso de compostaje y materiales

Antes de iniciar el compostaje, la fracción orgánica de los restos domésticos y del mercado es tratada en la máquina precompostadora Revolta VA-K 1501 (Figura 1a), la cual seca, higieniza y tritura el material por medio de un proceso de 15 días de duración, dando como producto un precompost que será utilizado en la mecla inicial para el proceso de compostaje (Figura 1b). Los restos vegetales provienen del propio huerto, y son almacenados en unas cajas de madera a medida que son recogidos (Figura 1c).

a) **b)** **c)**

Figura 1. a) Precompostadora Revolta VA-K 1501 b) Precompost obtenido por la máquina b) Restos vegetales obtenidos en el huerto del mercado de la Vall d'Hebron

El compostaje se lleva a cabo en 3 cajas de madera de 1m^3. En la primera caja se prepara la mezcla inicial con los restos vegetales, el precompost y el material recirculado. Este material pasa 3 semanas en cada una de las cajas antes de ser trasladado a la siguiente (figura 2). El control del proceso consiste en una adición de agua según las necesidades y la aireación, realizada 3 veces por semana.

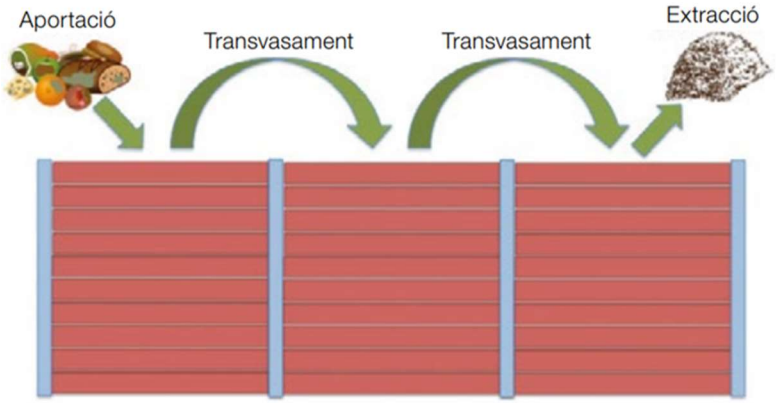


Figura 2. Sistema de compostaje de 3 compartimentos (González-Sierra y col., 2020).

Al finalizar el proceso, se criba el material de la última caja, obteniéndose el compost que será utilizado para los cultivos del huerto.

Este proceso de compostaje tiene por objetivo, además de producir compost, gestionar los residuos que se generan en el huerto comunitario, especialmente los restos de cosecha. Entre estos, los más lignificados, como los tallos de tomatera, se han utilizado como material complementario para el compostaje en ausencia de disponibilidad de resto vegetal triturado.

Así pues, las muestras que se analizaron fueron el precompost procedente de la máquina Revolta, el material vegetal utilizado como complementario y procedente de los huertos, el material vegetal recirculado procedente de procesos anteriores y que se reincorpora a los nuevos procesos, la mezcla de los tres materiales previos y el compost cribado.

2.2. Determinaciones analíticas

Los análisis previstos incluyen la determinación de la humedad y la materia orgánica total por gravimetría indirecta, la primera por secado de la muestra a 105ºC y la segunda por calcinación a 470ºC de la muestra seca y triturada. El nitrógeno orgánico se determinó por digestión Kjeldahl y cuantificación mediante electrodo selectivo de amoníaco. Los contenidos de potasio y fósforo totales se determinaron a partir de la disolución ácida de las cenizas y se cuantificaron, respectivamente, mediante fotometría de llama y espectrofotometría por el método Bray-Kurtz.

El contenido en carbono para poder calcular la relación C/N se aproximó como la mitad de la materia orgánica.

3. Resultados

En la Tabla 1 se observan los resultados de los análisis realizados sobre los materiales del primer experimento que se utilizaron para preparar la mezcla inicial de compostaje, la mezcla y el compost.

Tabla 1. Caracterización de los tipos de residuos de la mezcla inicial.

Parámetro	Restos vegetales	Revolta	Recirculado	Mezcla	Compost
Materia Seca (%)	40,82	92,30	55,93	46,84	58,47
Materia orgánica (% sms)	35,43	82,20	62,91	59,64	45,86
C (% sms)	17,71	41,10	31,46	29,82	22,93
N orgánico (% sms)	2,22	2,84	1,58	3,43	1,94
C/N	7,99	14,46	19,90	8,70	11,82
P_t (% sms)	0,23	0,34	0,39	0,27	0,46
K_t (% sms)	0,97	1,30	1,89	1,53	1,49

Entre los resultados obtenidos llama la atención el 35,43 % de materia orgánica de los restos vegetales, otras investigaciones muestran valores de 77,87 % (Lladó i Pujol, 2013) o, para las medias de Catalunya, 85,01 % (Huerta et al., 2010). Una posible explicación es que parte de estos restos vegetales son mayoritariamente herbáceos ya que provienen de las malas hierbas que los hortelanos arrancan para el mantenimiento de sus cultivos y contienen una cantidad de tierra, arrastrada con las raíces de las propias plantas que se queda adherida a la superficie de los restos vegetales. Otro resultado a tener en consideración es la alta cantidad de N orgánico (2,22%) detectado en los restos vegetales, cuando el valor medio de N orgánico en Catalunya para estos residuos es de 1% (Huerta et al., 2010), llegando en otras investigaciones a 1,35 % (Lladó i Pujol, 2013). Como resultado, se obtiene un valor de relación C/N muy inferior a la deseada y que, aunque permite transformar el material, se hace a costa de elevadas pérdidas de nitrógeno. La figura 1c presenta el aspecto de este material, el cual difiere mucho de un resto vegetal triturado para compostaje.

El material obtenido de la máquina Revolta presenta un elevado contenido en materia orgánica (82,2%), que lo hace muy apto para utilizar en compostaje. Este valor indica que, efectivamente, la utilización de la máquina tiene como principal objetivo secar y estabilizar el material para poderlo almacenar y hacer cargas en las cajas de compostaje más equilibradas. El contenido en nitrógeno orgánico resulta también elevado, lo que no sería un problema si los restos vegetales presentaran un contenido más elevado de carbono y bajo de nitrógeno. Curiosamente, el que resultaría ser el residuo principal nitrogenado, presenta una relación C/N superior a la del material complementario.

El recirculado utilizado presenta unas mejores prestaciones como complementario, ya que su relación, aunque baja, es mejor. Sí se puede apreciar la reducción de la materia orgánica después de haber pasado por diversos procesos biológicos, pero, atendiendo a sus características, se trata de un material más lignificado que los restos del huerto.

A partir de los materiales utilizados, se observa que la mezcla no alcanza las características adecuadas para iniciar el proceso, desde el punto de vista de equilibrio de nutrientes, pero es acorde con los materiales que se han utilizado para conformarla.

Por último, el compost obtenido ha sufrido una pérdida del 43% de la materia orgánica desde la mezcla.

Aunque el objetivo del huerto no es producir compost, sino que cumple con otras funciones como las sociales, motivadoras y de salud, fomentar los buenos resultados del proceso, tanto visual como de los efectos sobre los cultivos, supondrá un efecto positivo sobre los usuarios.

4. Conclusiones

Las condiciones de manejo en el caso de un huerto urbano donde participan muchos usuarios son complejas y la falta de constancia en los materiales dificulta un seguimiento metódico.

Los restos vegetales disponibles claramente no cumplen con las necesidades de un proceso de compostaje, por lo que se debería considerar el suministro de un material más adecuado para llevar a cabo el proceso, dado que en el huerto no existe. Como es una iniciativa en la que participa el Ayuntamiento de la ciudad, se podría explorar que fuese este quien suministrase un material más adecuado.

Dado que existe una limitación a la hora de poder realizar análisis sencillos en el huerto, para comenzar este déficit sería adecuado estandarizar al máximo los materiales y los procesos de manera que se pudiera prever la calidad de los residuos y esperada del producto.

No obstante, el proceso que se realiza es efectivo atendiendo a la reducción de la materia orgánica, pero se pueden esperar elevadas pérdidas de nitrógeno debido al desequilibrio de nutrientes.

5. Bibliografía

González Sierra R., Arizmendiarrieta J., Puyuelo Sánchez B., Irigoien Iriarte I., Nohales Duarte G., 2020. Implantació del compostatge comunitari. Guia pràctica. Generalitat de Catalunya. 85 pp.

L'Hort del Mecat. http://hortdelmercat.barcelona/ (fecha de consulta: 03/07/2024)

Lladó R., Pujol M., 2013. Quantificació dels residus orgànics generats al bar-restaurant del campus del Baix Llobregat i valorització de la fracció orgànica per compostatge. Treball Final de Carrera. Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya.

O. Huerta, M. López, and M. Soliva, 2010. Procés de compostatge: Caracterització de mostres. Col·lecció Estudis. Sèrie Medi Ambient, 2. Diputació de Barcelona. 240 pp.

PRODUCCIÓN DE HIDRÓGENO MEDIANTE FERMENTACIÓN OSCURA DE RESIDUOS AGRO-INDUSTRIALES

Encarnación Díaz-Domínguez[1], M. Eugenia Ibáñez-López[1], José L. García-Morales[1*], Francisco J. Fernández-Morales[2]

[1] Dpto. de Tecnologías del Medioambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO). Universidad de Cádiz.
[2] Dpto. de Ingeniería Química (ITQUIMA). Universidad de Castilla-La Mancha.
fcojesus.fmorales@uclm.es

Resumen: En el presente trabajo se ha estudiado la fermentación oscura de residuos procedentes de una industria vínica. Para realizar la fermentación oscura se empleó un cultivo mixto acidogénico que fue sometido a ensayos discontinuos en los que se operó con distintas concentraciones iniciales de sustrato. Con objeto de asegurar su reproducibilidad, se formuló un residuo de naturaleza sintética de composición semejante a la obtenida en la industria de los mostos. Los experimentos se realizaron en un reactor discontinuo con un volumen útil de 3 L. El reactor estaba equipado con sistemas de control de pH a pH 5. Con objeto de controlar la temperatura del proceso, el reactor contaba con una camisa conectada a un baño de agua que operaba a una temperatura de 26ºC. El contenido del reactor se mantuvo homogeneizado mediante agitación magnética. El hidrógeno fue determinado continuamente mediante un analizador on-line. Cada uno de los ensayos se realizaron alimentando con residuos a distintas concentraciones de hexosa alcanzadas mediante dilución. Fruto de los experimentos se observó que la mayor producción acumulada se obtuvo cuando se operó con una concentración de 0,13 mol/L, producción acumulada de 12,5 L de H_2. Sin embargo, la mayor velocidad de generación de hidrógeno se obtuvo cuando se operó con una concentración de 0,05 mol/L, máxima velocidad de producción de 450 mL/h.

Palabras clave: Bio-hidrógeno, fermentación oscura, residuos agro-industriales.

1. Introducción

Los efluentes de las industrias del vino y mosto engloban los residuos líquidos generados durante el proceso de producción de vino y jugo de uva (mosto). Estos efluentes contienen una mezcla de diferentes sustancias y pueden variar en composición dependiendo de las prácticas de producción y del tipo de tecnología utilizada (Fernández et al., 2010).

De forma general se puede decir que estos residuos contienen principalmente: una alta carga orgánica muy elevada debido a la presencia de azúcares, ácidos orgánicos y restos de pulpa de uva. Entre estos restos sólidos se pueden encontrar pieles de uva, semillas y restos de pulpa que no han sido completamente procesados. Además, debido a la composición de las uvas, estos residuos suelen contener compuestos fenólicos que se encuentran principalmente en la piel y la semilla, así como nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo que también se encuentran en el fruto y que podrían dar lugar a procesos de eutrofización. Otros contaminantes que también se encuentran en estos residuos son restos de sustancias químicas provenientes de productos de limpieza, como detergentes y desinfectantes, utilizados en la planta. Finalmente, en la época de trasiegos, los residuos generados podrían contener pequeñas cantidades de alcohol generado durante el proceso de fermentación de los azúcares.

En el caso de no ser tratados adecuadamente, los principales efectos de estos efluentes serían la contaminación de recursos hídricos naturales, afectando la vida acuática y la calidad del agua. Entre otros efectos, cabe destacar su efecto eutrófico, debido al alto contenido de nutrientes podría provocar un crecimiento excesivo de algas, lo que reduciría el oxígeno disuelto en el agua y podría llevar a la muerte de peces y otras especies acuáticas. Este efecto se vería muy agravado debido a que los efluentes de estas industrias presentan elevadas cargas orgánicas lo que contribuiría a agotar el oxígeno disuelto en los recursos hídricos, afectando de forma muy negativa a la vida acuática.

Debido a los efectos ambientales, el tratamiento adecuado de los efluentes de las industrias del vino y mosto de uva es crucial para minimizar el impacto y cumplir con la legislación ambiental. Para poder alcanzar este objetivo, las industrias del vino y mosto deben implementar prácticas sostenibles y tecnologías eficientes que permitan tratar y gestionar los residuos que generan de forma responsable. Actualmente, la gestión de los residuos es necesario realizarla valorizando, en la medida de lo posible, tanto la materia como la energía contenida. Esta valorización se enmarca en el concepto de economía circular (Ahmed et al., 2023).

La economía circular es un enfoque sistemático que está diseñado para proteger el medio ambiente beneficiando tanto a empresas como a la sociedad. A diferencia del modelo económico lineal tradicional, que sigue un patrón de "extraer, fabricar y desechar", la economía circular se basa en el uso cíclico de la materia y la energía contenida en los productos, residuos, etc. (Geissdoerfer et al., 2017). En el caso de la economía circular aplicada a los residuos de la industria vinícola, la economía circular representa un enfoque sistemático y sostenible para gestionar los subproductos y desechos generados durante la producción de vinos y mostos. Este modelo tiene el potencial de transformar los residuos en recursos valiosos, minimizando el impacto ambiental y creando nuevas oportunidades económicas.

Podemos identificar 4 principios fundamentales dentro de la economía circular de estos residuos: Por un lado, está la minimización en la generación de residuos/subproductos, objetivo que podría alcanzarse mediante la mejora de los procesos de producción. Esto incluye la optimización de la extracción de jugo de uva y la fermentación para maximizar el uso de la materia prima. En segundo lugar, con los residuos/subproductos que es inevitable generar, deberían realizarse tareas de reutilización y reciclaje en la medida de los posible. Por ejemplo, las semillas de uva pueden ser procesadas para extraer aceite de semilla de uva, que es valioso en la industria cosmética y alimentaria. Cuando no sea posible realizar una valorización material para obtener productos de elevado valor añadido, los residuos orgánicos, como pieles y pulpas, pueden ser compostados para producir fertilizantes orgánicos que pueden ser utilizados en los viñedos, cerrando el ciclo de nutrientes (Bustamante et al., 2005). En tercer lugar, en el caso de que no se pueda realizar la valorización material de los residuos, éstos podrían ser sometidos a tratamientos anaerobios para realizar una valorización energética de los mismos (Sillero et al., 2022). Entre otras opciones, los residuos de la industria de vinos y mostos pueden ser valorizados mediante digestión anaeróbica para producir biogás, una fuente de energía renovable. Este proceso no solo reduce los residuos, sino que también genera energía que puede ser utilizada en la propia bodega. Otra opción interesante sería, a partir de los residuos ricos en azúcares como son los subproductos de la fermentación, producir bioetanol o biohidrógeno, que puede ser utilizado como biocombustible (Tena et al., 2020; 2021). Finalmente, en cuarto lugar, estaría la innovación de productos mediante el desarrollo de materiales como los bioplásticos fruto de la celulosa y otros componentes de los residuos vinícolas. Los bioplásticos son biodegradables y representan una alternativa sostenible a los plásticos convencionales.

En general pude decirse que la Economía Circular generaría grandes ventajas en la Industria Vinícola debido a que la gestión adecuada de los efluentes y residuos sólidos reduciría la contaminación de aguas y suelos. Además, el tratamiento y reutilización de efluentes residuales minimizaría el consumo de recursos hídricos. Adicionalmente, practicas sostenibles, como la conversión de residuos en energía y materiales reutilizables, reducirían el consumo energético y las emisiones de gases contaminantes. Finalmente, podrían generarse productos de elevado valor añadido, lo que favorecería la competitividad de las industrias que empleasen los principios de la economía circular, generándose valor económico (Geissdoerfer et al., 2017).

Como se ha indicado, la aplicación de la economía circular en la industria vinícola no solo ofrece una solución sostenible a la gestión de residuos, sino que también abre nuevas vías para la innovación y la creación de valor. Este enfoque promueve una industria vitivinícola más resiliente y respetuosa con el medio ambiente, alineándose con los objetivos globales de sostenibilidad y desarrollo sostenible. Sin embargo, para alcanzar estos objetivos es necesario profundizar en el desarrollo de las tecnologías necesarias. En este contexto, el presente trabajo

se centra en el estudio de la producción de biohidrógeno a partir de residuos de la industria vitivinícola.

2. Material y Métodos

En este trabajo se ha estudiado la fermentación oscura de residuos de la industria vitivinícola evaluando el efecto de la carga orgánica. Los experimentos se realizaron en un reactor discontinuo con un volumen útil de 3 L. El reactor estaba equipado con sistemas de control de pH, adición de antiespumante, condensación de agua en la fase de gas generada. Además, contaba con puertos para alimentación, suministro de nitrógeno gas para asegurar condiciones anaerobias y para toma de muestras. Con objeto de controlar la temperatura del proceso, el reactor contaba con una camisa conectada a un baño de agua que operaba a una temperatura de 26ºC. El contenido del reactor se mantuvo homogeneizado mediante agitación magnética. El pH se mantuvo en un valor de 5 mediante control automático. El hidrógeno generado durante el proceso fue determinado continuamente mediante un medidor on-line Rosemount™ X-STREAM (Emerson, EE.UU.). Cada uno de los ensayos se realizaron alimentando un efluente sin diluir, que presentaba una concentración en torno a 0.3 mol/L hexosa, así como efluentes diluidos 1,4 veces, 2,3 veces y 7 veces.

Para determinar la concentración de ácido acético (HAc), ácido propiónico (HPr), ácido butírico (HBu), ácido valérico (HVa) y ácido caproico (HCa), las muestras se diluyeron con agua destilada en una proporción de 1:50 o 1:100. Posteriormente, se filtraron a través de un filtro de 0,20 µm y se añadió ácido clorhídrico 0,1 M. A continuación, se determinaron las concentraciones de AGV mediante cromatografía iónica (Dionex ICS-1100 con columna AS23, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, EE. UU.).

Para monitorizar el bio-hidrógeno producido se emplearon frascos de Mariotte volumétricos de desplazamiento de agua ácida. La composición del gas se midió diariamente mediante cromatografía de gases (Konik, modelo K4000A,).

3. Resultados y Discusión

Los datos de generación de bio-hidrógeno fueron monitorizados y modelizados empleando para ello ecuación de Gompertz. Esta ecuación ha sido ampliamente empleada para modelar la producción de hidrógeno en procesos de fermentación. Es especialmente útil para describir el crecimiento sigmoidal (en forma de S) que es típico en estos procesos. La ecuación de Gompertz se puede expresar de la siguiente manera:

$$H(t) = H_{max} \cdot \exp\left\{-\exp\left[\frac{R_m e}{H_{max}}(\lambda - t) + 1\right]\right\} \quad (1)$$

Donde:

H(t) es la cantidad acumulada de hidrógeno producido en el tiempo (mL).
Hmax es la producción máxima de hidrógeno (mL).
Rmax es la tasa máxima de producción de hidrógeno (mL/h).
e es el número de Euler, aproximadamente igual a 2,71828.
λ es el tiempo de retardo, que representa el tiempo antes de que comience la producción exponencial de hidrógeno (h).
t es el tiempo de incubación (h).

En la Figura 1 se presenta la evolución de la máxima velocidad de producción de hidrógeno, así como de la mayor producción acumulada de hidrógeno experimentados durante cada uno de los experimentos. Cómo puede verse en la Figura 1, la máxima velocidad de producción de hidrógeno decayó linealmente al aumentar la concentración del efluente, lo que podría deberse a fenómenos inhibitorios.

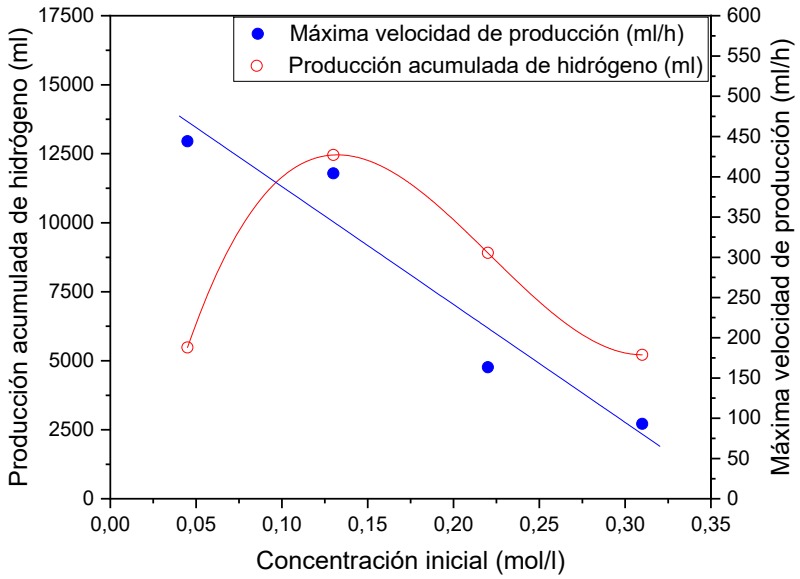


Figura 1. Producción acumulada y máxima velocidad de producción de hidrógeno en función de la concentración inicial de hexosa.

La mayor velocidad de generación de hidrógeno se obtuvo cuando se operó con la mínima concentración, 0,05 mol/L, siendo la máxima velocidad de producción de en torno a 450 mL/h. Por otro lado, la mayor producción acumulada de hidrógeno presentó un valor máximo en torno a la concentración de 0,12 mol/L, producción acumulada de 12,5 L de H_2. Este máximo podría ser el resultado de dos contribuciones opuestas, el descenso de producción al aumentar la concentración del sustrato debido a fenómenos de inhibición y el mayor potencial de hidrógeno que se presenta al tener mayor cantidad de sustrato fermentable.

4. Conclusiones

Fruto de los resultados obtenidos puede verse que existe una concentración óptima para la producción de hidrógeno. Este óptimo podría alcanzarse mediante dilución del efluente mezclando diferentes aguas residuales generadas en las industrias vitivinícolas.

5. Bibliografía

Ahmed S.F., Kabir M., Mehjabin A., Oishi F.T.Z., Ahmed S., Mannan S., Mofijur M., Almomani F., Badruddin I.A., Kamangar S., 2023. Waste biorefinery to produce renewable energy: Bioconversion process and circular bioeconomy. *Energy Reports* 10, 3073-3091

Bustamante M.A., Paredes C., Moral R., Moreno-Caselles J., Pérez-Espinosa A., Pérez-Murcia M.D., 2005. Uses of winery and distillery effluents in agriculture: Characterisation of nutrient and hazardous components. *Water Sci. Technol*. 51(1).

Fernández F.J., Sánchez-Arias V., Rodríguez L., Villaseñor J., 2010. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, olive mill waste and winery waste in a rotary drum reactor. *Waste Manage*. 30(10), 1948–1956.

Geissdoerfer M., Savaget P., Bocken N.M.P, Hultink E.J., 2017. The Circular Economy - A new sustainability paradigm? *J. Clean. Prod*. 143, 757-768.

Sillero L., Solera R., Perez M., 2022. Improvement of the anaerobic digestion of sewage sludge by co-digestion with wine vinasse and manure: Effect of different hydraulic retention times. *Fuel* 321, 124104.

Tena M., Luque B., Perez M., Solera R., 2020. Enhanced hydrogen production from sewage sludge by cofermentation with wine vinasse. *Int. J. Hydrogen Energ*. 45(32), 15977–15984.

Tena M., Perez M., Solera R. 2021., Effect of hydraulic retention time on a two-stage anaerobic digestion system from sewage sludge and wine vinasse: Microbial and kinetic evaluation. *Fuel*, 296, 120674.

TRATAMIENTO DE RESIDUOS DEL OLIVAR CON LARVAS DE MOSCA SOLDADO NEGRA COMO ALTERNATIVA MÁS SOSTENIBLE AL COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE

Ana Isabel Palma Toro[1], Antonio Rodríguez García[2], Rogelio Nogales Vargas-Machuca[3], Jesús Dionisio Fernández Bayo[1],

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada. España
[2] Cooperativa Agrícola de San Isidro de Loja SCA. España
[3]Departamento de Biotecnología y Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín-Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), Granada. España.
anabelptoro@gmail.com

Resumen: En Andalucía se producen millones de toneladas de residuos procedentes de la industria oleícola, necesitando tecnologías eficientes desde el punto de vista económico y medioambiental para su gestión. Las larvas de mosca soldado negra (*Hermetia illucens,* MSN) presentan un gran potencial para convertir residuos orgánicos en proteína de gran calidad, permitiendo además que sus excrementos sean usados como enmienda en suelo. Actualmente, la investigación sobre la calidad de este material no es aún extensa. Por ello, en este trabajo se ha evaluado la calidad de las enmiendas procedentes del cultivo de larvas de MSN comparándolas con otros tratamientos biológicos mejor estudiados como son el compostaje y el vermicompostaje. La calidad fue evaluada fisicoquímicamente mediante medidas de pH, conductividad, relación C/N; y toxicológicamente mediante el contenido en polifenoles y el índice de germinación. En los tratamientos con lombrices o con larvas, se observan mejoras significativas en las propiedades de los productos finales y además casi todas las enmiendas obtenidas cumplen con las exigencias de la normativa europea para enmiendas orgánicas. Especialmente prometedor es el tratamiento con larvas de MSN, al requerir un tiempo de digestión de tan sólo 1 mes, mientras que el vermicompostaje y el compostaje necesitan 2 y 8 meses, respectivamente. De modo que se propone como una biotecnología emergente para la implementación de una economía circular, permitiendo el reciclado y valorización de residuos orgánicos de forma más eficiente, disminuyendo los tiempos de tratamiento y ofreciendo como co-productos proteína de alta calidad de interés en alimentación.

Palabras clave: cultivo de insectos, gestión de residuos, alperujo, enmienda orgánica, economía circular.

1. Introducción

Los suelos mediterráneos suelen estar empobrecidos en materia orgánica, de modo que para mantener los altos niveles de producción agrícola es necesario aplicar grandes cantidades de insumos quimicos, que contaminan las aguas y degradan el medio edafico. Paralelamente, en Andalucía, se producen, aproximadamente 4 millones de toneladas/año de alperujo (Ghilardi y col., 2020), que es un residuo orgánico lignocelulósico, recalcitrante y con elevado contenido en polifenoles, especialmente tóxico para las plantas, por lo que es necesario tratarlo biológicamente antes de su aplicación al suelo.

Actualmente existen técnicas de biotransformación de los residuos oleícolas como el compostaje y el vermicompostaje (Castillo-Diaz y col., 2013; Nogales y col., 2020). En este estudio se presenta el cultivo de larvas de Mosca Soldado Negra (*Hermetia illucens*, MSN) como una nueva alternativa biotecnológica para la biotransformación de esos residuos que ademas puede producir proteina de calidad para la alimentación animal y humana (Palma y col., 2020). En este sentido, en los últimos años la producción de estiércol de insecto, así como el cultivo de ellos, ha ido generando gran interés a nivel mundial, estimándose que el mercado de fertilizantes de insectos superará los 300 millones de dólares en 2029 (Antoniadis y col., 2023).

2. Material y Métodos

2.1. Tratamientos biológicos

2.1.1. Materiales iniciales

Los residuos de olivar (mezcla de alperujo, lodos de balsa y hojas de olivo) en diferentes fases de compostaje fueron suministrados por la Cooperativa Agrícola San Isidro de Loja, SCA.

- *Residuo Olivar salida Máquina (ROM):* material aireado durante dos semanas para promover la activación microbiana mediante una hélice que lo va desplazando de un extremo a otro.
- *Residuo Olivar salida Máquina Fermentado (ROM*F): material activado microbiológicamente, seguido de un proceso parcial de compostaje durante dos meses.
- *Residuo Olivar Compostado (ROC***):** residuo de olivar sometido a un proceso de compostaje y maduración de 8 meses en la propia cooperativa. Este es el material más estable y maduro, siendo usado como referencia de material compostado con aplicación comercial.

2.1.2. Preparación de los biorreactores

Para el proceso de vermicompostaje se usaron lombrices de la especie E*isenia fetida)* suministradas por la empresa Humus+Fertil S. L. L. (Albacete). Se dispusieron 68 gramos de biomasa de lombrices (cliteladas y no cliteladas, Figura 1a) en 2 kg de los residuos ROM y ROMF, manteniéndose una humedad del 85% durante el proceso de vermicompostaje. Para el cultivo de insectos, las larvas de MSN fueron proporcionadas por la empresa ControlBio (Almería). Se seleccionaron larvas con entre 5-7 dias de vida (fase temprana de su desarrollo y momento óptimo, Figura 1b). Las larvas se seleccionaron de manera que tuvieran un tamaño homogéneo (0.031±0.001 g por larva). Esas larvas fueron inoculadas en 1 kg de los residuos ROM y ROMF. Los biorreactores de ambos tratamientos biológicos se mantuvieron a temperatura constante en cámaras cerradas, para evitar la colonización de ambos residuos por otros insectos.

Figura 1. Lombrices de la especie *Eisenia fétida* (a) y larvas de mosca soldado negra (b) utilizadas en los biorreactores

2.2. Caracterización de los materiales

Tanto en los materiales iniciales como en aquellos biotransformados por lombrices o larvas de mosca se llevaron a cabo los siguientes análisis: pH y conductividad (1:5), análisis elemental de C y N, utilizando un analizador elemental Thermo Scientific Modelo Flash 2000, contenido de polifenoles segun el método de Folin-Cicalteau (Singleton y col., 1999) e índice de germinación, IG (Zuconni *y col*. 1981). Se llevó a cabo un análisis de varianza de un factor para comparar las propiedades de residuos oleícolas tratados con larvas de MSN, lombrices y los materiales iniciales (ROM y ROMF, respectivamente), además del ROC, material usado como control.

3. Resultados y Discusión

El proceso de vermicompostaje se llevó a cabo durante 58 días. La evolución de la biomasa total de las lombrices (Figura 2a) fue mayor en el residuo ROMF, alcanzándose una tasa máxima de biomasa a los 45 dias, 1.6 veces superior a la biomasa inicial. Esa mayor biomasa de lombrices se debió al aumento de la biomasa de las lombrices no cliteladas inoculadas inicialmente en el residuo ROMF, así como a la aparicion de nuevas lombrices nacidas durante el proceso de vermicompostaje. En el cultivo de larvas de MSN (Figura 2b), al no producirse reproducción, el seguimiento de crecimiento se realizó en peso por larva. En este caso hubo un mayor crecimiento de larvas en el residuos ROM (77% de aumento de peso a los 16 dias), alcanzándose el estado de pupa entre los dias 20-25. En cambio, en el residuo ROMF no se observó aumento del peso de larvas durante los 33 dias del experimento. La diferencia de comportamiento en cada uno de los tratamientos biológicos ensayados invita a profundizar en futuras investigaciones sobre esta temática. Esas diferencias serian debidas a que el residuo ROMF, al ser un material más biotransformado, presenta menor contenido en polifenoles (Tabla 1) y menor toxicidad, mientras que el residuo ROM contiene más carbono. Por esos motivos, las lombrices se desarrollaron mejor en el material con menor toxicidad, mientras que para las larvas de MSN, fue prioritario la disponibilidad de carbono, no siendo su crecimiento afectado por la posible presencia de sustancias toxicas en los residuos (Purschke y col., 2017)

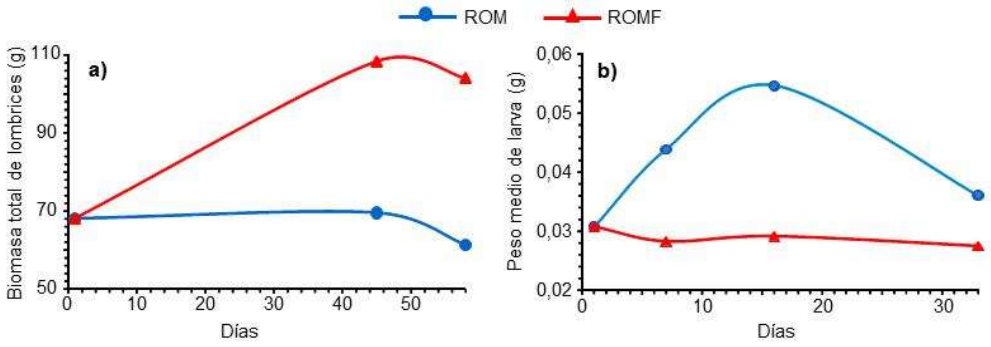


Figura 2. Evolución de la biomasa de las lombrices (a) y del peso de las larvas de mosca soldado negra (b).

Tabla 1. Análisis de los residuos orgánicos de almazara ensayados (ROM y ROMF) en su estado inicial, digeridos con lombrices o con larvas de MSN, o compostados y madurados en la propia Almazara.

	Inicial	Lombrices	Larvas MSN	Compost maduro (ROC)
		Residuo olivar (ROM)		
pH	7,2a	8,1ab	8,2ab	8,8b
CE dSm^{-1}	3,8b	3,3ab	3,3ab	2,1a
COT g kg^{-1}	36,9c	31,6b	31,0b	24,2a
N g kg^{-1}	1,1a	1,3b	1,4b	1,6c
C/N	33,8c	24,3b	22,3b	14,7a
Polifenoles mg kg^{-1}	12,6c	8,4b	10,3bc	2,2a
IG %	49,5a	116,8b	99,2ab	110b
		Residuo precompostado (ROMF)		
pH	8,4a	8,7bc	8,6ab	8,8c
CE dSm^{-1}	3,2ab	3,2ab	3,4b	2,1a
COT g kg^{-1}	27,6b	26,9ab	27,1ab	24,2a
N g kg-1	1,7ab	1,8b	1,8b	1,6a
C/N	16,3b	15,1a	15,0a	14,7a
Polifenoles	8,2c	4,6b	4,6b	2,2a
IG%	99,4a	162,9b	132,1ab	110,2a

Para cada parámetro y en cada residuo, letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0.05$).

Las propiedades físico-químicas de los diferentes materiales iniciales y finales se exponen en la Tabla 1. Todos los residuos de olivar presentaron valores de pH cercanos a la neutralidad, siendo

menor en el ROM inicial. El pH aumentó en los diferentes tratamientos biológicos, aunque sin alcanzar el valor del compost maduro (ROC). La conductividad disminuyó en los tratamientos con lombrices o con larvas en en el residuo ROM, aunque no se afectó en el ROMF, siendo en todo caso significativamente menor que en el compost maduro. La relación C/N disminuyó significativamente al final del vermicompostaje o del tratamiento con larvas en el residuo ROM. En el residuo ROMF las disminuciones fueron menos pronunciadas, observándose al final de ambos tratamientos biológicos C/N similares a los de ROC, lo cual indicaría un adecuado grado de estabilidad de los materiales biotransformados. Tanto el vermicompostaje como el tratamiento con larvas se mostraron muy eficaces para reducir el contenido de polifenoles de los residuos ROM y ROMF, aunque no hasta los niveles tan bajos como en el compost maduro (ROC). En cambio, los índices de germinación de los materiales biotransformados, tanto por lombrices como por larvas de MSN fueron, en general, mayores que los registrados en el compost maduro (ROC). Comparativamente, ese efecto fue más significativo en el vermicompostaje, por lo que sus productos finales tendrían mayor madurez que los obtenidos por las larvas de mosca o por el proceso tradicional de compostaje.

4. Conclusiones

El cultivo de larvas de mosca soldado negra es una alternativa biotecnológica novedosa, que ofrece ventajas frente al tradicional compostaje y vermicompostaje. Esta nueva tecnología, reduce de forma sustancial el tiempo de tratamiento que es necesario para biotransformar el residuo orgánico, produciendo además biomasa con un alto contenido en proteína de calidad, con grandes posibilidades a nivel económico e industrial. La aplicación de esta biotecnología para la gestión de residuos de la agroindustria oleícola requiere todavía de más investigación. Si se estudiase en mayor profundidad esta alternativa de gestión de residuos agroalimentarios, se obtendrían mejores redimientos a nivel de producción de proteína de MSN, mejorando la biotransformación del residuo para obtener una enmienda orgánica de una notable mejor calidad.

5. Bibliografía

Antoniadis V., Molla A., Grammenou A., Apostolidis V., Athanassiou C. G., Rumbos C. I., & Levizou E. (2023). Insect Frass as a Novel Organic Soil Fertilizer for the Cultivation of Spinach (*Spinacia oleracea*): Effects on Soil Properties, Plant Physiological Parameters, and Nutrient Status. *J. Soil Sci. and Plant Nutr.*, *23*(4), 5935-5944.

Castillo-Diaz 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.

Ghilardi, C., Sanmartin Negrete, P., Carelli, A. A., & Borroni, V., 2020. Evaluation of olive mill waste as substrate for carotenoid production by *Rhodotorula mucilaginosa*. *Bioresour. Bioprocess.*, *7*(1).

Nogales R.; Cifuentes, C., Romero, E., Camacho, J.A., Rodriguez, A.. 2020. Compostaje a escala industrial de lodos de las balsas de almazaras. En: M.A.Gomez, A.I. Gonzalez, M.R. Morales, R. Perez (Eds) *Compostaje Webinars 2020*. Ed. Red Española de Compostaje, Salamanca, pp 311.315

Palma, L., Fernández-Bayo, J., Putri, F., VanderGheynst, J. S. 2020. Almond by-product composition impacts the rearing of black soldier fly larvae and quality of the spent substrate as a soil amendment. *J. Sci. Food Agric100* (12), 4618-4626.

Purschke, B., Scheibelberger, R., Axmann, S., Adler, A., & Jäger, H., 2017. Impact of substrate contamination with mycotoxins, heavy metals and pesticides on the growth performance and composition of black soldier fly larvae (Hermetia *illucens*) for use in the feed and food value chain. *Food Addit. Contamim: Part A*, 34(8), 1410-1420.

Singleton, V. L., Orthofer, R., & Lamuela-Raventós, R. M., 1999. Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of Folin-Ciocalteu reagent. *Methods Enzymol.*, 299, 152-178.

Zucconi, F. M., Pera, A., & De Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, *22*, 54-57.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el Programa Operativo FEDER 2014-2020 y por la Consejería de Economía, Conocimiento, Empresas y Universidad de la Junta de Andalucía (E-RNM-494-UGR20). Los autores agradecen a la Cooperativa Agrícola de San Isidro de Loja SCA. por su desinteresada provisión de residuos del aceite de oliva.

UTILIZACIÓN DE COMPOST E INOCULACIÓN MICROBIANA PARA PROMOVER EL CRECIMIENTO VEGETAL Y LA DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES EN SUELOS AGRÍCOLAS

Rafael Clemente, Fuensanta Caravaca, Antonio Roldán, Mª Pilar Bernal

Depto. Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo 25, 30100 Murcia

Resumen: La aplicación al suelo de compost junto con la inoculación microbiana con hongos micorrícicos arbusculares puede ser una nueva estrategia de biofertilización de elevada eficiencia fertilizante que optimizaría los equilibrios N/P en la agricultura, mejorando la circularidad de los nutrientes. El objeto de este estudio fue mejorar la disponibilidad y absorción de nutrientes, principalmente fósforo, presentes en compost mediante biofertilización. Se utilizaron dos suelos agrícolas de la Región de Murcia, uno procedente de Lorca con buenas características agronómicas y otro de Mazarrón con baja fertilidad, elevada salinidad y contenido en metales pesados (Pb y Zn) a consecuencia del uso de aguas de mala calidad para el riego. En cada suelo se realizaron los siguientes tratamientos: micorrizas (*Rhizophagus intraradices*), compost, combinación micorrizas+compost y suelo control sin enmienda. La producción de planta aumentó en ambos suelos con los tratamientos con compost y combinado respecto al control; en el suelo de Mazarrón el tratamiento con micorrizas también aumentó la biomasa respecto al control. La inoculación microbiana fue efectiva para mejorar la nutrición de P de las plantas, aumentando la disponibilidad de P en el suelo menos fértil de Mazarrón. Las actividades enzimáticas se vieron en general también beneficiadas por los tratamientos, principalmente el combinado, indicando la mejora en las condiciones de los suelos, y por tanto la validez de la estrategia de fertilización empleada para mejorar la fertilidad y la calidad de los suelos estudiados.

Palabras clave: Fósforo, Fertilidad del suelo, Micorrizas, Sorgo.

1. Introducción

El compost está considerado como enmienda orgánica del suelo en las diferentes legislaciones nacionales, y está incluido a nivel de la UE como material componente (CMC3) para la preparación de fertilizantes (UE, 2019). Además, la Comisión de Medio Ambiente, Salud Pública y Seguridad Alimentaria del Parlamento Europeo (Enmiendas de compromiso 1 – 35 del Nuevo Plan de Acción de Economía Circular 2020/2077(INI) (PE652.387v02-00) el 22/01/2021) destacó la necesidad de aumentar el uso de estiércol y otros materiales orgánicos, en sustitución de fertilizantes sintéticos, para cerrar el ciclo de los nutrientes agrícolas. Dicho texto reconoce implícitamente el valor del compost para proporcionar nutrientes para la agricultura. Sin embargo, no se han establecido límites estándar de concentraciones de nutrientes en compost, ya que éstos dependen de las características de los materiales de origen y las condiciones del proceso (Alvarenga y col., 2020). Sin embargo, el compost no es un producto equilibrado en nutrientes, y principalmente N y P se encuentran tanto en formas orgánicas, que precisan de su mineralización para que sean asimilables por las plantas, como en formas inorgánicas, que en el caso del fósforo resultan muy insolubles y escasamente disponibles para las plantas.

La inoculación con microorganismos simbióticos, especialmente hongos micorrícicos arbusculares, es un método eficaz para mejorar el crecimiento y el estado nutricional de las plantas. De hecho, los hongos micorrícicos pueden mejorar el rendimiento de las plantas, mediante el aumento de la disponibilidad y absorción de nutrientes por la planta, particularmente los de baja movilidad como nitrógeno y fósforo (Kohler y col., 2015). Las estrategias biofertilizantes basadas en la aplicación al suelo de compost junto con la inoculación con hongos micorrícicos puede suponer una nueva estrategia de biofertilización, con mayor eficiencia como fertilizante fosforado, que promovería los equilibrios N/P en la agricultura, reduciendo la acumulación de P y la fijación de P en suelos calizos, mejorando la circularidad de los nutrientes.

El objeto de este estudio fue mejorar la disponibilidad y absorción de nutrientes, principalmente P, presentes en compost mediante biofertilización.

2. Materiales y Métodos

Se utilizaron dos suelos agrícolas de la Región de Murcia, uno procedente de Lorca con buenas características agronómicas y de fertilidad, y otro de Mazarrón con baja fertilidad, elevada salinidad y contenido en metales pesados (Pb y Zn) a consecuencia del uso de aguas de mala calidad para el riego. En cada suelo se realizaron los siguientes tratamientos: micorrizas, compost, combinación micorrizas+compost y suelo control sin enmienda. El hongo endomicorrícico utilizado fue *Rhizophagus intraradices* Schenk & Smith, que se aplicó a los suelos al 4 %, mientras que al suelo control se le añadió el inóculo esterilizado. El compost, procedente de fracción sólida de purín de cerdo, se aplicó al 2,5 % en peso. Se utilizaron macetas de 200 g de suelo con 5 repeticiones por tratamiento. Se cultivó sorgo (*Sorghum* × *drummondii* (Steud.) Millsp. & Chase) (2 semillas/maceta) bajo condiciones controladas de 70 % CRH de humedad de suelo, y ciclo día/noche (12 h) de 24/18 ºC y 60/70 % humedad, durante 4 semanas.

2.1. Preparación del inóculo

Para la reproducción del inóculo se siguió el siguiente protocolo: se prepararon cultivos trampa utilizando como sustrato de crecimiento una mezcla de sepiolita:vermiculita (1:1, v/v) estéril y *Sorghum bicolor* como planta hospedadora. Las plántulas se inocularon con el inóculo micorrícico, se fertilizaron con osmocote® de liberación lenta y se dejaron crecer bajo condiciones de invernadero durante 4 meses. El inóculo micorrícico resultante consistió en una mezcla de sustrato rizosférico que contiene esporas, hifas y fragmentos de raíces micorrizadas.

2.2. Métodos analíticos

Las plantas se recogieron cortando la parte aérea, se lavaron con agua destilada, y se pesaron antes y después de su secado en estufa de aire forzado a 60 ºC durante 48 h. El material seco se trituró a 0,5 mm para su análisis. La concentración de nitrógeno se determinó mediante analizador elemental CNSH, el resto de macro- y micronutrientes se determinaron por ICP-OES tras la digestión ácida (H_2O_2+HNO_3) en digestor de microondas. Se tomaron muestras de suelo tras el cultivo, se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm para su análisis. El nitrógeno total y carbono orgánico total (COT) se determinó en analizador elemental previa destrucción de carbonatos con HCl. La concentración de nitrato se determinó en extracto acuoso mediante electrodo selectivo (método EPA 9210A). El fósforo asimilable se determinó mediante ICP-OES previa extracción con $NaHCO_3$ 0,5 M. También se analizaron las actividades enzimáticas deshidrogenasa, β-glucosidasa, fosfatasa alcalina y proteasa (Caravaca y col., 2023).

3. Resultados y Discusión

La adición de compost (con o sin micorrizas) mejoró el peso y tamaño de las plantas, principalmente en el suelo de Lorca. Además, la inoculación con micorrizas tuvo efecto positivo en el peso de planta respecto al control en el suelo poco fértil de Mazarrón (Tabla 1). Respecto a la concentración de nutrientes en las plantas, destaca el aumento en la concentración de fósforo en todos los tratamientos del suelo de Lorca y en los dos tratamientos con compost en el suelo de Mazarrón respecto a los controles (Tabla 1). La adición de compost fue el efecto más relevante para aumentar la concentración de N y K en las plantas del suelo de Mazarrón, y K en el suelo de Lorca. En el caso del suelo contaminado de Mazarrón, ya solo la presencia de micorrizas pudo aliviar la toxicidad y carencia de nutrientes y facilitar el desarrollo vegetal.

Los efectos más destacables en el suelo de Lorca sucedieron de nuevo en el aporte de nutrientes que realizó el compost (nitrato y K; Tabla 2). En el suelo de Mazarrón el compost incrementó las formas asimilables de P y K, pero el tratamiento combinado de compost y

micorrizas fue el más efectivo en aumentar el P extraíble en el suelo, lo que está en línea con la mayor concentración de P en las plantas de dicho tratamiento y suelo. El micelio de los hongos micorrícicos tiene una gran efectividad para absorber P y N del suelo y transferírselos a las plantas con las que están asociadas (Kohler y col., 2015). Probablemente los hongos micorrícicos hayan absorbido los nutrientes aportados por el compost, contribuyendo sinérgicamente a la nutrición de las plantas, principalmente en el suelo menos fértil y contaminado. En el suelo de Lorca, con mayor concentración de P extraíble, la propia fertilidad del suelo en P, y el aporte de nutrientes por el compost pudo enmascarar el efecto beneficioso de las micorrizas.

Tabla 1. Análisis de las plantas de sorgo desarrolladas en los suelos (Lorca: LO y Mazarrón: MZ) control y con los tratamientos de micorrizas (MIC), compost (CM) y combinado compost y micorrizas (CM+MIC).

Tratamiento	Peso fresco g tratamiento^{-1}	Longitud hojas cm	N %	P %	K %
LO	2,61	21,7 b	0,85 a	0,24 c	1,90 b
LO+MIC	3,17	22,0 b	0,63 b	0,27 b	2,09 b
LO+CM	26,0	38,9 a	0,93 a	0,31 a	2,30 a
LO+CM+MIC	25,2	40,7 a	0,82 a	0,25 b	2,18 a
ANOVA	-	***	**	***	**
MZ	3,85	26,0	2,66 c	0,13 c	0,84 c
MZ+MIC	6,92	31,4	3,00 bc	0,14 c	1,99 bc
MZ+CM	16,7	34,8	3,26 ab	0,23 b	2,33 ab
MZ+CM+MIC	14,7	37,2	3,57 a	0,29 a	2,70 a
ANOVA	-	NS	**	***	**

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05). NS: no significativo; **, ***: significativo a p<0,01 y 0,001 respectivamente.

Tabla 2. Análisis de los suelos (Lorca: LO y Mazarrón: MZ) sin fertilizar y con los tratamientos de micorrizas (MIC), compost (CM) y combinado compost y micorrizas (CM+MIC) tras el cultivo de sorgo.

Tratamiento	COT %	N-Total %	Nitratos mg kg^{-1}	P-extraíble mg kg^{-1}	K-asimilable mg kg^{-1}
LO	0,72	0,09 b	10,8 b	14,4	366 b
LO+MIC	0,66	0,10 b	9,91 b	13,2	355 b
LO+CM	1,10	0,17 a	15,3 a	22,4	444 a
LO+CM+MIC	1,19	0,15 ab	18,6 a	23,2	437 a
ANOVA	NS	*	***	NS	***
MZ	0,85	0,14 b	404	8,95 c	744 b
MZ+MIC	0,72	0,13 b	417	8,92 c	712 c
MZ+CM	1,15	0,20 a	355	22,5 b	921 a
MZ+CM+MIC	1,27	0,19 a	379	29,5 a	942 a
ANOVA	NS	***	NS	***	***

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05). NS: no significativo; ***: significativo a p<0,001.

En las actividades enzimáticas de los suelos destacó el aumento en deshidrogenasa y proteasa en el suelo de Lorca principalmente con el tratamiento combinado, también la proteasa en el tratamiento con compost, al igual que sucedió en el suelo de Mazarrón (Figura 1). La actividad fosfatasa alcalina aumentó en los tratamientos con micorrizas (con y sin compost) en el suelo de Lorca, pero no en el de Mazarrón. Esto sugiere que la enzima fosfatasa específica de los hongos micorrícicos podría estar jugando un papel clave en el proceso de absorción de fósforo en el suelo de Lorca. Es de destacar los bajos valores de las actividades enzimáticas deshidrogenasa, β-glucosidasa y proteasa en el suelo de Mazarrón, demostrando su baja fertilidad y la baja actividad microbiana en este suelo derivado de su nivel de contaminación (Caravaca y col., 2023). El compost (con y sin micorrizas) aumentó dichas actividades en este suelo, pero los valores se mantuvieron más bajos que en el suelo fértil de Lorca.

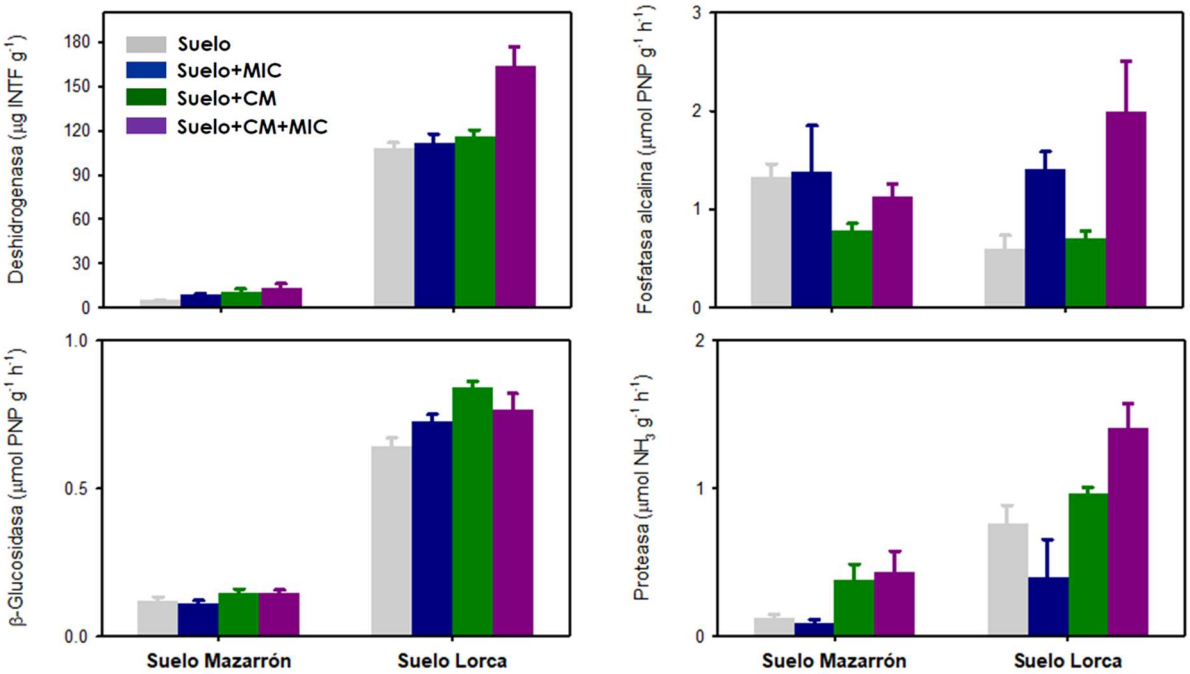


Figura 1. Actividades enzimáticas en los suelos tras el cultivo de sorgo.

4. Conclusiones

El uso combinado de compost y hongos micorrícicos como estrategia de fertilización resultó adecuada para la mejora del desarrollo de las plantas de sorgo, mejorando la asimilación por las plantas de los nutrientes del suelo y en particular del P aportado por la enmienda. Junto a este mayor rendimiento y uso de nutrientes, se observó una mejora en el perfil enzimático del suelo, que permite proponer la estrategia de fertilización estudiada como una vía útil para optimizar el uso de compost como fertilizante orgánico en suelos, tanto fértiles como degradados.

5. Bibliografía

Alvarenga P., Carneiro J.P., Fangueiro D., Cordovil C.M.d.S., Bernal M.P., 2020. Managing organic amendments in agroecosystems to enhance soil carbon storage and mitigate climate change. In: M.N.V. Prasad, M. Pietrzykowski (Eds) *Climate Change and Soil Interactions*. Elsevier, pp. 89-141.

Caravaca F., Díaz G., Torres P., Campoy M., Roldán A., 2023. Synergistic enhancement of the phytostabilization of a semiarid mine tailing by a combination of organic amendment and native microorganisms (*Funneliformis mosseae* and *Bacillus cereus*). *Chemosphere* 312, 137106.

Kohler, J., Caravaca F., Azcón R., Díaz G., Roldán A., 2015. The combination of compost addition and arbuscular mycorrhizal inoculation produced positive and synergistic effects on the phytomanagement of a semiarid mine tailing. *Sci. Total Environ.* 514, 42-48.

UE, 2019. 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, 1-127.

6. Agradecimientos

Este estudio forma parte del Programa AGROALNEXT que ha sido financiado por MCIN con fondos NextGenerationEU (PRTR-C17.I1) y por la Fundación Séneca con fondos de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM).

APLICACIÓN DE EXTRACTOS DE COMPOST EN TOMATE MEDIANTE ESTRATEGIAS COMBINADAS CON MICORRIZAS ARBUSCULARES: EFECTO SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO Y LA RESISTENCIA A HONGOS PATÓGENOS

Francisca Suárez-Estrella[1], Natalia Requena[2], David Figueira-Galán[2],#Diana Schwarz[2], Stephanie Heupel[2], Macarena Jurado[1], Juan A. López-González[1] y María J. López[1]

1 Área de Microbiología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL, 04120, Almería, España
2 Dpto. de Fitopatología Molecular, Joseph Kölreuter Institute for Plant Sciences, Karlsruhe Institute of Technology (KIT), Alemania
fsuarez@ual.es

Resumen: Durante décadas, el efecto fitopromotor y fitoprotector de los extractos de compost se ha atribuido en parte a diversos grupos de microorganismos capaces de estimular el crecimiento de las plantas, así como de activar distintas vías defensivas frente a fitopatógenos. Actualmente, surgen ideas innovadoras que implican la aplicación de este tipo de productos en combinación con inoculantes microbianos en etapas tempranas del desarrollo vegetal. En base a este hecho, el objetivo principal de este trabajo fue analizar la respuesta derivada de la interacción entre un extracto de compost vegetal, la micorriza *Rhizophagus irregularis* y el hongo patógeno *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersici*, respecto a la micorrización, la disponibilidad de fósforo, y estado de salud en plantas de tomate. Los resultados del trabajo revelaron un ligero efecto promotor de la micorrización tras la aplicación combinada de *R. irregularis* y el extracto de compost. Así mismo, el análisis de raíces de tomate tratadas con la combinación de extracto y micorriza mostró un contenido en Pi algo superior en comparación a lo observado en plantas solo tratadas con micorriza. Finalmente, aunque los niveles de expresión del gen *RiTEF* de la micorriza se vieron afectados por la infección con el patógeno, dicho efecto fue mitigado gracias a la aplicación de estrategias combinadas. A la vista de los resultados obtenidos, se puede concluir que el uso de extractos de compost combinados con la micorriza *R. irregulares* podría ser una novedosa estrategia biotecnológica de cara a su aplicación para la promoción y protección de plantas de tomate.

Palabras clave: té de compost, fitopromoción, fitoprotección, biopesticida

1. Introducción

Numerosos estudios han demostrado que tanto el compost como sus derivados, pueden comportarse como bioefectores rizosféricos que estimulan la actividad bioquímica y fisiológica de las plantas (Monda y col, 2017). En el caso concreto de los extractos acuosos del compost, se utilizan como fuente de nutrientes para mejorar la producción de los cultivos, y como inductores de resistencia frente a enfermedades transmitidas por el suelo (Giotis y col, 2012), permitiendo así un sistema de producción más sostenible. Por otra parte, los hongos simbióticos micorrícicos arbusculares son algunos de los microorganismos del suelo más influyentes en la salud de las plantas. Estos hongos son especialmente eficaces para mejorar el suministro de fosfato a las plantas gracias a su capacidad para crecer entre los finos poros del suelo, los cuales son inaccesibles para las raíces vegetales. Además, gracias al microbioma hifal se consigue la liberación de Pi inmovilizado (Zhang y col., 2018), que puede ser captado eficientemente por transportadores fosfatados fúngicos (Benedetto y col., 2005). Por tanto, teniendo en cuenta las ventajas que ofrece el uso tanto de extractos de compost como de micorrizas arbusculares, es probable que una estrategia combinada ayude a mejorar la productividad de los cultivos y la protección frente a agentes patógenos, contribuyendo así a un uso más responsable y menos abusivo de los agroquímicos. En funcion de lo indicado anteriormente, el objetivo del trabajo planteado en este proyecto fue determinar la respuesta molecular derivada de la aplicación de extractos de compost en plántulas de tomate mediante una estrategia combinada con el uso de

la micorriza arbuscular *Rhizophagus irregularis*, y su efecto sobre la mejora en la disponibilidad de Pi y la resistencia a hongo fitopatógeno *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersici*.

2. Material y Métodos

Para la realización del trabajo se utilizaron muestras de compost procedentes del compostaje de restos vegetales a escala industrial. La obtención de los extractos se llevó a cabo a una proporción de 1:5 en agua, temperatura ambiente y oscuridad durante 14 días sin agitación. Una vez obtenidos, se mantuvieron conservados a 4 y -20 ºC. El extracto mostró valores de pH entre 7,5 así como valores de conductividad eléctrica en torno a 12 mS/cm. Así mismo, el contenido en Carbono Orgánico Total (COT) osciló entre 20-25 mg/L.

Las plantas de tomate (*Solanum lycopersicum* cv. Marmande) una vez germinadas se transplantaron a tubos falcon perforados de 50 mL con arena y solución nutritiva baja en fosfato, con el objeto de favorecer la micorrización. Las plantas se inocularon en el momento del transplante con la micorriza arbuscular *Rhizophagus irregularis* (Dpto. de Fitopatología Molecular del *Karlsruhe Institute of Technology*). En el caso de los Bloques tratados con el extracto de compost, la aplicación se llevó a cabo una semana después de la micorrización, utilizando una dilución 1/30. Las plantas se regaron cada dos días con solución nutritiva y/o extracto en función del bloque durante 5 semanas. Cada bloque contó con 20 plantas de tomate y se diferenciaron como Bloque Control (plantas no tratadas); Bloque E+ (plantas tratadas con extracto); Bloque Myc+ (plantas tratadas con la micorriza y Bloque Myc+E+ (plantas tratadas con extracto y micorriza).

Además, con objeto de valorar el efecto de la aplicación de los extractos combinados con la micorriza en plantas infectadas con el hongo fitopatógeno *Fusarium oxysporum f.sp. lycopersici*, se prepararon 4 bloques experimentales paralelos a los indicados anteriormente: Bloque F+ (plantas infectadas); Bloque F+E+ (plantas infectadas y tratadas con extracto); Bloque F+Myc+ (plantas infectadas y tratadas con la micorriza) y Bloque F+Myc+E+ (plantas infectadas, tratadas con extracto y micorriza). La infección de las plantas con el hongo patógeno se llevó a cabo 3 semanas después de la fase de micorrización, con una suspensión de 10^9 conidios inoculados a nivel de la raíz. Transcurrido el tiempo, se analizó el peso de la raíz y la parte aérea de las plantas, la eficacia de micorrización mediante tinción con el reactivo WGA-FITC y posterior visualización con microscopía confocal, y el contenido en Pi en la raíz con el *kit Malachite Green Phosphate* (Merck KGaA, Darmstadt, Germany)

Una vez finalizado el bioensayo, con el objeto de estudiar la expresión de genes relacionados con la nutrición de fosfato en las plantas expuestas a extractos de compost, micorriza y patógeno, se llevó a cabo la extracción de RNA de la raíz a partir de 5 muestras representativas de cada Bloque, utilizando el kit INNUPREP Plant RNA (Analytik Jena GmbH, Turingia, Alemania), según las especificaciones del fabricante. La integridad del RNA se visualizó mediante electroforesis en gel y la cuantificación se determinó espectrofotométricamente. Finalmente se llevó a cabo el análisis de la expresión del gen *SlPT4*, marcador del transporte de fosfato simbiótico en tomate, en relación con el gen *SlEF* mediante qRT-PCR. Así mismo, el gen *RiTEF*, marcador específico de la micorriza, se utilizó también para investigar el desarrollo y eficiencia simbiótica.

Para el análisis de datos se llevó a cabo Análisis Varianza (ANOVA) a un intervalo de confianza del 95% (valor $p < 0,05$), así como un test de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher para establecer los distintos grupos de homogeneidad.

3. Resultados y Discusión

El peso de la raíz fue siempre mayor cuando se aplicaron los distintos tratamientos (Myc+, E+, Myc+E+) con respecto al bloque no tratado (Figura 1a). Dicho efecto fue más destacable en el caso de las plantas tratadas con Myc+E+. Respecto al peso del tallo (Figura 1b), este fue mayor en el caso de los tratamientos Myc+ y E+ por separado, mientras que su efecto combinado no mostró diferencias significativas en comparación con el bloque de plantas control.

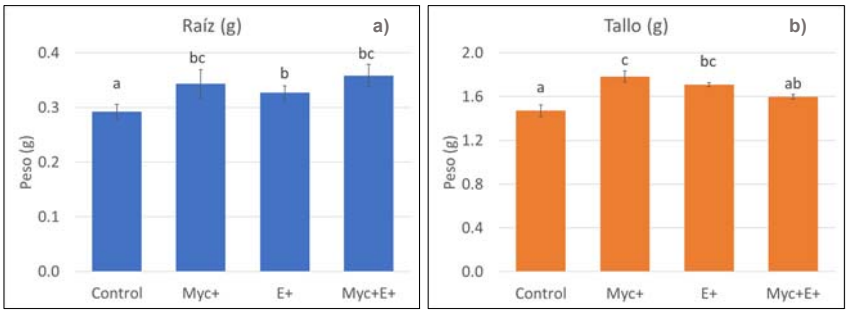


Figura 1. Efecto de los tratamientos con la micorriza *R. irregularis* (Myc+) y el extracto de compost (E+) sobre el peso fresco de la raíz (a) y tallo (b) en plantas de tomate. Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

La aplicación de los distintos tratamientos dio lugar a cambios notables en la micorrización (Figura 2). Respecto al porcentaje de colonización hifal y de vesículas, fueron significativamente superiores en el caso de plantas micorrizadas y tratadas con el extracto (Myc+E+), en comparación con las plantas solo tratadas con la micorriza. En el caso del porcentaje de arbúsculos, se observó una tendencia positiva en plantas micorrizadas tratadas con extracto.

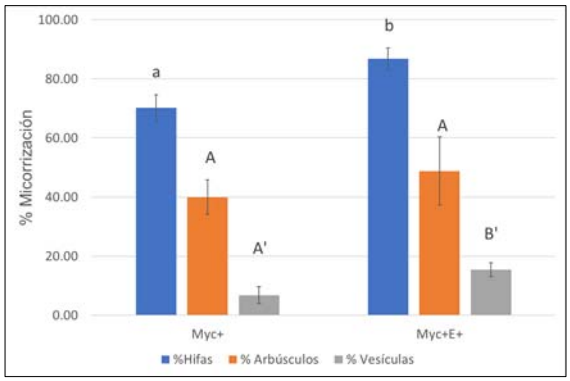


Figura 2. Efecto de la aplicación del extracto de compost (E) sobre la micorrización de *R. irregularis* en plantas de tomate. Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

El contenido de Pi se evaluó tanto en bloques no infectados como en los infectados con el hongo fitopatógeno. Así, respecto a los bloques no infectados, el mayor contenido en Pi se detectó en las raíces de plantas tratadas con la micorriza (Myc+), así como también en las tratadas con la combinación de micorriza y extracto (Myc+E+) (Figura 3a). En el caso de las plantas infectadas con Fol (F+), el contenido de Pi en las raíces también fue superior en el bloque de plantas micorrizadas (Myc+F+) así como también en el caso del bloque tratado con la combinación de extracto y micorriza (F+Myc+E+) (Figura 3b). A la vista de los observado en la Figura e, es evidente que la aplicación del extracto de compost potenció el efecto de la micorrización en lo que se refiere a contenido de Pi a nivel radicular, tanto en presencia como en ausencia del hongo patógeno.

En el caso de la expresión relativa del gen *SlPT4* de tomate, no se detectaron diferencias significativas entre los 3 bloques analizados, aunque se observó un ligero incremento en la expresión de dicho gen en el bloque de plantas micorrizadas (Myc+) y en combinación con el extracto (Myc+F+E+) (Figura 4a). Dicho efecto fue más evidente en el caso de la expresión del gen *RiTEF* de la micorriza (Figura 4b). En este caso, se podría deducir que los niveles de expresión de RiTEF en presencia del hongo fitopatógeno mejoran cuando se aplica una combinación de extracto y micorriza.

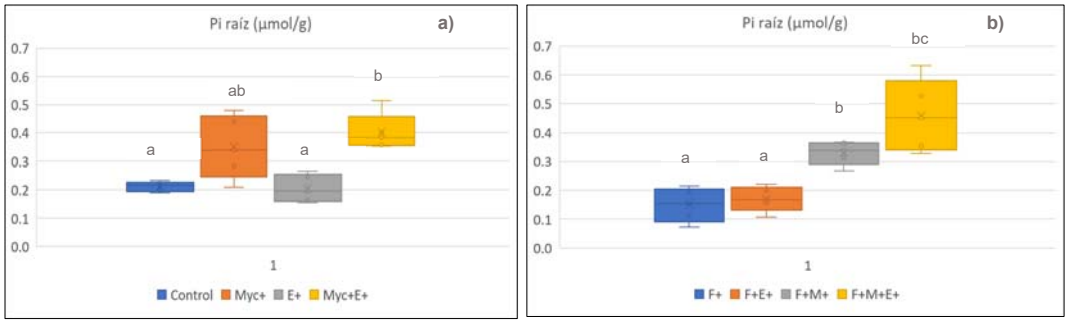


Figura 3. Contenido en Pi (µmol/g) en los distintos bloques de plantas tratadas con la micorriza (Myc) y extracto de compost (E) en ausencia a) o presencia b) del hongo patógeno *F. oxysporum lycopersici* (F+). Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

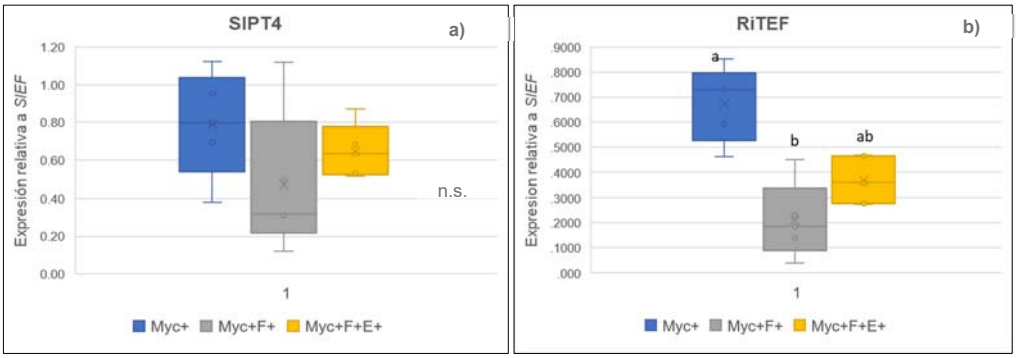


Figura 4. Expresión de los genes *SlPT4* a) y *RiTEF* b) en raíces de plantas tratadas con micorriza (Myc+) y extracto (E+), en presencia de hongo fitopatógeno (F), en relación con la expresión del gen *SlEF* de tomate. Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$. (n.s.: resultados no significativos estadísticamente).

4. Conclusiones

La aplicación de extractos de compost mediante una estrategia combinada con la micorriza arbuscular *R. irregularis*, provoca un efecto positivo en los mecanismos relacionados con la disponibilidad y nutrición de Pi así como en la mitigación de los daños provocados por el hongo fitopatógeno *F. oxysporum lycopersici* en plantas de tomate.

5. Bibliografía

Benedetto A., Magurno F., Bonfante P., Lanfranco L., 2005. Expression profiles of a phosphate transporter gene (GmosPT) from the endomycorrhizal fungus *Glomus mosseae*. *Mycorrhiza* 15(8), 620-627.

Giotis C., Theodoropoulou A., Cooper J., Hodgson R., Shotton P., Shiel R., Eyre M., Wilcockson S., Leifert C., 2012. Effect of variety choice, resistant rootstocks and chitin soil amendments on soil-borne diseases in soil-based, protected tomato production systems. *Eur J Plant Pathol* 134, 605–617.

Monda H., Cozzolino V., Vinci G., Spaccini R., Piccolo A., 2017. Molecular characteristics of water-extractable organic matter from different composted biomasses and their effects on seed germination and early growth of maize. *Sci Total Environ*. 591, 40-49.

Zhang L., Shi N., Fan J., Wang F., George T.S., Feng G., 2018. Arbuscular mycorrhizal fungi stimulate organic phosphate mobilization associated with changing bacterial community structure under field conditions. *Environ Microbiol*. 20(7), 2639-2651.

6. Agradecimientos

Este trabajo se llevó a cabo en el seno del grupo de la Dra. Requena (*Karlsruhe Institute of Technology*) gracias a una ayuda del “Programa Salvador Madariaga 2019” (PRX22/00374), y al proyecto PID2020-118402RB-I00 del Plan Propio de Investigación y Transferencia 2022 de la Universidad de Almería.

CARÁCTER BIOPESTICIDA DE LA MICROBIOTA PRESENTE EN LODOS DE ALPECHÍN: APLICACIONES AGROBIOTECNOLÓGICAS

Rosario Lerma-Moliz[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Víctor Fernández-González[1], Raúl Jiménez[1], Raúl Moral[2], José A. Sáez[2], María José 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; [2]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312, Orihuela, Alicante, España
rlm887@ual.es

Resumen: La producción de aceite de oliva genera residuos altamente contaminantes y recalcitrantes, como los lodos de alpechín en balsas de almacenamiento. Estos residuos contienen una microbiota con potencial agrobiotecnológico, incluyendo actividad biopesticida contra microorganismos fitopatógenos. Este estudio tuvo como objetivo la caracterización físico-química y microbiológica de lodos de alpechín de diferentes orígenes y la identificación de agentes de control biológico. Se analizaron pH, conductividad eléctrica, compuestos fenólicos y humedad, y se realizaron recuentos microbianos de bacterias, actinomicetos y hongos totales, así como de microorganismos quitinolíticos y glucanolíticos. Además, se realizaron ensayos *in vitro* de enfrentamiento en medio doble capa contra los hongos fitopatógenos *Botrytis cinerea* y *Fusarium oxysporum* f.sp *melonis*, y las bacterias fitopatógenas *Xanthomonas campestris* y *Clavibacter michiganensis* subsp. *michiganensis*. Se seleccionaron aquellas cepas que inhibieron notablemente el crecimiento de los microorganismos fitopatógenos y se comprobó su efectividad mediante un ensayo de enfrentamiento en placas con pocillos. Las cepas más efectivas fueron identificadas molecularmente. Las muestras mostraron características físico-químicas dependientes de su origen geográfico y recuentos microbianos de 3-7 Log (UFC/mL). En los ensayos de enfrentamiento dual, se seleccionaron 10 morfotipos fúngicos y 7 bacterianos para ensayos en placas con pocillos. Cuatro cepas destacaron por su amplio espectro de inhibición del crecimiento de los agentes fitopatógenos *in vitro*. Tras la identificación molecular, se determinó que los microorganismos más efectivos eran *Aspergillus terreus*, *Penicillium paneum, Bacillus cereus* y *B. wiedmannii*.

Palabras clave: bioeconomía; biocida; revalorización; fitopatógeno

1. Introducción

Los residuos asociados a la extracción de aceite de oliva se caracterizan por una elevada toxicidad debido al alto contenido en compuestos fenólicos y perjudiciales para el medio ambiente, ya que contienen compuestos que afectan negativamente al suelo y a las actividades biológicas (Comegna y col., 2022). No obstante, a pesar de los aspectos negativos que presentan estos residuos, resulta interesante la microbiota que habita en ellos. Estos microorganismos están adaptados a unas condiciones muy específicas y extremas, y presentan una serie de características útiles desde un punto de vista biotecnológico (Caballero-Guerrero y col., 2022). Esto hace que puedan ser empleados en diversos campos de estudio, como puede ser la búsqueda de microorganismos con capacidad biopesticida. En este sentido, en este trabajo se caracterizaron física y microbiológicamente diferentes muestras de lodos de alpechín de diversa procedencia con el objetivo de obtener una colección de microorganismos con carácter biopesticida.

2. Material y métodos

2.1 Caracterización fisicoquímica

Se realizó una caracterización fisicoquímica en la que se analizó el pH y la conductividad eléctrica a partir de una dilución 1/10 en agua destilada de las distintas muestras. Además, se

calculó la humedad y, por último, se determinó el contenido en compuestos fenólicos empleando el método de Folin-Ciocalteu (Martínez-Gallardo y col., 2021).

2.2 Caracterización microbiológica

2.2.1 Recuentos microbianos y enfrentamientos a doble capa

Se llevaron a cabo recuentos de grupos microbianos generales empleando los medios de cultivo de APHA, rosa de bengala y agar caseinato sódico (SCA) para de bacterias, hongos y actinomicetos, respectivamente. También se cuantificaron microorganismos quitinolíticos y glucanolíticos. En todos los casos, se realizaron diluciones seriadas de todas las muestras y se sembraron con ayuda de bolitas de vidrio en condiciones de esterilidad. Las placas se incubaron 24-48 h en el caso de las placas de APHA y 48-72 h para el resto de medios de cultivo. Las placas resultantes de los recuentos en APHA y rosa de bengala, se emplearon para realizar enfrentamientos a doble capa entre los microorganismos crecidos en ellas y 4 fitopatógenos (2 hongos, *Botrytis cinerea*, *Fusarium oxysporum* f.sp *melonis*, y 2 bacterias, *Xanthomonas campestris* y *Clavibacter michiganensis* subsp. *michiganensis*). Para ello, se añadió 1 mL de un preinóculo de las bacterias y de los hongos, crecidos en caldo nutritivo y PDB, respectivamente, a tubos con 10 mL de APHA o PDA atemperados. La mezcla se vertió a las placas del recuento anterior y se incubaron a 30 °C durante 24-48 h. Transcurrido este tiempo, se realizó un recuento de microorganismos antagonistas en aquellas placas en las que apareció un halo de inhibición del crecimiento del fitopatógeno.

2.2.2 Enfrentamiento dual

Las morfotipos que dieron mejores resultados del enfrentamiento a doble capa, se aislaron para obtener una colección de posibles antagonistas y se cuantificó la inhibición que produjeron tras enfrentarlos a los 4 fitopatógenos anteriormente citados. En el caso de las bacterias antagonistas frente a las fitopatógenas, se emplearon placas con pocillos los cuales fueron inoculados con 100 µL de un preinóculo de las bacterias antagonistas en caldo nutritivo. Las dos bacterias se sembraron con ayuda de un hisopo estéril en la placa. Para el enfrentamiento entre las bacterias antagonistas y los hongos fitopatógenos, se colocó un fragmento de agar fúngico en la placa con los pocillos inoculados. Los hongos antagonistas se analizaron de igual manera solo que se emplearon placas de APHA o PDA, según correspondía, sin pocillos. La incubación fue de 24-48 h, tras las cuales se midió el halo de inhibición, en el caso de las bacterias, o el diámetro del crecimiento del hongo. Con los datos obtenidos, se calculó el porcentaje de inhibición de cada microorganismo fitopatógeno.

2.3 Identificación molecular

Se seleccionaron 2 bacterias y 2 hongos para identificación molecular, de acuerdo a los mejores resultados en los test de supresividad. Se extrajo ADN, se realizó PCR, se purificaron los amplicones y se secuenciaron en los servicios técnicos de la Universidad de Almería. La identificación se hizo con la herramienta Blast del NCBI.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización fisicoquímica

Los datos obtenidos de la caracterización fisicoquímica se encuentran en la **Tabla 1**. En general, el pH fue ácido para la mayoría de las muestras, salvo algunas que rondaron la neutralidad. La CE varió entre 0,27-2,13 mS/cm. Estos valores coincidieron con los observados en otros estudios similares (García y Hodaifa, 2017). El contenido en fenoles (CF) fue muy variable entre las muestras, pero estuvo en un rango similar al estudio de Bombino y col. (2021).

El porcentaje de humedad fue entre 20-50%, algo inferior a lo obtenido por Alkhalidi y col. (2023). La variación entre las muestras estuvo fuertemente ligada a su procedencia y estado.

Tabla 1. Resultados de la caracterización fisicoquímica.

Muestras	pH	CE (mS/cm)	Humedad (%)	CF (g fenoles/ 100 g muestra)
TED 12	5,82 a	0,97 c	40,53 e	0,85 d
TED 15	5,73 a	0,27 a	36,4 d	0,20 a
TED 19	8,12 h	0,6 b	2,17 a	0,18 a
TED 20	6,14 b	2,13 e	44,27 fg	3,60 g
TED 21	7,06 e	0,9 c	27,99 b	1,72 f
TED 22	6,11 b	1,37 d	42,25 ef	4,40 h
TED 23	6,79 d	1,07 c	50,82 h	0,56 c
TED 24	6,39 c	2,83 f	31,27 c	1,30 e
TED 25	7,94 g	0,1 a	29,01 bc	0,16 a
TED 26	7,44 f	0,93 c	46,74 g	0,39 b
TED 27	7,47 f	1,53 d	35,66 d	0,65 c

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

3.2 Caracterización microbiológica

3.2.1 Recuentos microbianos y enfrentamientos a doble capa

Los resultados de los recuentos microbianos se muestran en la **Figura 1A**. En el caso de las bacterias, hongos y microorganismos quitinolíticos, estos estuvieron presentes en prácticamente todas las muestras, en unos valores que oscilaron entre las 3-7 unidades logarítmicas. Los datos determinados estuvieron en consonancia con otros trabajos en los que también se analizó la microbiota presente en este tipo de residuo (Martínez-Gallardo y col., 2021). La **Figura 1B** recoge los resultados acumulados del enfrentamiento a doble capa. En prácticamente todas las muestras se encontraron microorganismos antagonistas para *F. oxysporum*. Además, destacaron las muestras TED20, TED21, TED25, TED26 y TED22, debido a que en ellas se determinaron morfotipos que inhibieron el crecimiento de *C. michiganensis* y *X. campestris*, respectivamente. Estos resultados estuvieron en consonancia con los trabajos de El-Abbassi y col. (2017) en los que se afirmó que este tipo de residuos presentan características biopesticidas y antibióticas, y son ampliamente usados para la protección de cultivos.

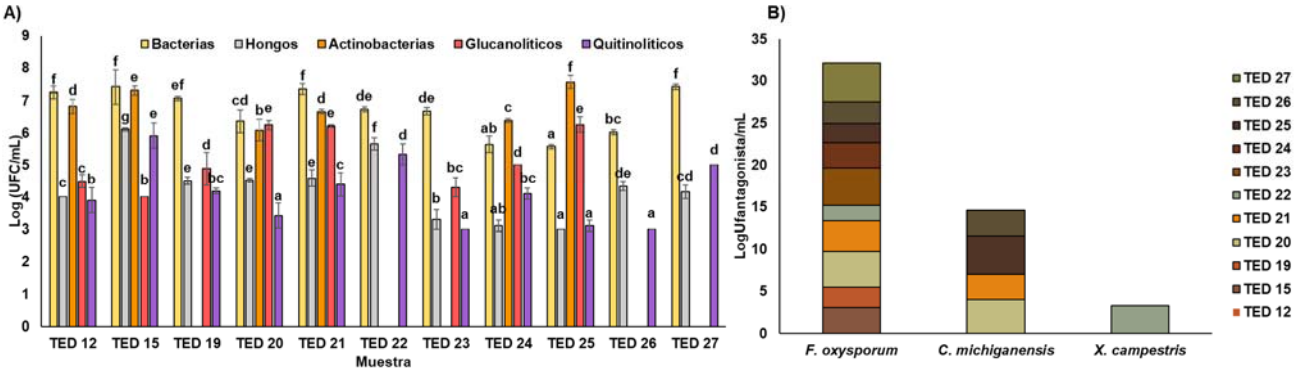


Figura 1. A) Recuentos de los distintos grupos microbianos analizados. **B)** Resultados del enfrentamiento a doble capa. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

3.2.2 Enfrentamiento dual

La **Figura 2** representa los resultados correspondientes al enfrentamiento dual llevado a cabo en placas con pocillos. Con respecto a lo obtenido, destacaron las bacterias y hongos antagonistas, OR-BS-1 y OR-BS-2, y OR-HS-2 y OR-HS-6, respectivamente, ya que mostraron

inhibición frente a los cuatro fitopatógenos. El empleo de este tipo de residuo como fuente de microorganismos antagonistas, ha sido estudiado por otros autores como Sciubba y col. (2020).

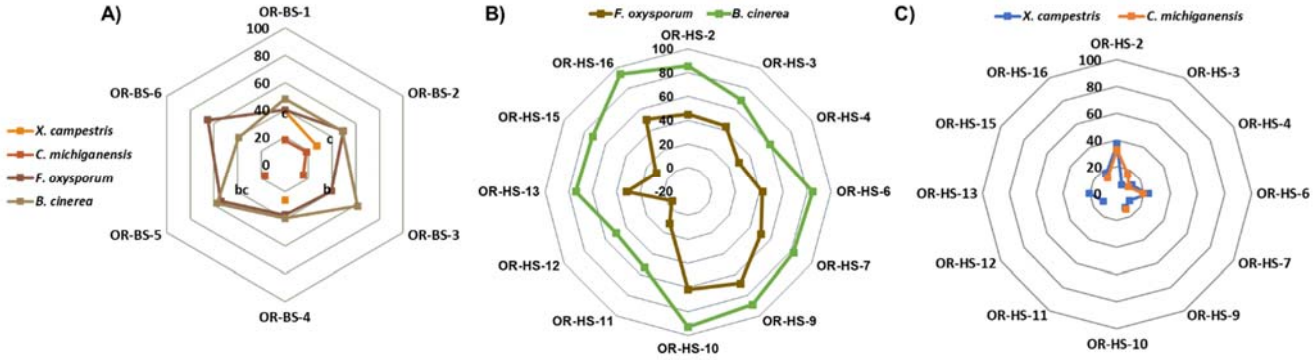


Figura 2. Enfrentamiento en placas con pocillos (en mm). **A)** Bacterias antagonistas frente a fitopatógenos; **B)** Hongos antagonistas frente a bacterias fitopatógenas; **C)** Hongos antagonistas frente a hongos fitopatógenos.

3.3 Identificación molecular

La identificación molecular de los 2 morfotipos bacterianos y hongos secuenciados fueron *Bacillus cereus* y *B. wiedmannii* y *Aspergillus terreus* y *Penicillium paneum,* respectivamente. En concreto, *B. cereus* y *A. terreus* han sido descritas previamente como agentes biopesticidas.

4. Conclusiones

A pesar de la gran heterogeneidad y carácter recalcitrante de las muestras del presente trabajo, quedó patente que los lodos de alpechín son un potencial reservorio de microorganismos con capacidad biopesticida. Por tanto, es posible emplear la microbiota que habita en este tipo de residuo para reducir el uso excesivo actual de los agroquímicos.

5. Bibliografía

Bombino, G., Andiloro, S., Folino, A., Lucas-Borja, M.E., Zema, D.A., 2021. Short-term effects of olive oil mill wastewater application on soil water repellency. *Agric. Water Manag*. 244, 106563.

Caballero-Guerrero, B., Garrido-Fernandez, A., Fermoso, F.G., Rodríguez-Gutierrez, G., Fernández-Prior, M.Á., Reinhard, C., Nyström, L., Benítez-Cabello, A., Arroyo-López, F.N., 2022. Antimicrobial effects of treated olive mill waste on foodborne pathogens. *LWT*, 164, 113628.

Comegna, A., Dragonetti, G., Kodesova, R., Coppola, A., 2022. Impact of olive mill wastewater (OMW) on the soil hydraulic and solute transport properties. *Int, J. Environ. Sci. Te.* 19, 7079-7092.

El-Abbassi, A., Saadaoui, N., Kiai, H., Raiti, J., Hafidi, A., 2017. Potential applications of olive mill wastewater as biopesticide for crops protection. *Sci. Total Environ*. 576, 10-21.

García, C.A., Hodaifa, G., 2017. Real olive oil mill wastewater treatment by photo-Fenton system using artificial ultraviolet light lamps. *J. Clean. Prod*. 162, 743-753.

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. Manag.* 279, 111810.

Sciubba, F., Chronopoulou, L., Pizzichini, D., Lionetti, V., Fontana, C., Aromolo, R., Bellincampi, D., 2020. Olive mill wastes: A source of bioactive molecules for plant growth and protection against pathogens. Biology, 9, 450.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado gracias al proyecto TED2021-129481B-C32 (OLIFE_RELIFE). 2023-2024. Proyectos de Transición Ecológica y Digital 2021. Ministerio de Ciencia e Innovación (España).

EFECTO DE LAS CONDICIONES DE CONSERVACIÓN SOBRE LA BIODIVERSIDAD MICROBIANA DE EXTRACTOS DE COMPOST Y SU CAPACIDAD SUPRESIVA FRENTE A HONGOS FITOPATÓGENOS

Raúl Jiménez, Francisca Suárez-Estrella, Alejandro Robles Rull, Rosario Lerma-Moliz, María J. López.

Área de Microbiología. Dpto. Biología y Geología. Universidad de Almería, ceia3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, 04120, Almería
raul110296@gmail.com

Resumen: El efecto biopesticida de los extractos de compost deriva de las propiedades físico-químicas y microbiológicas del compost original, pudiendo ser éstas mejoradas. De esta manera, los extractos contribuyen a promover una producción agrícola sostenible y alineada con el objetivo de reducir la generación masiva de residuos. No obstante, la carencia de estándares de calidad y su inestabilidad dificulta su aplicación efectiva en el control de patógenos. El principal objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de diferentes condiciones de conservación de extractos de compost sobre sus características físico-químicas y microbiológicas, así como sobre su capacidad supresora frente a hongos fitopatógenos. Para ello, se obtuvieron extractos a partir de compost de residuos vegetales mediante cuatro protocolos de extracción diferenciados por la temperatura y tiempo de extracción (PE-1-4). Los extractos resultantes se almacenaron durante 3 meses a diferentes temperaturas (4 ºC, -20 ºC y -80 ºC) y se analizaron sus propiedades físico-químicas-biológicas, microbiológicas y su capacidad para suprimir el crecimiento *in vitro* de los hongos fitopatógenos *Botrytis cinerea*, *Alternaria alternata* y *Fusarium oxysporum*. Tanto el protocolo de extracción como el periodo de conservación afectaron a las propiedades físico-químicas-biológicas y microbiológicas de los extractos, así como a su capacidad supresora. El extracto PE-4 exhibió una mayor proporción de grupos microbianos funcionales y una eficacia destacada en la supresión del crecimiento de hongos fitopatógenos durante todo el periodo de almacenamiento. En contraste, los extractos PE-1 y PE-2 mostraron una buena capacidad para suprimir el crecimiento de fitopatógenos, aunque dicha capacidad disminuyó significativamente durante su almacenamiento.

Palabras clave: Extracto de compost; supresión; agricultura sostenible; microorganismos

1. Introducción

La agricultura intensiva moderna se enfrenta a grandes desafíos para alcanzar la sostenibilidad y la resiliencia. Uno de los principales problemas es la excesiva generación de residuos agrícolas que se acumulan anualmente (Bonciu et al., 2021). En este sentido, el compostaje se considera una tecnología ampliamente aceptada que ofrece una solución eficaz para el tratamiento y la valorización de estos residuos. Algunos autores (Suarez-Estrella et al., 2014; Jiménez et al., 2023) han demostrado el potencial del compost y sus derivados acuosos para suprimir las enfermedades de las plantas mediante mecanismos tanto bióticos como abióticos. Las propiedades biopesticidas de los extractos de compost pueden ser mejoradas mediante el uso de protocolos de extracción optimizados que permitan el desarrollo de bacterias, actinobacterias, hongos filamentosos, oomicetos y levaduras beneficiosos (Islam et al., 2014). Así, estos productos podrían integrarse ampliamente en las prácticas agrícolas actuales, reemplazando parcial o totalmente los pesticidas sintéticos, promoviendo una economía circular y alineándose con la estrategia “De la granja a la mesa” de la Unión Europea, que tiene como objetivo reducir el uso de agroquímicos y fomentar un sistema alimentario justo, saludable y respetuoso con el medio ambiente. No obstante, la carencia de estándares de calidad y la escasa estabilidad de dicho tipo de productos dificulta su aplicación efectiva en el control de patógenos, entre otras aplicaciones. Por ello, el objetivo de este trabajo se centró en la evaluación del efecto de la conservación bajo distintas condiciones de extractos de compost obtenidos mediante diferentes protocolos de extracción sobre sus características físico-químicas, microbiológicas y su capacidad supresora frente a hongos fitopatógenos.

2. Material y Métodos

2.1 Material de partida y protocolos de extracción

Para la obtención de los extractos acuosos de compost, se utilizó un compost de residuos vegetales maduro producido a escala industrial. Este compost se sometió a 4 protocolos de extracción (PE). **PE-1:** extracción durante 48 h a 22 ºC, **PE-2:** extracción durante 24 h a 40 ºC, **PE-3:** extracción durante 12 h a 70 ºC y **PE-4:** extracción durante 14 días a 22 ºC. En todos los casos se mantuvo la agitación de las muestras a 120 rpm, excepto para PE-4, cuya extracción se llevó a cabo en estático.

2.2 Condiciones de almacenamiento y evaluación de las propiedades físico-químicas, microbiológicas y antagonismo in vitro.

Los extractos (PE1-4) se almacenaron durante 3 meses a diferentes temperaturas (4 ºC, -20 ºC y -80 ºC). Durante este periodo, se tomaron muestras a tiempo inicial (T0), tras 1 mes (T1) y al final del almacenamiento (T3), en las que se determinaron las propiedades físico-químicas-biológicas, microbiológicas y su potencial supresor *in vitro* frente a diferentes hongos fitopatógenos.

2.2.1. Propiedades físico-químicas-biológicas

Se analizaron pH y conductividad eléctrica mediante el empleo de un pHmetro basic 20 (Crison) y un conductímetro HI 2315 (Hanna Instruments), respectivamente.

El Índice de Germinación se evaluó siguiendo el método descrito por Zucconi y col.(1985), empleando para ello semillas de berro (*Lepidium sativum*).

2.2.2. Propiedades microbiológicas

Se determinó cuantitativamente la presencia de microbiota funcional con capacidad de inhibir el crecimiento de hongos fitopatógenos mediante la producción de enzimas hidrolíticas y de agentes quelantes de hierro: microorganismos celulolíticos, quitinolíticos, glucanolíticos y productores de sideróforos. Para ello, se realizaron diluciones decimales de los extractos y se sembraron en medios de cultivo diferenciales para cada una de las actividades indicadas (Jiménez et al., 2023). Las placas se incubaron a 30 ºC entre 3 y 5 días y se contaron aquellas colonias que presentaron halos de aclaramiento (celulolíticos y glucanolíticos) o halos de color amarillo (productores de sideróforos) y morado (quitinolíticos) (Jiménez et al., 2023).

2.2.3 Antagonismo in vitro frente a hongos fitopatógenos

La actividad antagonista de los extractos frente a hongos fitopatógenos se evaluó mediante el ensayo de difusión en pocillos (Suárez-Estrella et al., 2014). Se emplearon cultivos de los hongos fitopatógenos *Alternaria alternaria, Botrytis cinerea y Fusarium oxysporum* en medio Potato Dextrosa Agar (PDA) incubados durante 5-7 días. Un fragmento de cada cultivo fúngico se situó en el centro de las placas con pocillos en presencia (D_e) y ausencia (D_c) de los extractos. Finalmente, las placas se incubaron durante 5-7 días a 30 ºC y se evaluó el índice de inhibición del crecimiento (I) de acuerdo con la fórmula: $I= 100 –(D_e/D_c*100)$.

2.3. Análisis estadístico

Los resultados obtenidos se sometieron a un análisis de la varianza multifactorial (ANOVA) teniendo en cuenta los factores “Protocolos de extracción”, “Temperatura de almacenamiento” y “Tiempo”. Para las variables en las que se detectaron diferencias significativas ($p< 0,05$), los

valores promedios se compararon aplicando la prueba de mínima diferencia significativa (LSD) de Fisher.

3. Resultados y Discusión

3.1. Propiedades físico-química-biológicas

El pH y conductividad de los extractos puede tener un impacto negativo en su aplicabilidad agronómica. En este sentido, valores de pH ácidos y/o de conductividad elevados podrían ejercer un efecto fitotóxico y/o ecotóxico, y, por tanto, limitar su aplicación en agricultura (Pane y col. 2012). Los resultados obtenidos en este estudio indicaron que los PEs afectaron significativamente los valores de pH y conductividad de los extractos. Así, el extracto obtenido a empleando el protocolo PE-4 mostró valores medios de conductividad significativamente inferiores al resto de protocolos evaluados, así como un pH ligeramente más básico. Sin embargo, las temperaturas y el tiempo de almacenamiento no afectaron los valores medios de ambos parámetros.

De forma similar, los protocolos de extracción afectaron al Índice de Germinación de los extractos, mientras que las condiciones de almacenamiento no afectaron significativamente dicho parámetro. Así, los extractos obtenidos mediante PE-1, PE-2 y PE-4 mostraron IG cercanos al 100%, mientras que los extractos PE-3 mostraron un IG significativamente inferior (80%). Así, temperaturas de extracción elevadas favorecen la extracción de una mayor cantidad de compuestos que pueden ejercer un ligero efecto fitotóxico (Tortosa et al., 2014).

3.2. Propiedades microbiológicas

Los protocolos de extracción, así como las condiciones de extracción afectaron significativamente a las poblaciones microbianas funcionales de los extractos de compost. De forma general, los extractos obtenidos con PE-4 mostraron la mayor proporción de microorganismos funcionales, seguido de los extractos PE-1. Sin embargo, extractos PE-4 no mostraron la presencia de microorganismos quitinolíticos, lo que podría relacionarse con procesos de competición que puede ocasionar el desplazamiento de estos microorganismos por el desarrollo de otros microorganismos beneficiosos (Figura 1).

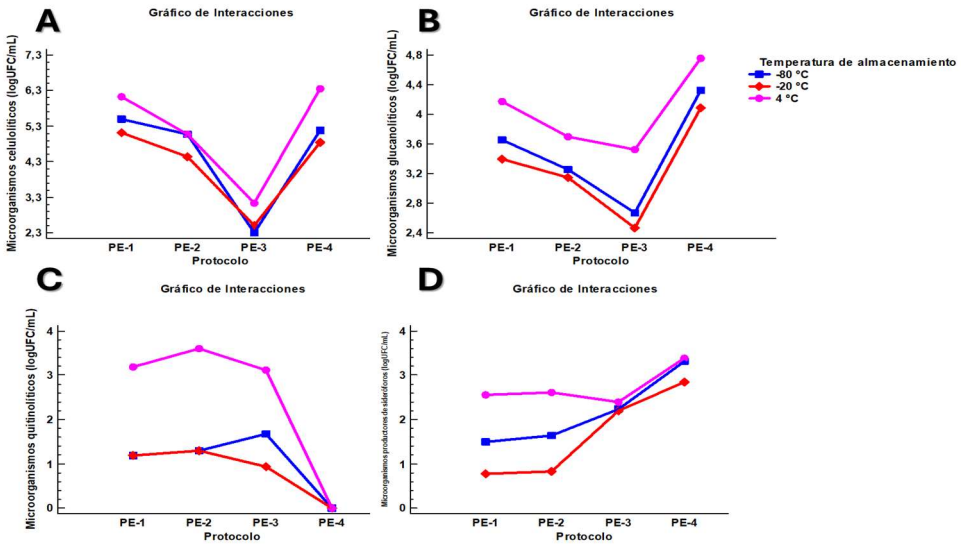


Figura 1. Microbiota con funcionalidad inhibidora de patógenos de plantas cuantificada en extractos de compost obtenidos con 4 protocolos de extracción diferentes (Eje X) y almacenados a 3 temperaturas diferentes (series). **A:** Microorganismos celulolíticos. **B:** Microorganismos glucanolíticos. **C:** Microorganismos quitinolíticos. **D:** Microorganismos productores de sideróforos.

En cuanto a las condiciones de conservación, los extractos PE-4 mostraron las mejores propiedades para la conservación de microorganismos funcionales a lo largo del periodo de almacenamiento, por lo que estos extractos podrían presentar una mayor estabilidad en el tiempo, y por tanto ser más adecuados para el control de hongos fitopatógenos. No obstante, la temperatura de conservación también impactó de forma significativa en la carga de microorganismos funcionales. En este sentido, las temperaturas de 4 ºC permitieron el mantenimiento de la mayoría de los microorganismos analizados tras 3 meses de almacenamiento (Figura 1). Por el contrario, como era de esperar, las temperaturas de congelación ocasionaron un descenso significativo de microorganismos funcionales, especialmente para los extractos PE-1, PE-2 y PE-3. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Islam et al. (2014) quienes detectaron una pérdida de viabilidad microbiana cuando los extractos se almacenaron congelados durante 4 semanas.

3.3. Evaluación *in vitro* de la capacidad supresora de los extractos frente a hongos fitopatógenos

Los extractos de compost inhibieron el crecimiento *in vitro* de los hongos fitopatógenos evaluados en un amplio rango de valores (4-64 %). De hecho, el análisis de la varianza detectó diferencias significativas en el porcentaje de inhibición en función de los factores de variabilidad analizados. De forma similar a lo descrito para la microbiota funcional, los extractos PE-4 mostraron las mejores cualidades para suprimir el crecimiento de los hongos fitopatógenos y, adicionalmente, conservar dicha actividad durante todo el periodo de almacenamiento. No obstante, la temperatura de conservación también impactó en las propiedades supresoras de los extractos. En este sentido, los extractos almacenados a temperaturas de refrigeración (4 ºC) mostraron la mayor supresión frente a *A. alternara* y *B. cinerea*, mientras que temperaturas de congelación resultaron más idóneas para mantener a lo largo del tiempo la supresión del crecimiento de *F. oxysporum*.

4. Conclusiones

El protocolo PE-4 dio lugar a los extractos con una mayor cantidad de microorganismos con funcionalidades relacionadas con el control de patógenos de plantas, lo que pudo estar relacionado con el hecho de que el proceso extractivo implica un mayor periodo de extracción a temperaturas suaves en comparación con los otros protocolos. Además, este extracto fue más estable, manteniendo sus propiedades microbiológicas y supresoras de patógenos durante la conservación. No obstante, la temperatura de almacenamiento impactó en dichas propiedades. PE-1 mostró propiedades microbiológicas similares al extracto PE-4, así como buenas cualidades para suprimir el crecimiento de hongos fitopatógenos. No obstante, este protocolo junto a PE-2 mostraron una mayor pérdida de funcionalidad al final de la conservación. El extracto PE-3 presentó una notable capacidad para inhibir el crecimiento de patógenos durante la conservación, aunque se detectó un ligero efecto fitotóxico. Así, la capacidad supresora de los extractos fue altamente dependiente del protocolo de extracción aplicado, así como de las condiciones de almacenamiento. Así, es necesario profundizar en el conocimiento de los factores implicados en el carácter supresor que permitan desarrollar protocolos y condiciones de almacenamiento más robustas para obtener extractos con actividad supresora de enfermedades estable.

5. Bibliografía

Bonciu, E., Păunescu, R. A., Roșculete, E., Păunescu, G. 2021. Waste management in agriculture. Economic Engineering in Agriculture and Rural Development, 21.

Islam, M.K., Yaseen, T., Traversa, A., ben Kheder, M., Brunetti, G., Cocozza, C., 2016. Effects of the main extraction parameters on chemical and microbial characteristics of compost tea. *Waste Manag. 52*.

Jiménez, R., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., López-González, J. A., Estrella-González, M. J., Toribio, A. J., Martínez-Gallardo, M. R., Lerma-Moliz, R., López, M. J. 2023. Sustainable approach to the control of airborne phytopathogenic fungi by application of compost extracts. *J. Waste Manag.*, *171*, 143–154.

Pane, C., Celano, G., Villecco, D., Zaccardelli, M., 2012. Control of *Botrytis cinerea*, *Alternaria alternata* and *Pyrenochaeta lycopersici* on tomato with whey compost-tea applications. *Crop Prot. 38*, 80–86.

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. Biocatal. Agric. Biotechnol.* 20.

Tortosa, G., Alburquerque, J. A., Bedmar, E. J., Ait-Baddi, G., Cegarra, J. 2014. Strategies to produce commercial liquid organic fertilisers from “alperujo” composts. *J. Clean. Prod., 82*, 37–44.

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.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del Proyecto Propio de la Universidad de Almería PYTUAL_2024_001, titulado “Agrobiotecnología: Desarrollo de prebióticos y probióticos para agricultura”, así como también gracias a una Ayuda Puente del Plan Propio de Investigación y Transferencia 2022 de la Universidad de Almería (PID2020-118402RB-I00).

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE COMPOST VEGETAL Y BIOCHAR DE ALPERUJO EN LA CALIDAD DEL SUELO, FISIOLOGÍA VEGETAL Y DINÁMICA DEL CARBONO EN UN OLIVAR SUPERINTENSIVO

José M. de la Rosa*[1], Sara M. Pérez-Dalí[1], Águeda Sánchez-Martín[1], Jorge Márquez-Moreno[1], Paloma Campos[2], Ana Z. Miller[1], Sara Gutierrez-Patricio[1], Beatriz Cubero[1], Layla M. San-Emeterio[1], Jorge Osman[3], Nicasio T. Jiménez-Morillo[1], Jesús Moreno[4] José A. González-Pérez[1]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, España.
[2]Departamento de Cristalografía Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla, Profesor García González, 1, 41012, Sevilla, España.
[3]Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
[4]Plantas Continental S.A. C. Posadas, s/n, 14730 Rivero de Posadas, Córdoba, España.
jmrosa@irnase.csic.es

Resumen: Uno de los mayores desafíos de la agricultura actual es garantizar el suministro de alimentos para una población en crecimiento, mientras más del 40% de los suelos cultivables están degradados, aumentando la dependencia de la fertilización mineral. El reciclaje y la valorización de residuos agrícolas, como sustratos o enmiendas del suelo, se propone como una alternativa para recuperar la calidad del suelo y gestionar los residuos agrícolas. En la última década, el biochar, un producto sólido rico en carbono orgánico derivado de la pirólisis de biomasa, ha ganado atención como enmienda para mejorar las propiedades del suelo, y almacenar carbono. Este ensayo compara el impacto de la adición de biochar de alperujo y compost vegetal en las propiedades del suelo, la productividad del cultivo, la fisiología del olivo y las tasas de respiración del suelo en una plantación super-intensiva de arbequina bajo riego deficitario (30% demanda hídrica). Se aplicaron dosis equivalentes a 40 t/ha de biochar, compost y una mezcla de ambos (50% p/p), junto con parcelas no enmendadas (control), totalizando 96 parcelas de 1 m² (24 por tratamiento). El biochar aumentó significativamente la capacidad de retención de agua del suelo, redujo la compactación y mejoró el potencial hídrico de las plantas. Mejoró la tasa de fotosíntesis neta de los olivos en períodos pre-cosecha, la eficiencia del uso del agua y la tasa de transporte electrónico en los árboles, incrementando un 15% el rendimiento en peso del fruto. Sin embargo, el rendimiento neto de aceite por árbol fue similar debido al mayor contenido de humedad en las aceitunas. En relación a la dinámica del carbono, el biochar incrementó el contenido de carbono orgánico del suelo, principalmente carbono recalcitrante. Las tasas de respiración del suelo aumentaron con la temperatura, siendo más elevadas en suelos tratados con compost durante el primer año, tendencia que no se observó en la mezcla de compost y biochar.

Palabras Clave: valorización; reciclado; materia orgánica del suelo; enmiendas orgánicas; economía circular; secuestro de carbono

1. Introducción

España posee más de 2,5 millones de hectáreas dedicadas al cultivo del olivar, de las cuales el 28% se encuentran bajo regadío (MAPA), siendo el principal productor y exportador mundial de aceite de oliva (Vilar y Cárdenas, 2012). En los últimos años, para mitigar las fluctuaciones interanuales de la productividad y garantizar la rentabilidad, se ha extendido el cultivo superintensivo del olivo en la Península Ibérica, con densidades de plantación de hasta 2000 olivos por hectárea. Este método permite la recolección mecánica, pero en la mayoría de los casos requiere riego controlado, generalmente por goteo. Sin embargo, el clima semiárido de la región mediterránea limita el desarrollo de estos cultivos, por la escasez de agua.

Otro desafío significativo para el sector olivarero es la generación de grandes cantidades de residuos orgánicos. La valorización y el reciclaje de estos residuos agrícolas para su uso como sustratos o enmiendas del suelo promueven una economía de km0 y sostenible. En la última década, una enmienda orgánica que ha ganado relevancia es el biochar, un producto sólido

aromático y muy poroso obtenido por pirólisis de biomasa residual en ausencia de oxígeno (De la Rosa et al., 2014). Numerosos estudios han destacado sus beneficios en la mejora de las propiedades físicas del suelo, especialmente su porosidad y capacidad para mejorar la estructura de suelos degradados (Campos et al., 2020a). Sin embargo, los resultados varían significativamente según la naturaleza del biochar y las condiciones de producción (Campos et al., 2020b). La mayoría de los estudios exitosos se han realizado en condiciones controladas, en suelos ácidos, de textura gruesa o en climas húmedos (Jeffrey et al., 2011), por lo que aún existe incertidumbre sobre su eficacia en condiciones de clima mediterráneo. En los últimos años se está desarrollando un incipiente mercado del carbono, que promueve el denominado C-farming, es decir el incremento del carbono orgánico o secuestro de C. Esta iniciativa también está en la hoja de ruta de la Unión Europea, que la incluye en su programa SOIL MISSION (*EU Mission: A Soil Deal for Europe*). Por lo expuesto anteriormente, para que el biochar producido a partir de restos de almazara se convierta en una solución viable para el reciclaje de estos residuos, es necesario:

1. Conocer los efectos de su aplicación en la composición y propiedades del suelo, especialmente las propiedades hídricas, y compararlo con las enmiendas tradicionales como el compost en olivares superintensivos de clima Mediterráneo.
2. Evaluar el efecto de la enmienda en el rendimiento y en la respuesta fisiológica del cultivo, con el objetivo de lograr un uso más eficiente del agua (Hernández-Santana et al., 2016).
3. Analizar el efecto de la enmienda en la emisión de CO_2, uno de los gases de efecto invernadero, y en el secuestro de C en el suelo.

Estos tres aspectos constituyen los tres objetivos de este trabajo.

2. Materiales y métodos

Enmiendas orgánicas

El biochar, denominado en adelante B, se obtuvo mediante pirólisis a 500 °C con un tiempo de residencia de 15 minutos, a partir de orujillo o alperujo de oliva seco en el reactor de Carboliva S.L. (Puente del Obispo, España). Este biochar presenta un pH de 9,7, una capacidad de retención de agua del 100%, un contenido de carbono del 75% y de nitrógeno del 1%, y una conductividad eléctrica de 14.000 µS cm^{-1}. Por otro lado, el compost vegetal (CP) fue producido por Fertilizantes Orgánicos Melguizo S.L. (Los Palacios y Villafranca, España) utilizando una mezcla de restos de poda y virutas de madera de pino reciclada, resultando en un producto con un pH de 7, un contenido de carbono del 41% y de nitrógeno del 2%.

Experimento de campo

Las parcelas experimentales se ubicaron en la finca experimental del IRNAS-CSIC "*La Hampa*", situada en Coria del Río (Sevilla, España), zona con un clima típicamente mediterráneo, inviernos suaves, veranos secos y lluvias concentradas en otoño y primavera. Las temperaturas medias mínimas y máximas son de 12 °C y 26 °C, respectivamente. La precipitación media anual fue de 496 mm para el periodo 2015-2020, de 442 mm durante 2021. El suelo de las parcelas es una marga arenosa (*Xerochrept*), y los olivos arbequinos (*Olea europaea* L.) de 7 años de edad al comienzo del ensayo están plantados en líneas a 4 m × 1,5 m (1667 árboles ha^{-1}) irrigados con un 30% de riego deficitario regulado. Se establecieron cuatro tratamientos: control sin enmienda (C), biochar (B) a 40 t ha^{-1}, compost (CP) a 40 t ha^{-1}, y una mezcla de biochar y compost (CP+B) a 20 t ha^{-1} de cada uno. La enmienda orgánica se mezcló con los primeros 5 cm de suelo. Cada tratamiento se aplicó en filas completas de 24 árboles. Se tomaron muestras de suelo de 0 a 5 cm, de 5 a 10 cm y de 10 a 20 cm de profundidad con una barrena manual para cada tratamiento en diversos días del año.

Determinación del estatus fisiológico de la planta, propiedades y composición de los suelos

Se tomaron periódicamente muestras de suelo de 0 a 5, de 5 a 10, y de 10 a 20 cm de profundidad con una barrena manual para cada tratamiento cada 3 meses durante un año y medio.

El contenido de carbono total (C) y nitrógeno total (N) de B, CP y de los suelos se determinó por combustión en un analizador elemental (Thermo Instruments, Bremen, Alemania). El pH y la conductividad eléctrica se midieron en una mezcla 1:10 de muestra en agua destilada (p/p). La humedad del suelo se determinó por diferencia de peso después de secar las muestras a 40 ºC durante 48 h. La humedad del suelo también se midió *in situ* periódicamente con una sonda EUROTECH PMS710, mientras que la resistencia a la penetrabilidad del suelo se midió con un penetrómetro FT327 (QA Supplies LLC). Para cada tratamiento se instalaron 10 cilindros de PVC (10 cm de diámetro y 5 cm de altura) para medir la tasa de respiración del suelo, expresada como µmol CO_2 m^{-2} s^{-1}. Además, se determinó la tasa de fotosíntesis neta (A_N), la conductancia estomática (gs) y la tasa máxima de transporte de electrones (ETR_{max}) en hojas maduras de cuatro árboles por tratamiento. Estas medas fueron realizadas por el servicio de Ecofisiología Vegetal del IRNAS. Para más detalles consultar De la Rosa et al., (2022).

Además del análisis de la composición elemental y de las propiedades físicas de los suelos, se determinó la biodiversidad bacteriana. Para ello se extrajo ADN total de muestras de suelo utilizando el kit de aislamiento de ADN *DNeasy PowerSoil* (Qiagen, Hilden, Alemania). Se comprobó la cantidad de ADN. Las bibliotecas se construyeron de acuerdo con el protocolo estándar de preparación de bibliotecas de secuenciación metagenómica 16S de Illumina. La composición y diversidad de la comunidad microbiana (diversidad alfa y beta) se determinaron tras el procesamiento bioinformático de las secuencias del gen 16S rRNA.

3. Resultados y discusión

La aplicación de enmiendas orgánicas aumentó significativamente el contenido de carbono y la humedad en la capa superior del suelo (0-5 cm). Los tratamientos, especialmente con biochar, redujeron la resistencia del suelo a la penetración, disminuyendo su compactación y permitiendo mayor retención de humedad con un suministro de agua similar. Este efecto fue más pronunciado en octubre, antes de la cosecha. Ningún tratamiento afectó significativamente el contenido de nitrógeno del suelo. El biochar incrementó el pH y la humedad del suelo medidos "*in situ*", mostrando una correlación inversa entre humedad y resistencia a la penetración.

Los olivos en parcelas enmendadas con biochar mostraron una eficiencia del uso del agua intrínseca (WUEi) un 20% mayor en promedio, especialmente antes de la cosecha, lo que es clave para la adaptación a la sequía. No hubo diferencias en la tasa máxima de transporte de electrones (ETR_{max}) entre tratamientos, salvo un aumento significativo en parcelas con biochar antes de la cosecha, lo que indica mayor eficiencia en el transporte de electrones y potencialmente en la fijación de CO_2. Las tasas de respiración del suelo no mostraron diferencias significativas entre tratamientos y aumentaron linealmente con la temperatura, reduciéndose en otoño e invierno. Los tratamientos con compost mostraron las mayores tasas de respiración, especialmente en primavera y verano. Sin embargo, las diferencias no siempre fueron significativas, y se requieren experimentos a largo plazo para confirmar estos resultados. A nivel microbiológico, fueron identificados diversos grupos bacterianos propios de la microbiota del suelo en el conjunto de muestras, predominando los miembros pertenecientes a los filos *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Acidobacteria*, *Planctomycetota* y *Chloroflexi*. De forma general, se observa que estos tienden a agruparse por profundidad, independientemente del tipo de enmienda aplicado. Asimismo, el tiempo parece ser un factor influyente en la abundancia de los grupos dominantes, observándose un enriquecimiento del filo *Proteobacteria* y disminución del filo *Actinobacteria* entre el t5 y el t9. A partir del t18 se observa que la abundancia de microorganismos se distribuye por tipo de enmiendas en base a la profundidad de la muestra.

4. Conclusiones

Los resultados mostraron que la aplicación de biochar (40 t ha^{-1}) aumentó la humedad del suelo y redujo su compactación. Además, en otoño, poco antes de la cosecha, se observaron mejoras significativas en las tasas de fotosíntesis neta, la eficiencia de uso del agua y la tasa máxima de transporte de electrones en los árboles de las parcelas con biochar. No se encontraron diferencias significativas en las tasas de respiración entre los suelos enmendados y no enmendados, aunque las emisiones de CO_2 fueron en promedio superiores en los suelos enmendados con compost, pero únicamente durante los primeros 15 meses. En relación a la microbiología, los filos de las bacterias identificados tienden a agruparse por profundidad. Con el paso del tiempo, *Proteobacteria* aumentó a expensas de *Actinobacteria* y a partir del mes 18, la abundancia de microorganismos mostró mayor relación con el tipo de enmienda y la profundidad.

5. Bibliografía

Baker, R., Rosenqvist, E. 2004. Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. J. Exp. Bot., 55, 1607-1621.

Campos, P., Miller, A.Z., Prats, S.A., Knicker, H., Hagemann, N, De la Rosa, J.M. 2020a. Biochar amendment increases bacterial diversity and vegetation cover in trace element-polluted soils: A long-term field experiment. Soil Biol. Biochem. 150, 108114. Doi: 10.1016/j.soilbio.2020.108014.

Campos, P., Miller, A.Z., Knicker, H., Costa-Pereira, M.F., Merino, A., De la Rosa, J.M. 2020b. Chemical, physical and morphological properties of biochars produced from agricultural residues: Implications for their use as soil amendment. Waste Manag. 105, 256-267.

De la Rosa, J.M., Campos, P., Diaz-Espejo, A., 2022. Soil Biochar Application: Assessment of the Effects on Soil Water Properties, Plant Physiological Status, and Yield of Super-Intensive Olive Groves under Controlled Irrigation Conditions. *Agronomy*. *12*, 2321

De la Rosa, J.M., Paneque, M., Miller, A.Z., Knicker, H. 2014. Relating physical and chemical properties of four different biochars and their application rate to biomass production of Lolium perenne on a Calcic Cambisol during a pot experiment of 79 days. Sci. Tot. Environ., 499, 175-184. https://www.mapa.gob.es

Jeffrey, S., Verheijen, F., van der Velde, M., Bastos, A.C. 2011. Agri. Ecos & Env., 144, 175-187.

Vilar, J., Cárdenas, R. 2012. El sector internacional de elaboración de aceite de oliva: un estudio descriptivo de los distintos países productores. Úbeda: GEA Westfalia.

6. Agradecimientos

Agradecimientos: Se agradece la financiación de los proyectos AGRORES Y RES2SOIL (Refs: PID2021-126349OB-C21 y PID2021-126349OB-C22) por parte de MCIN/AEI/ 10.13039/501100011033 y del programa EJP SOIL perteneciente a Horizon 2020 R&I de la UE que financió el subproyecto EOM4SOIL (Grant agreement Nº 862695). J. Márquez-Moreno agradece a la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR, al gobierno de España y a la Junta de Andalucía la financiación de su contrato (expediente nº 01-2022-39492) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia para Andalucía. El grupo Operativo RESIOLIVA agradece la financiación del Fondo Europeo de Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), y de la Junta de Andalucía a través de la Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural, de acuerdo con el artículo 18.4 la Ley 38/2003, de 17 de noviembre (https://agriculture.ec.europa.eu/index_es).

FERTILIZACIÓN CON COMPOST EN PISTACHERO: EFECTO EN LA PRODUCCIÓN Y COMPOSICIÓN DE LOS FRUTOS

M.R. Morales-Corts [1], M.I Saludes-Zanfaño[1], A.M. Vivar-Quintana[2]

[1]*Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca. 37007. Salamanca.* reme@usal.es
[2]*Escuela Politécnica Superior de Zamora. Universidad de Salamanca. Zamora.*

Resumen: El pistachero es cultivo que ha cobrado mucho interés y cuya superficie está en constante aumento en España. La producción está directamente relacionada con el aporte hídrico y la fertilización. En este trabajo se ha evaluado, durante las campañas 2022 y 2023, la influencia de la sustitución de la fertilización mineral por una fertilización a base de compost y té de compost en una plantación de Salamanca, de árboles de 5-6 años de variedad Kerman, con patrón UCB1 en regadío. El marco de plantación es de 4.60 m x 4.60 m. Se ha estudiado el efecto sobre el crecimiento y la producción del cultivo valorando rendimiento y calidad del fruto. El diseño experimental fue de 2 bloques, realizando 4 tratamientos en cada uno de ellos con un total de 18 árboles por tratamiento. Los tratamientos fueron: T1: control con fertilizante mineral, T2: compost, T3: combinación de compost y té de compost, T4: combinación de fertilización mineral y té de compost. Los parámetros estudiados fueron: crecimiento del brote del año y del diámetro del tronco, contenido en clorofila de las hojas, tasa de abscisión de yemas de flor, tamaño y peso de los frutos, rendimiento y composición de la semilla (contenido en proteína, grasa, fibra, almidón, azúcares, humedad, cenizas, Mg, Ca, Fe y Zn). Para el tratamiento con compost, no se han producido diferencias significativas en parámetros vegetativos ni de rendimiento con respecto al control. En la composición del fruto destaca una mayor proporción de grasa en los tratamientos con compost y una mayor concentración de Zn para los tratamientos con té de compost. Los altos valores de proteína y grasas no saturadas del pistacho permiten considerarlo un fruto seco excelente valor nutricional. Se han producido diferencias en muchos parámetros relacionados con la campaña debido al cambio en las condiciones climáticas en ambas. En general, la aportación de compost ha resultado una alternativa adecuada a la fertilización mineral.

Palabras clave: *Pistacia vera,* cultivo ecológico, rendimiento, calidad nutricional.

1. Introducción

El interés en el cultivo del pistachero en España ha aumentado notablemente, reflejado en el crecimiento de la superficie cultivada (MAPA, 2023). La expansión ha sido continua, llegando a 70.000 hectáreas en 2022. Los pistachos son apreciados por su alto contenido nutricional y efectos positivos para la salud (Dreher, 2012; Meritxell y col., 2004). Son ricos en ácido oleico, fibra dietética y ácidos grasos esenciales (Suárez y col., 2006). El éxito en la producción de pistachos depende del manejo adecuado del riego y la fertilización (Beede y col., 2005), especialmente en regiones como Castilla y León, donde puede haber factores edafoclimáticos limitantes.

El compost derivado de residuos verdes es una alternativa eficaz a los fertilizantes convencionales (Benito y col., 2005; Moretti y col., 2015). Los tés de compost, por otro lado, son soluciones orgánicas que se obtienen mediante la fermentación del compost en fase líquida durante varios días, con o sin aireación (Al-Dahmani y col., 2003).

Este estudio examina el impacto de la fertilización ecológica en el crecimiento de los pistacheros, comparado con fertilización convencional. Se evalúa cómo estas prácticas afectan al crecimiento, rendimiento y calidad del fruto, considerando tanto la producción como su composición nutricional básica.

2. Material y Métodos

El trabajo de investigación se llevó a cabo en la finca “Telereta” situada en Parada de Rubiales (Salamanca). (41°9′18.02″ N, 5°26′50.24″ O, 844 m.s.n.m.) durante dos ciclos de producción (2022 y 2023). El estudio se ha realizado en árboles de 5-6 años, con una distancia de plantación de 4.60 x 4.60 m. con riego por goteo. El suelo es un Cambisol cálcico, de textura franco-arcillo-arenosa y un pH de 8.1. Los árboles femeninos corresponden a la variedad 'Kerman', sobre 'UCB1' como portainjerto.

Para el desarrollo del trabajo de campo se consideró un diseño experimental en bloques completos, con 2 repeticiones y un mínimo de 9 árboles por tratamiento en cada bloque. Tratamiento 1: Aplicación de 5 kg/árbol de compost en otoño. Tratamiento 2: Aplicación de 5 kg/árbol de compost en otoño más 666 ml/árbol té de compost en suelo (repartido en 2 aplicaciones) y 333 ml/árbol de té de compost en aplicación foliar en primavera. Tratamiento 3: 666 ml/árbol té de compost en suelo (en 2 aplicaciones) y 333 ml/árbol de té de compost en aplicación foliar en primavera combinado con fertilización mineral aplicando 240 g de DECODER TOP1 20-6-6, en otoño. Control: se realiza fertilización mineral (igual que en el resto de la finca): 240 g/árbol de DECODER TOP 1 20-6-6 en otoño. En 18 árboles por tratamiento se tomaron valores de: crecimiento del brote del año, crecimiento del diámetro del tronco, contenido en clorofila de las hojas, tasa de abscisión de yemas de flor, tamaño y peso de los frutos, rendimiento por árbol. Se ha realizado también un análisis de la composición proximal de los frutos según métodos AOAC (proteínas, fibra, almidón, azúcares, cenizas y humedad) así como análisis del contenido mineral (Mg, Ca, Fe y Zn) mediante ICP-MS previa digestión por microondas.

La información obtenida se analizó mediante el programa SPSS, versión 11.5, con el cual se realizaron ANOVA de una vía y multivariante para estudiar el efecto campaña-tratamiento. Se utilizó el test de Tukey para la separación de promedios.

3. Resultados y Discusión

En el tratamiento sólo con compost, no se han producido diferencias significativas en parámetros vegetativos ni de rendimiento con respecto al control. En el tratamiento compost+té se ha producido una ligera reducción del rendimiento tanto del fruto pelado como sin pelar con respecto al control y la combinación de fertilización mineral y té de compost mejoró el porcentaje de yemas de flor que permanecen en el árbol (Tabla 1). Los resultados generales son acordes a lo establecido por Hernández-Sigala y col. (2014) que indica que en los cultivos donde se combinan fertilizantes orgánicos con inorgánicos puede mejorar su rendimiento.

Tabla 1. Parámetros vegetativos y de la producción (medias y desviaciones estándar).

Parámetros	T1 Control Fertilización mineral	T2 Compost	T3 Compost +Té de compost	T4 Fertilización mineral + Té de compost
	2022+2023	2022+2023	2022+2023	2022+2023
Contenido en Clorofila (SPAD)	42,43±3,60a	43,07±3,90a	41,82±5,58a	42,69±3,73a
Permanencia de yemas flor (%)	66,15±30,02ab	64,02±29,31a	62,74±29,59a	71,95±27,57b
Longitud del brote (cm)	29,13±9,97a	36,00±6,77a	30,04±7,99a	30,82±8,29a
Crecimiento del diámetro del tronco (cm)	0,89±0,50a	0,77±0,37a	0,89±0,42a	0,86±0,55a
Rendimiento (Kg/árbol)	2,06±0,47b	1,81±0,38ab	1,61±0,60a	1,78±0,64ab
Rendimiento pelado (Kg/árbol)	1,35±0,35b	1,18±0,28ab	1,01±0,40a	1,17±0,47ab

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas (p<0,05).

En la composición del fruto (Tabla 2) destaca una mayor proporción de grasa en los tratamientos con compost (51%) resultado muy próximo al 49% obtenido por D'Evoli y col. (2015), aunque sin diferencias significativas con el control y con compost+té de compost.

Tabla 2. Parámetros de peso, forma y composición de los frutos (valores medios y desviaciones estándar).

Parámetros	T1 Control Fertilización mineral	T2 Compost	T3 Compost +Té de compost	T4 Fertilización mineral + Té de compost
	2022+2023	2022+2023	2022+2023	2022+2023
Peso del pistacho (g)	1,89±0,65a	1,83±0,74a	1,80±0,71a	1,93±0,68a
Peso del pistacho pelado (g)	1,42±0,46ab	1,37±0,54ab	1,30±0,49a	1,46±0,66b
frutos con tercera cáscara (%)	29,3%	26,6%	21,4%	22,7%
Azúcares totales (g/100g)	8,68±0,60a	8,53±0,68a	8,48±0,40a	8,50±0,67a
Almidón (g/100g)	3,91±0,45a	3,92±0,55a	4,09±0,42a	3,98±0,39a
Proteína (g/100g)	23,46±1,27a	23,73±1,81a	23,56±2,06a	23,59±1,85a
Grasa bruta total (g/100g)	50,10±1,71ab	51,06±1,35b	50,47±1,07ab	49,45±1,66a
Fibra alimentaria (g/100g)	10,32±0,96a	10,52±1,06a	10,77±2,32a	10,55±1,06a
Cenizas (g/100g)	3,05±0,29a	3,12±0,27a	3,12±0,31a	3,20±0,24a
Carbohidratos (g/100g)	23,39±1,33a	22,09±1,36a	22,85±2,11a	23,77±1,84a
Mg (ppm)	1121±66a	1156±90a	1180±86a	1157±69a
Ca (ppm)	1119±113a	1126±110a	1132±58a	1150±87a
Fe (ppm)	47±10a	47±11a	46±7a	49±7a
Zn (ppm)	15±3a	16±4ab	18±4ab	19±5b

También, hay que considerar una mayor concentración de Zn para los tratamientos con té de compost, con diferencias significativas entre T4 y T1. Los altos valores de proteína, más de 20g/100g y de grasas no saturadas, entre los 49-51g/100g del pistacho obtenidos en nuestro estudio, permiten considerarlo un fruto seco excelente valor nutricional. Todos los valores de composición que se han obtenido son similares a los publicados por González (2023) y están dentro de los rangos de calidad de pistachos.

Por último, se ha prestado especial atención a diferencias en todos los parámetros relacionados con la campaña debido al cambio en las condiciones climáticas en ambas, encontrándose como únicos parámetros estables en los dos años estudiados, el nivel de clorofila, porcentaje de frutos con tercera cáscara, fibra y carbohidratos totales. En el efecto combinado campaña y tratamiento, sólo existieron diferencias significativas para la longitud del brote y el porcentaje de frutos cerrados. Se considera que las condiciones climáticas de abril y mayo determinan la campaña del pistacho y en nuestro estudio, las temperaturas del mes de abril de 2022 fueron menores que las del mismo mes del 2023 (Tabla 3) y por el contrario las temperaturas de mayo del 2022 fueron mayores que las del año 2023. También hubo una diferencia importante en las precipitaciones de estos meses en las dos campañas. Las marcadas diferencias entre los dos años, para estos meses, ha podido condicionar las diferencias en la producción y composición.

Tabla 3. Datos climáticos obtenidos para la población de Parada de Rubiales (Fuente: inforiego.org)

	Abril 2022	Abril 2023	Mayo 2022	Mayo2023
Media de las temp. medias mensuales (ºC)	8,75	12,63	16,41	13,29
Media de las temp. máximas mensuales (ºC)	15,27	20,37	23,66	20,38
Media de las temp. mínimas mensuales (ºC)	2,52	4,63	8,81	6,46
Precipitación media mensual (mm)	4,05	2,64	4,24	2,77

4. Conclusiones

Aunque se han producido diferencias en parámetros relacionados con la campaña debido al cambio en las condiciones climáticas en ambas, y a pesar de que no se observaron mejoras significativas en todos los parámetros medidos con respecto al control con fertilización mineral, los tratamientos con compost y té de compost ofrecieron beneficios específicos en la composición del fruto y en ciertos parámetros de calidad. Ello sugiere que la fertilización con compost o la combinación de fertilización orgánica y mineral pueden ser una estrategia viable para obtener buena calidad de los pistachos sin comprometer su rendimiento.

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.

Beede R. H., Brown P. H., Kallsen C., Weinbaum S. A., 2005. Diagnosing and correcting nutrient deficiencies. *Pistachio production manual. 4th edition.* Division of Agriculture and Natural Resources. University of California: Oakland, 147-157.

Benito M., Masaguer A., De Antonio R., Moliner A., 2005. Use of pruning waste compost as a component in soilless growing media. *Bioresour. Technol*. 96, 597-603.

Dreher M.L., 2012. Pistachio nuts: Compositional potential health benefits. *Nutr. Rev.* 70, 234-240.

D'Evoli L., Lucarini M., Gabrielli P., Aguzzi A., Lombardi-Boccia G., 2015. Nutritional Value of Italian Pistachios from Bronte (Pistacia vera, L.), Their Nutrients, Bioactive Compounds and Antioxidant Activity. *Food and Nutr. Sci*. 6, 1267-1276.

González, M. V. 2023. Talitas elaboradas con harina de pistacho. Tesis de Licenciatura. UNAM.

Hernández-Sigala R., Sánchez Chávez E., Guerrero Morales S., Rivas Lucero B. A., Anchondo Najera, Á. 2014. Fertilización orgánica complementada con inorgánica en pistacho: Efecto sobre la dinámica nutricional foliar y rendimiento. *Revista mexicana de ciencias agrícolas.* 5(4), 605-617.

MAPA. 2023. (publicación en línea): Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE). Encuesta de Marco de Áreas de España. (mapa.gob.es)

Meritxell N., Ruperto M., Sánchez-Muniz F. J., 2004. Frutos secos y riesgo cardio y cerebrovascular. Una perspectiva española. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición*. 54(2), 137-148.

Moretti S.M.L., Bertoncini I.B., Abreu-Junior C.H., 2015. Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Sci. Agri.* 72, 432-439

6. Agradecimientos

Este proyecto ha sido cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y la Junta de Castilla y León en el marco del Plan TCUE 2018-2020.

FUNCIONALIDAD BIOFERTILIZANTE Y BIOPESTICIDA DE COMPOST DE LODOS DE ALPECHÍN

María José López[1], Maria del Mar Sánchez[1], Nerea Hernández[1], Macarena del Mar Jurado[1], María J. Estrella-González[1], Victor Carpena-Istán[1], Martín Segado-Pérez[1], José A. Sáez[2], Raúl Moral[2], Francisca Suárez-Estrella[1]

[1]*Área de Microbiología, Dpt. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus agroalimentario de excelencia internacional, ceiA3, CIAIMBITAL, E04120, Almería, España,* [2]*Universidad Miguel Hernández, Dpt. Agroquímica y Medio Ambiente, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela (Alicante), España*
mllopez@ual.es

Resumen: El proceso de extracción del aceite de oliva genera diversos residuos, entre los que se encuentra el alpechín. Este líquido acuoso se almacena en balsas en las que se concentra mediante evaporación, dando lugar a unos lodos contaminantes que terminan colmatando la capacidad de dichas balsas. El compostaje es una excelente opción para la gestión sostenible de estos residuos, ya que permite reducir la contaminación ambiental provocada por los mismos y recuperar nutrientes para la agricultura. En este trabajo se analizó la actividad biofertilizante y biopesticida de compost de lodos de alpechín, que diferían en la mezcla inicial, presencia de aditivos y de cobertura con lona. En estos compost se analizó la carga microbiana asociada al efecto biofertilizante (solubilizadores de fosfato y potasio) y biopesticida (productores de sideroforos, quitinasa y beta-glucosidasa), así como el índice de germinación. En general, las actividades biofertilizante y biopesticida estuvieron fuertemente influenciadas por la composición de la mezcla inicial, obteniéndose además una variación en cuanto al dominio del tipo de actividad dependiente de la presencia y tipo de aditivo. Sin embargo, la presencia de lona no ejerció un efecto significativo de forma global. Este trabajo demuestra que, a pesar de las limitaciones del compostaje de lodos de alpechín, la aplicación de estrategias de manejo adecuadas puede conducir a la obtención de compost con valor añadido por la microbiota que alberga, lo que permite la recuperación de flujos residuales orgánicos de la industria oleícola en un marco de economía circular.

Palabras clave: solubilizadores de fosfatos, índice de germinación, quitinolíticos, sideróforos, *Fusarium*.

1. Introducción

La producción de aceite de oliva conlleva la generación de residuos entre los que destaca el alpechín por el enorme volumen generado por unidad de aceituna procesada (0,5-1,5 L/kg) y por sus características altamente contaminantes, debido, entre otros, a su contenido en polifenoles que le confieren carácter fitotóxico. Este efluente líquido de color marrón oscuro se almacena en balsas donde se evapora el agua que contiene (50-94%) hasta la próxima campaña, de forma que se produce un sedimento o lodo de alpechín que se acumula con el tiempo en la balsa, llegando a llenarla por completo. Aunque actualmente no se produce prácticamente alpechín debido al cambio en el sistema de extracción del aceite, los riesgos ambientales derivados del acúmulo de lodos de alpechín en las balsas de evaporación persisten, constituyendo un grave problema que afecta a los países productores de aceite concentrados en toda la cuenca mediterránea. El compostaje es una de las principales opciones para la gestión y aprovechamiento de estos residuos problemáticos. No obstante, es preciso ajustar las condiciones del proceso debido a que las características altamente recalcitrantes de dicho residuo dificultan su biotransformación. Dicha adecuación, tal y como se ha demostrado para el compostaje de otros sustratos, puede conducir a la producción de compost de calidad con funcionalidades específicas y, por tanto, de valor añadido. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de las mezclas, aditivos y cobertura de la pila empleados para el compostaje de lodos de alpechín en la funcionalidad biofertilizante y biopesticida de los compost generados.

2. Material y Métodos

2.1 Muestras de compost

Los compost procedían de cuatro mezclas ternarias integradas por alpechín, con estiércol de vaca o caprino como componente secundario y poda de almendro o sarmiento de vid como componente ternario. Sobre estas mezclas se incorporaron como aditivos biochar o una mezcla inorgánica. Adicionalmente, los procesos se desarrollaron con o sin cubrimiento con lona (Tabla 1). Cada uno de los factores se combinaron en los procesos de compostaje, de forma que el número total de muestras de compost analizado en este estudio fue de 24.

Tabla 1. Factores de variabilidad de las muestras de compost

Factor	Niveles
Mezcla	M4: Estiércol de vaca : Poda de almendro : Lodos de alpechín (7:3:2) M5: Estiércol de vaca : Sarmiento : Lodos de alpechín (7:2:2 M8: Estiércol de cabra : Poda de almendro : Lodos de alpechín (3,5:3:2) M9: Estiércol de cabra : Sarmiento : Lodos de alpechín (3,5:2:2)
Aditivo	SN: Sin aditivo B: Con biochar MM: Con Mezcla inorgánica
Lona de cobertura	SL: Sin lona CL: Con lona

Los factores se combinaron dando un total de 24 pilas diferentes.

2.2 Medidas analíticas

Las muestras de compost fueron suspendidas en solución salina estéril (NaCl, 0,9%) en proporción 1/10 (p/v). Tras agitación durante 20 min se realizaron diluciones decimales seriadas en solución salina que se sembraron en placas con los medios Pikovskaya (Nautiyal y col., 1990) y Aleksandrow (Rajawat y col., 2016), para la cuantificación de microorganismos solubilizadores de fosfato y potasio, respectivamente; y en placas para la cuantificación de microorganismos con actividades quitinolítica, beta-glucosidasa y productores de sideróforos, de acuerdo con los métodos descritos por Jimenez y col. (2023). Tras incubación de las placas a 30 ºC, a los períodos recomendados para cada actividad (1 a 10 días), se contaron las colonias positivas y los resultados se expresaron en unidades formadores de colonias por gramo de compost (UFC/g). Adicionalmente, se evaluó el efecto de los compost sobre la germinación de semillas de berro (Zucconi, 1981), así como su actividad supresora *in vitro* frente a los fitopatógenos *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* y *Fusarium oxysporum* f. sp. *meloni* mediante el método de enfrentamiento dual en placa por difusión en pocillos modificado (Toribio y col., 2021).

2.3 Análisis estadístico

Se realizaron tres repeticiones para cada análisis. Los datos de recuento microbiano (UFC/g) se normalizaron utilizando la transformación Log(x+1). Se realizó un ANOVA (Análisis Factorial de Varianza) para evaluar el efecto de todos los factores de estudio (mezcla, aditivo, cobertura) sobre las variables en estudio. Se utilizó el estadístico LSD (Mínima Diferencia Significativa) de Fisher para determinar si existían diferencias significativas entre los diferentes niveles de los factores. En todos los casos se utilizó un intervalo de confianza del 95% ($p<0,05$). Para estos análisis se empleó el paquete estadístico Statgraphics Centurion 19, versión 19.5.01.

3. Resultados y Discusión

3.1. Funcionalidad biofertilizante

Como indicadores de la funcionalidad biofertilizante de los compost se evaluaron las bacterias

solubilizadoras de fosfato y potasio, así como el índice de germinación o nivel de fitotoxicidad. La presencia de lona durante el compostaje no afectó a los valores alcanzados por dichas variables, de modo que en la Figura 1 se muestran los resultados obtenidos para compost procedentes de procesos sin cobertura con lona. La mezcla sólo afectó significativamente a los valores alcanzados por las bacterias solubilizadoras de fosfato, obteniéndose los mayores niveles en compost de M4 y los menores en M5 (Figura 1a), mezclas que se diferencian sólo en un ingrediente, poda de almendro en el primero y sarmiento en el segundo. La presencia de biochar en M4 dio lugar a un compost con mayor contenido en bacterias solubilizadoras de fosfato que las otras condiciones de aditivos (sin aditivo o mezcla mineral). Las bacterias solubilizadoras de potasio fueron más abundantes en M9 con biochar y en M9 y M8 con MM (Figura 1b). La presencia de biochar (B) en mezcla M5 dio lugar a la obtención de compost fitoestimulantes, con índices de germinación del orden de 140%, mientras que en el resto de condiciones analizadas no se obtuvieron diferencias destacables, estando la mayoría de los compost en valores no fitotóxicos, aunque cabe mencionar que la adición de B o MM en M8 redujo el índice de germinación. Ortiz-Liébana y col. (2023) han descrito un efecto similar de la presencia de biochar sobre las características del compost.

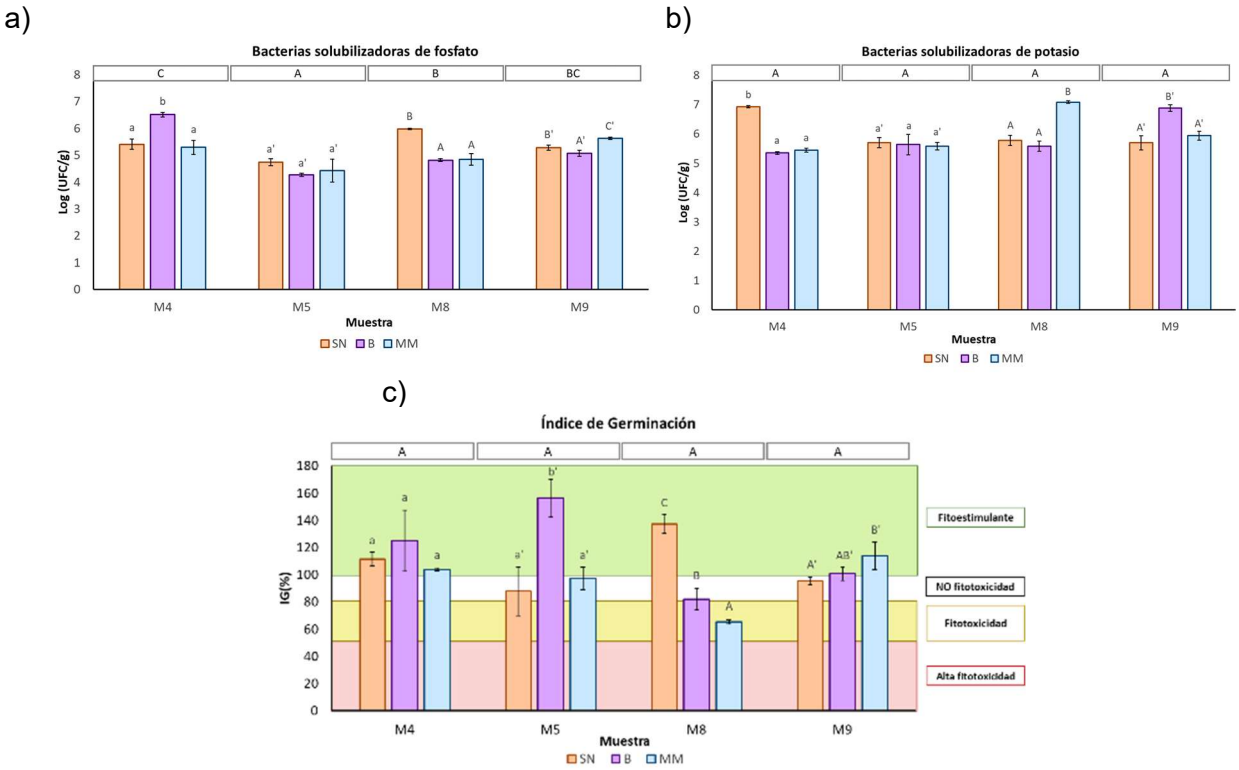


Figura 1. Bacterias solubilizadoras de fosfato (a) y potasio (b) e índice de germinación de compost de sedimentos de alpechín en distintas mezclas (M4, M5, M8, M9 según Tabla 1) con diferentes aditivos (SN: sin aditivo, B: con biochar; MM: con mezcla mineral). Diferentes letras denotan diferencias significativas según la prueba LSD de Fisher para un nivel de significancia de p <0,05.

3.2. Efecto biopesticida

En la Figura 2a se muestra la abundancia relativa de la microbiota asociada al efecto biopesticida de los compost. En general, los compost de mezcla M5 presentaron una mayor abundancia de microorganismos productores de sideróforos respecto a otras mezclas, mientras que los quitinolíticos y los B-glucanolíticos alcanzaron similares niveles en todos los compost, siendo estos últimos los que tuvieron una mayor representación. Además, todos los compost ejercieron un cierto efecto inhibidor de los hongos fitopatógenos FOM y FOL, con inhibiciones en torno al 50%, siendo especialmente acusado en compost de mezcla M9 adicionado de biochar que inhibió hasta un 80% el crecimiento de FOL.

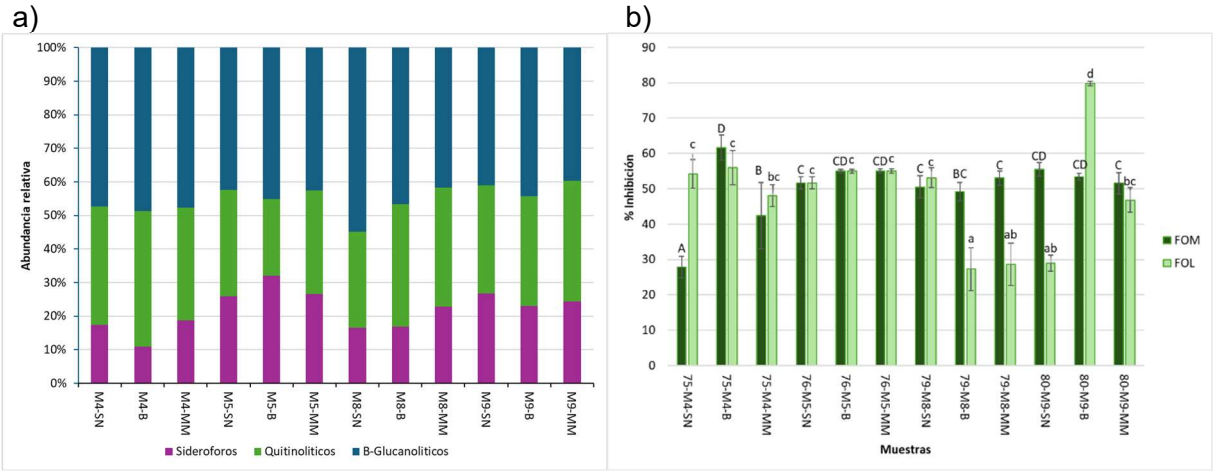


Figura 2. a) Abundancia relativa de microbiota asociada al efecto biopesticida de los compost y b) efecto antagonista *in vitro* de los compost sobre el crecimiento de *F. oxysporum* f. sp. *lycopersici* (FOL) y *F. oxysporum* f. sp. *meloni* (FOM). Mezclas de alpechín: M4, M5, M8, M9 según Tabla 1; aditivos: SN- sin aditivo, B- con biochar, MM -con mezcla mineral. Diferentes letras denotan diferencias significativas según la prueba LSD de Fisher para un nivel de significancia de p <0,05.

4. Conclusiones

Las actividades biofertilizante y biopesticida de compost de sedimentos de alpechín están fuertemente influenciadas por la composición de la mezcla inicial en combinación con el tipo de aditivo. La presencia de biochar como aditivo resulta especialmente idónea para la obtención de compost funcionales. Este trabajo demuestra que, a pesar de las limitaciones del compostaje de lodos de alpechín, la aplicación de estrategias de manejo adecuadas puede conducir a la obtención de compost con valor añadido por la microbiota que alberga.

5. Bibliografía

Jiménez, R., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Toribio, A. J., Martínez-Gallardo, M.R., Lerma-Moliz, R., López, M.J., 2023. Sustainable approach to the control of airborne phytopathogenic fungi by application of compost extracts. *Waste Manag.* 171, 143-154.

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. *J. Appl. Phycol.* 33, 3817-3829.

Ortiz-Liébana, N., Crespo-Barreiro, A., Mazuecos-Aguilera, I., González-Andrés, F., 2023. Improved organic fertilisers made from combinations of compost, biochar, and anaerobic digestate: evaluation of maize growth and soil metrics. *Agriculture* 13, 1557.

Zucconi, F., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 54-57.

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

Rajawat, M.V.S., Singh, S., Tyagi, S.P., Saxena, A.K., 2016. A modified plate assay for rapid screening of potassium-solubilizing bacteria. *Pedosphere* 6, 768–773.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto TED2021-129481B-C32 (OLIFE_RELIFE). 2023-2024. Proyectos de Transición Ecológica y Digital 2021. Ministerio de Ciencia e Innovación.

INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES DE USO DE UN COMPOST DE RSU DE RECOGIDA SELECTIVA EN EL RENDIMIENTO DE HORTALIZAS CULTIVADAS EN HUERTOS URBANOS

Rafael López[1], Paula Madejón[1], Sabina Rossini[2]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avda. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla; [2] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes s/n, 41080 Sevilla
rafael.lopez@csic

Resumen: La legislación europea impone la necesidad de separar la fracción orgánica de los residuos urbanos desde final de 2023. En el proyecto de ciencia ciudadana RECICOMPHUERTOS se está usando compost de residuos procedentes de recogida selectiva puerta a puerta de la fracción orgánica y restos de poda (1:1 en peso) para el cultivo de hortalizas en huertos urbanos. El efecto del compost en el rendimiento de diversos cultivos de invierno ha sido en general positivo, pero se ha mostrado muy variable, registrándose variaciones en la producción, respecto al control sin compost, que estuvieron comprendidos entre ligeras disminuciones del rendimiento a incrementos del 73% e incluso 163%. En el presente trabajo se evalúan las causas que pueden condicionar la variabilidad en el efecto del compost, entre las que se pueden citar: el tipo de cultivo (lechuga, escarola, ajo, cebolla, brócoli, coliflor y lombarda), la dosis (13 a 42 ton ha^{-1}), la forma de uso del compost (en sustitución parcial del estercolado usualmente realizado por los hortelanos o adicionalmente al mismo), la diferente fertilidad del suelo (contenidos de materia orgánica y nutrientes variables en cada parcela del huerto debido al diferente manejo realizado por cada uno de los hortelanos participantes). En general, el análisis de los resultados obtenidos mostró que la magnitud del efecto del compost responde a una combinación de las diferentes variables consideradas.

Palabras clave: agricultura urbana, biorresiduos, ciencia ciudadana, ensayos agrícolas, huertos escolares.

1. Introducción

La agricultura urbana (AU) es una actividad en expansión en muchas ciudades a escala mundial (Meharg 2016) y contribuye a la consecución de varios de los Objetivos de Desarrollo Sostenible establecidos por la ONU para el 2030. Lal (2020) indica que es necesario adoptar sistemas alimentarios más resilientes, reducir el desperdicio de alimentos y fortalecer la producción local de alimentos y que, para ello, la AU es una estrategia importante que aporta además numerosos servicios ecosistémicos (como biodiversidad vegetal, microclima, reducción de escorrentía, calidad del agua, salud).

Los suelos de huertos urbanos son frecuentemente fertilizados con estiércoles, compost y fertilizantes orgánicos (Salomon y col., 2022) lo que puede conducir a una sobrefertilización (Wielemaker y col., 2019) o a un mal equilibrio de nutrientes vegetales. Sin embargo, con la práctica propuesta en este proyecto se favorece el reciclaje de nutrientes y de materia orgánica en el suelo. Diversos autores han indicado la falta de datos y de ensayos de agricultura urbana sobre diversos aspectos relacionados con la productividad de los suelos y la dinámica de los nutrientes (Wielemaker y col., 2019).

Bajo el principio general de economía circular en los huertos urbanos, se planteó el proyecto de Ciencia Ciudadana “Reciclamos el compost de residuos urbanos de recogida selectiva en los huertos urbanos” (RECICOMPHUERTOS, FCT 22-18403) el cual tiene como objetivo evaluar la sustitución parcial de los estiércoles y fertilizantes orgánicos usados en agricultura urbana por compost de RSU de recogida selectiva. En este trabajo se recogen los resultados de los ensayos realizados por horticultores urbanos en huertos sociales y por estudiantes en huertos escolares y se analizan los efectos del tipo de cultivo y la diferente fertilidad del suelo (contenidos de materia

orgánica y nutrientes variables en las parcelas por el diferente manejo previo realizado por cada usuario.

2. Material y Métodos

2.1 Compost

El compost que se ha utilizado proviene de mezcla de RSU de recogida selectiva con un 30% en peso de restos de poda triturada. Procede de los municipios de Olvera, Setenil y Torrealáquime (Cádiz) donde está implantada la recogida selectiva puerta a puerta con una alta eficacia en la separación. El proceso de compostaje se realiza en trómel horizontal con flujo pistón durante 45 días (Figura 1). Tras una maduración posterior de varios meses (rango??? finalmente se realiza un cribado por 10 mm. La composición química del compost utilizado se muestra en la Tabla 1.

Figura 1 Vista del compost dentro del reactor de compostaje

Tabla 1. Características del compost

	Unidad	Valor	AE[1]		Unidad	Valor	AE[1]
Hum.	% spt	11.7	<25	S	% SO_3	1.38	
pH		8.51		Na	% Na	0.643	
C.E.[2]	dS m^{-1}	3.45		Fe	mg kg^{-1}	7097	
M.O.[3]	%	62.3	>15	Cu	mg kg^{-1}	56.7	<200
C org	%	32.8		Mn	mg kg^{-1}	207	
C inorg	%	1.50		Zn	mg kg^{-1}	167	<300
N total	%	3.26		Cr	mg kg^{-1}	40.2	<100
C/N		10.1		Ni	mg kg^{-1}	26.1	<40
P	% P_2O_5	1.60		Pb	mg kg^{-1}	24.1	<100
K	% K_2O	1.38		Cd	mg kg^{-1}	0.189	<1
Ca	% CaO	11.6		Hg	mg kg^{-1}	0.083	<0.45
Mg	% MgO	1.29		As	mg kg^{-1}	1.02	<10

[1]Límites Agricultura Ecológica:(UE, 2022); [2]Conductividad Eléctrica 1:5 vol/vol; [3]Materia orgánica

2.2 Ensayos

Los ensayos, en total 20, se realizaron con diversas especies hortícolas (lechuga, cogollos, escarola, coliflor, brócoli, lombarda, ajo y cebolla) durante la campaña de otoño-invierno de 2023-2024 y con habas durante la primavera de 2024 en el huerto social del Parque de V Centenario del municipio de Utrera (Sevilla), y en tres centros escolares de Utrera y Dos Hermanas. En el caso de los huertos sociales cada ensayo se realizó en un caballón de 4 a 8 m de largo y ancho variable según cultivo, en el que se incorporó el compost en su mitad, en los 15 cm superficiales del suelo, una semana antes de la siembra de las plántulas. Las dosis de compost variaron de 13 a 42 ton ha^{-1}, que corresponderían a 374 a 1208 kgN/ha La otra mitad del caballón, se utilizó como control. En unos casos el compost se adicionó además de la fertilización habitual realizada por el horticultor a base de estiércoles de oveja, caballo y vaca, en dosis que variaron desde 33 a 100 ton ha^{-1}. Generalmente los estiércoles habían sido aplicados al preparar el suelo entre 3 y 6 meses antes de la plantación. En otros casos el compost sustituyó la mitad del estiércol aplicado. En el caso de los centros escolares se utilizó como control un sustrato comercial a la misma dosis del compost, añadiendo 9.5 ton ha^{-1} de estiércol tanto al compost como al sustrato

Las parcelas estaban dotadas de riego por goteo, que se realizaba con una frecuencia de uno o dos veces por semana y se cultivaron por cada hortelano siguiendo prácticas de agricultura ecológica.

Las hortalizas se recogieron en estado de madurez y se pesaron por los propios usuarios distinguiendo las de los tratamientos con compost y control. Las hortalizas se pesaron como unidades excepto para ajos y habas. El incremento del rendimiento de los tratamientos con

compost (IRC) respecto al control se expresó como porcentaje respecto al peso de las hortalizas del tratamiento control. El incremento de rendimiento medio ponderado con el compost (IRCP) se calculó con el número de hortalizas pesadas en cada ensayo (1 en el caso de ajos y habas) como variable de ponderación.

2.3 Determinaciones analíticas

El contenido de materia orgánica (MO) se calculó (factor 1.72) desde el contenido de C-orgánico determinado siguiendo la norma UNE 77321:2003 en un analizador elemental PRIMACS mod. SNC 100 IC-E (Skalar Analytical B.V., Breda, Holanda). El C-orgánico se calculó como la diferencia entre el C-total y el C-inorgánico y el C-inorgánico se determinó acidificando con ácido fosfórico para convertir los carbonatos en CO_2. El P-disponible (Olsen) se determinó por extracción con bicarbonato sódico 0.5N a pH 8.5 y el N-nitrato por extracción con agua en relación 1:5. En ambos casos la cuantificación se realizó mediante espectrofotometría en un autoanalizador de flujo continuo AAIII (Bran-Luebbe, Inc., Technicon Industrial Systems Gorp., Tarrytown, NY, EEUU) haciendo uso de los procedimientos recomendados por el fabricante.

3. Resultados y Discusión

El porcentaje de incremento medio del peso de hortalizas recolectadas en los 20 ensayos en que se aplicó el compost fue IRC = 23.0 ± 40.5%. En un ensayo con habas se obtuvo un incremento máximo del 163%. Este ensayo no se incluye en varias gráficas para evitar la distorsión que introduce. El incremento ponderado IRCP fue del 13.8 ± 28.3%. En la Figura 2 se muestran los IRC de cada ensayo, con distinción de la forma de aplicación de compost (sustitución a adicional al estercolado). Entre ambas formas de aplicación no se han observado diferencias siendo el IRCP medio = 14.8% ± 34.4% en el caso de la sustitución y IRCP = 12.0 ± 12.7% en el caso de la aplicación adicional al estercolado. Con respecto a la dosis aplicada de compost se observa en la Figura 1 que los incrementos mayores del rendimiento se dieron para las dosis menores de 30 ton ha^{-1} no observándose grandes incrementos por encima de esta dosis. Sin embargo, los resultados fueron muy variables, desde un -27% en cebolla hasta un 163% de aumento en habas.

En la Figura 3 se muestran los incrementos de cosecha para las distintas hortalizas. Los IRC medios por tipo de hortaliza fueron positivos, con los resultados más negativos en cebolla.

En las Figuras 4 y 5 se muestran los IRC en relación a los contenidos de P y nitrato disponibles en el suelo de las parcelas no tratadas con compost. En ambos casos se observa que los aumentos de cosecha son pequeños o negativos por encima de un cierto límite, aproximadamente 250 mgP kg^{-1} y 20 mgN-NO_3 kg^{-1}. En el caso del P la incorporación del compost no supuso una variación significativa del P disponible del suelo (según el test t para muestras emparejadas), con medias de 274 mgP kg^{-1} en las parcelas sin compost y de 262 mgP kg^{-1} en las parcelas con compost. Como se observa se trata siempre de contenidos muy elevados, por encima de 130 mgP kg^{-1} por lo que no parece que el efecto del compost esté relacionado con este nutriente. En el caso del nitrato (Figura 5), el umbral bajo el que se observan los mayores incrementos del rendimiento es inferior a 20 mgN-NO_3 kg^{-1}. Esto puede ser indicativo de que el efecto positivo del compost se deba a la mineralización adicional de su nitrógeno, que previsiblemente debe producirse sin dificultad teniendo en cuenta la baja relación C/N del compost (10.1, Tabla 1). Hasta el momento se cuenta con un escaso número de datos para comprobar si estas diferencias se asocian también al contenido de MO del suelo (previsiblemente los contenidos de nitrato elevados se relacionen con su mayor contenido), aunque se están realizando en la actualidad ensayos adicionales.

4. Conclusiones

La utilización de compost de RSU de recogida selectiva en huertos urbanos ha producido un

incremento de la cosecha que se pone de manifiesto por un incremento del peso medio de las hortalizas superior al 10-15%. Sin embargo, los resultados han mostrado amplia variabilidad, indicando que diversos factores pueden condicionar un mayor o menor efecto del compost. Dosis por encima de 30 ton ha^{-1} no son recomendables. De manera provisional se muestra que el mayor efecto se da en suelos menos fértiles, siendo el efecto nulo e incluso negativo en las parcelas de elevada fertilidad,

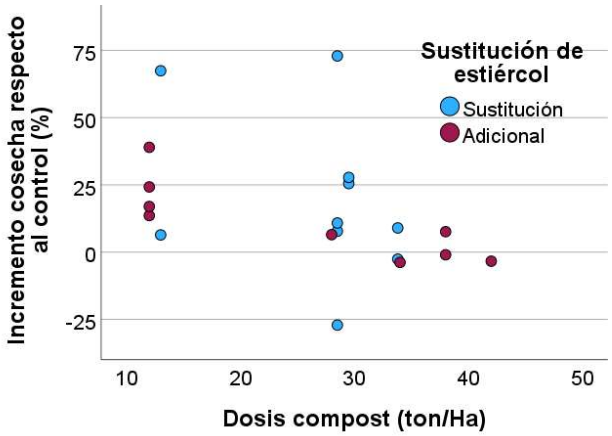


Figura 2. Incrementos del rendimiento en función de la dosis aplicada de compost.

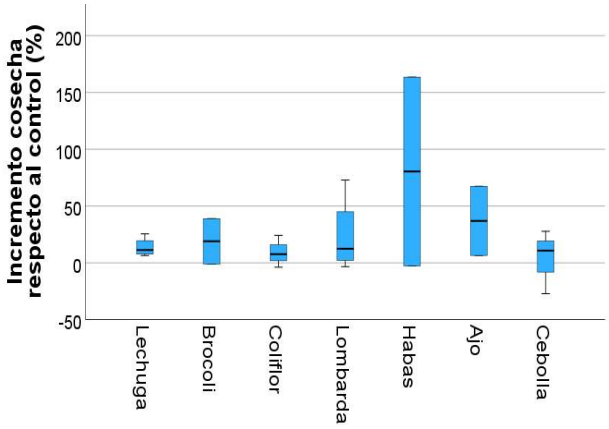


Figura 3. Incrementos del rendimiento según hortaliza.

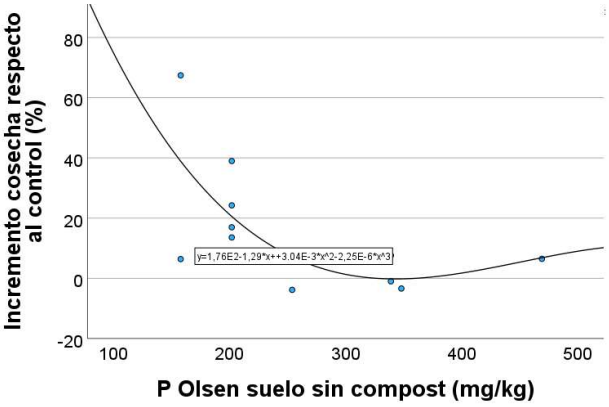


Figura 4. Relación del incremento del rendimiento con el P disponible en suelo.

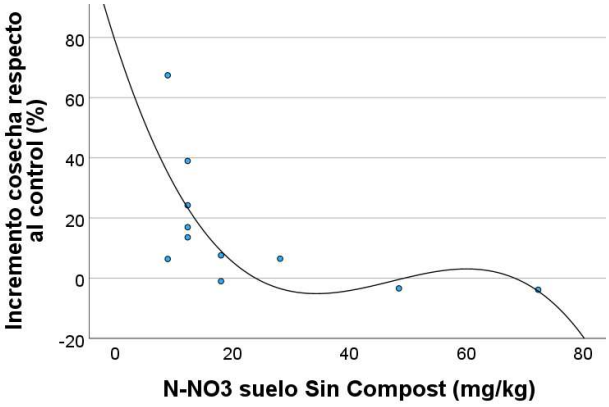


Figura 5. Relación del incremento del rendimiento con el contenido de nitrato en suelo.

5. Bibliografía

Meharg A. A., 2016. Perspective: city farming needs monitoring. *Nature* 531, S60.
Lal R., 2020. Home gardening and urban agriculture for advancing food and nutritional security in response to the COVID-19 pandemic. *Food Secur.* 12, 871–876.
Salomon M.J., Watts-Williams S.J., McLaughlin M.J., Cavagnaro T.R., 2022. Spatiotemporal dynamics of soil health in urban agriculture. *Sci. Total Environ.* 805, 1–12.
UE, 2022. Decisión (UE) 2022/1244 de la Comisión de 13 de julio de 2022 por la que se establecen los criterios de la etiqueta ecológica de la UE aplicables a los sustratos de cultivo y las enmiendas del suelo.
Wielemaker R., Oenema O., Zeeman G., Weijma J., 2019. Fertile cities: Nutrient management practices in urban agriculture. *Sci. Total Environ.* 668, 1277–1288.

6. Agradecimientos

El proyecto RECICOMPHUERTOS (FCT 22-18403) cuenta con la colaboración de la Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología (FECYT) del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades.

LA INOCULACIÓN DE SUELO CONTAMINADO CON PLÁSTICO CON UN CONSORCIO MICROBIANO VEHICULIZADO EN VERMICOMPOST AUMENTA LAS ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS INVOLUCRADAS EN LA DEGRADACIÓN DE LOS ALCANOS

Víctor Carpena-Istán [1], Macarena M. Jurado [1], Jesús Salinas [1], Martín Segado-Pérez [1], Juan A. López-González [1], María J. Estrella-González [1], Ana Toribio [1], María R. Martínez-Gallardo [1], Francisca Suárez-Estrella [1], José Sáez [2], Raúl Moral [2], María J. López [1]

[1]*Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus agroalimentario de excelencia internacional, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España*
[2]*Universidad Miguel Hernández, Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela (Alicante), España*

Resumen: La producción masiva de plásticos derivados del petróleo y la falta de tratamientos eficientes al final de su vida útil ha conducido a su acumulación en el medio natural, provocando graves desequilibrios en los ecosistemas. Por extensión, las tierras agrícolas no están exentas de este inconveniente, en este caso, agravado por las prácticas adoptadas en agricultura intensiva, como son el empleo de plásticos de mulching o compost contaminados con estos residuos. Para resolver este problema, microorganismos, con capacidad para degradar plásticos, aislados en un trabajo previo del grupo de investigación BIO-175 de la Universidad de Almería (España), se inocularon en ensayos de biorremediación de suelo contaminado con plástico a escala mesocosmos en la Universidad Miguel Hernández (Alicante, España), empleando una enmienda orgánica (vermicompost+biochar+N-Urea) como soporte bioestimulante de los microorganismos. Tras ello, se tomaron muestras del suelo inoculado con *Bacillus subtilis* RBM2 y *Pseudomonas putida* REBP7 y se sometieron a análisis de metabarcoding. Las secuencias se procesaron mediante QIIME2 (``quantitative insight into microbial ecology´´) y se infirió la expresión relativa de las actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de polietileno de baja densidad (LDPE) y polietileno lineal de baja densidad (LLDPE) utilizando el software PICRUSt2 (``Phylogenetic investigation of microbial communities by reconstruction of unobserved states´´) en Python 3.13. Las actividades enzimáticas inferidas se representaron utilizando el paquete de Rstudio ``ggpicrust2´´. La presencia de los inoculantes fue determinada por PCR cuantitativa. Los resultados de PICRUSt2 revelaron un aumento de actividades enzimáticas relacionada con la degradación de alcanos, manifestando el potencial que posee la inoculación de microorganismos con estas capacidades en la biorremediación de plástico en suelo agrícola.

Palabras clave: biorremediación, consorcios, plásticos, bioinformática, qPCR

1. Introducción

La manipulación inadecuada de los residuos plásticos ha dado lugar a una amplia gama de problemas medioambientales, como la acumulación de fragmentos de plástico en los océanos y los ecosistemas terrestres del planeta (Klingelhöfer et al., 2020). En este sentido, los residuos plásticos resultantes de las prácticas agrícolas, como el plástico de acolchado, se descomponen en pequeñas partículas difíciles de gestionar y que quedan instaladas en ambientes remotos respecto al de origen debido a la acción de diversos factores fisicoquímicos, como la exposición a la radiación ultravioleta (fotooxidación), la erosión provocada por el agua o el aire, e incluso la acción de factores bióticos como insectos y lombrices de tierra (Gasperi et al., 2018). El objetivo principal de este trabajo fue estudiar la persistencia de un inóculo microbiano, con potencial biorremediador, en suelo artificialmente contaminado con plástico, así como analizar el impacto que posee el inóculo en la microbiota indígena por medio de herramientas bioinformáticas, con el fin de sentar las bases para el desarrollo de nuevas tecnologías destinadas al tratamiento de este tipo de residuos recalcitrantes.

2. Material y métodos

2.1 Microorganismos 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 subtilis RBM2*, procedente de muestras de compost (Jurado y col., 2014), y *Pseudomonas putida REBP7,* procedente del enriquecimiento secuencial de muestras ambientales contaminadas con plástico (Salinas y col., 2023).

2.2 Inoculación de microrganismos en suelo contaminado con plástico y condiciones experimentales ensayadas

El consorcio microbiano se incorporó a recipientes de 4 L con 2,8 kg de suelo estandarizado y vehiculizado en una mezcla orgánico-mineral (mezcla de vermicompost + biochar + N-Urea) para alcanzar una carga bacteriana de 10^6 UFC/g de suelo. A continuación, se añadió al suelo 1 g de LDPE (polietileno de baja densidad), LLDPE (polietileno lineal de baja densidad) o plástico de acolchado agrícola (compuesto de LDPE+LLDPE) por contenedor, en cada caso. Se ensayaron un total de 9 condiciones experimentales: 4 inoculados con el consorcio microbiano (3 de ellos contaminados con plástico y 1 control sin plástico) y 4 sin inóculo (3 contaminados con plásticos y 1 control sin plástico). Cada condición experimental se ensayó por duplicado, dando lugar a un total de 18 mesocosmos estudiados.

2.3 Cuantificación de inóculo por qPCR

Para la cuantificación de las especies bacterianas de interés, se llevó a cabo una extracción de ADNg de las muestras de suelo contaminadas con plástico, una vez terminado el tiempo de incubación con el kit PowerSoil Pro-Kit (QIAGEN), de acuerdo con las especificaciones del fabricante. Seguidamente, se elaboró una curva estándar llevando a cabo diluciones decimales seriadas de los productos de PCR de los genes a cuantificar en un nuevo ensayo de PCR cuantitativa. Los cebadores y condiciones de amplificación para *B. subtilis* y *P. putida* son los descritos por Xie et al. (2020) y Fontanazza et al. (2021), respectivamente.

2.4 Metabarcoding y análisis bioinformático

Las secuencias obtenidas por secuenciación Illumina se procesaron y limpiaron utilizando la herramienta Cutadapt 4.7 (Martin, 2011) y DADA2 1.26 (Denoise and decluter) (Callaham et al., 2016) en la herramienta QIIME2 2023 (Bolyen et al., 2019). Cutadapt y DADA2 se ejecutaron en Python 3.13. Los artefactos núcleo de QIIME2 se importaron a R studio 4.2 para el análisis estadístico y la visualización de datos. La inferencia funcional de las actividades enzimáticas a partir de las secuencias del gen ARNr 16S se llevó a cabo utilizando el software PICRUSt2 en Python 3.13. Los resultados de la inferencia de función se sometieron a un análisis de abundancia diferencial usando el modelo matemático LinDA en el paquete “ggpicrust2” en Rstudio.

3. Resultados y discusión

3.1 Estudio de la persistencia del inóculo en ensayo de biorremediación

Se observaron diferencias significativas en la cantidad absoluta de *B. subtilis* (Fig. 1.a) determinada por qPCR. La inoculación con *B. subtilis* causó un aumento consistente en la

abundancia de esta especie en todas las condiciones experimentales. Un comportamiento similar se observó tras la inoculación con *P. putida* (Fig. 1b).

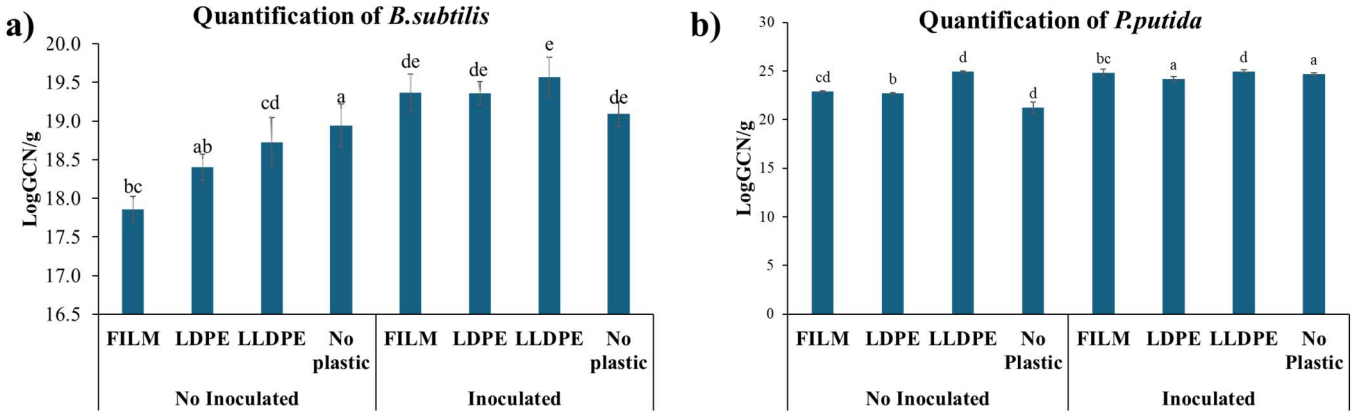


Figura 1. Las barras muestran la cuantificación de *B. subtilis* (a) y *P. putida* (b) por medio de qPCR (expresado en GCN- Número de copias del gen) en las diferentes condiciones experimentales ensayadas.Los resultados son medias (n=3) ±SD (barras verticales). Las barras con la misma letra de homogeneidad no presentaron diferencias estadísticamente significativas (LSD Fisher, p<0.05)

3.2 Estudio del impacto de la presencia de plástico e inóculo en la expresión de actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de alcanos

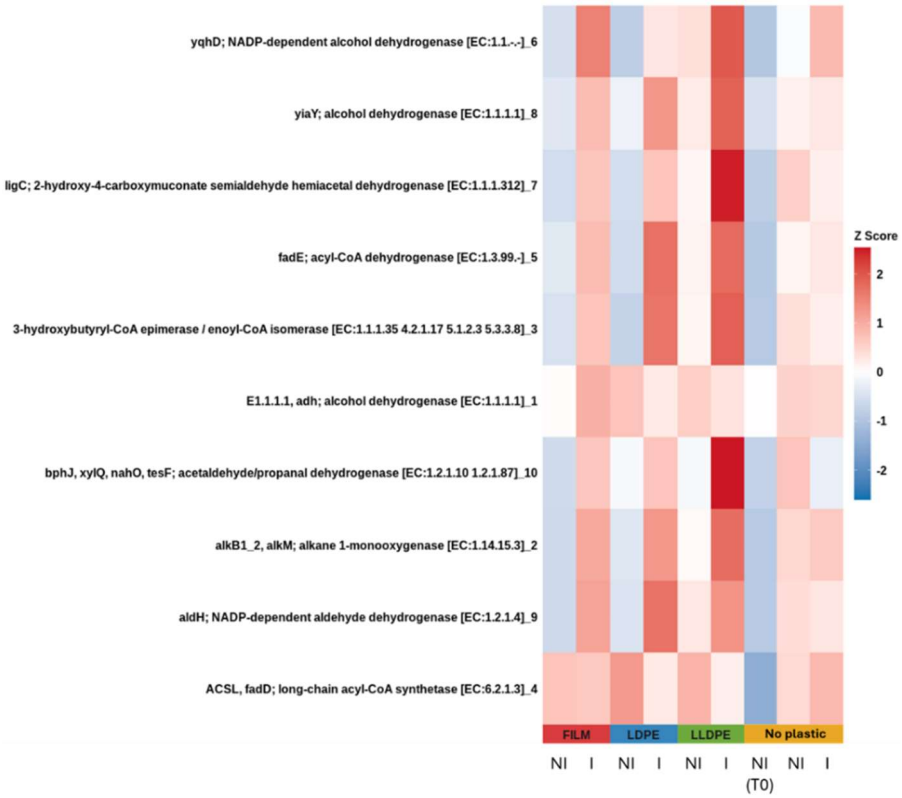


Figura 2. Mapa de calor que representa la expresión relativa de diez actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de alcanos inferida por PICRUSt2.

De las 4873 actividades enzimáticas inferidas por el software PICRUSt2, se seleccionaron un total de 10 actividades enzimáticas implicadas en la degradación de alcanos, principal monómero del LDPE. La enzima alcano 1-monooxigenasa, la primera enzima involucrada en la oxidación del grupo alquilo terminal, se expresó diferencialmente entre las distintas condiciones experimentales, mostrando una regulación positiva consistente en la presencia de inóculo/plástico del consorcio (FILM, LDPE y LLDPE), lo que sugiere que tanto el inóculo como la contaminación por plástico indujeron la expresión de las actividades degradadoras de alcanos en la microbiota presente (Fig. 2). Paradójicamente, la muestra de suelo control (no inoculado/no plástico), tras 60 días de experimento, mostró una ligera regulación al alza de las actividades enzimáticas mostradas, lo que demuestra el potencial que tienen los suelos para albergar, de manera natural, microbiota con potencial para degradar plástico.

4. Conclusiones

A la luz de los resultados, se puede afirmar que los inóculos *B. subtilis* y *P. putida* permanecieron en valores de alta abundancia después del tiempo de incubación. Además, los inóculos ocasionaron un incremento en las actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de alcano, demostrando el alto potencial que posee la inoculación con microorganismos especializados en tareas de biorremediación de residuos plásticos en suelos agrícolas.

5. Bibliografía

Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., & Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. Nature Biotechnology, 37(8), 852-857.

Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. Nature Methods, 13(7), 581-583.

Fontanazza, S., Restuccia, A., Mauromicale, G., Scavo, A., & Abbate, C. (2021). *Pseudomonas putida* isolation and quantification by real-time PCR in agricultural soil biodegradable mulching. Agriculture, 11(8), 782.

Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M & Tassin, B. (2018). Microplastics in air: are we breathing it in? Current Opinion in Environmental Science & Health, 1, 1-5.

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. Bioresource Technology, 162, 283-293.

Klingelhöfer, D., Braun, M., Quarcoo, D., Brüggmann, D., & Groneberg, D. A. (2020). Research landscape of a global environmental challenge: microplastics. Water Research, 170, 115358.

Martin, M. (2011). Cutadapt removes adapter sequences from high-throughput sequencing reads. EMBnet. journal, 17(1), 10-12.

Xie, S., Yu, H., Wang, Q., Cheng, Y., & Ding, T. (2020). Two rapid and sensitive methods based on TaqMan qPCR and droplet digital PCR assay for quantitative detection of *Bacillus subtilis* in rhizosphere. Journal of Applied Microbiology, 128(2), 518-527.

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.

RESIDUOS ORGÁNICOS COMO ENMIENDAS Y COMO BARRERAS ADSORBENTES: EFECTO EN LA MOVILIDAD DE FUNGICIDAS EN UN SUELO DE VIÑEDO

Asier Barrio[1], Marisol Andrades[2], 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), msonia.rodriguez@irnasa.csic.es
[2] Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de La Rioja, Avda. Madre de Dios 51, 26006 Logroño (La Rioja)

Resumen:
La aplicación de residuos orgánicos al suelo como enmiendas o su disposición como barreras absorbentes en el horizonte superficial del suelo puede contribuir a disminuir el riesgo de contaminación del agua subterránea en áreas vitivinícolas con intensa aplicación de fungicidas, además de contribuir a mejorar la calidad del suelo. El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de tres residuos orgánicos de diferente origen (sustrato postcultivo de champiñón (SMS), compost vegetal (GC) y serrín de poda de vid (PV)) en la movilidad de los fungicidas azoxistrobin, fluopiram y tetraconazol en un suelo franco arenoso de viñedo (La Rioja) aplicando individualmente los residuos orgánicos (1.5 g) como enmienda o como barrera adsorbente en columnas de suelo (98.5 g). Las columnas se saturaron con agua, se contaminaron con los fungicidas (1 mg) y se lavaron con agua (500 mL) por la parte superior bajo condiciones de flujo saturado. Las curvas acumuladas en el suelo sin enmendar y enmendado o con barrera adsorbente de los diferentes residuos orgánicos indicaron que la lixiviación de los fungicidas siguió el orden tetraconazol < azoxistrobin < fluopiram. En el suelo enmendado con SMS, GC o PV, y con barrera de SMS, GC o PV la lixiviación disminuyó para los tres fungicidas. La cantidad de fungicida correspondiente al pico máximo de lixiviación disminuyó hasta 5 veces para los tres compuestos y hubo un retraso en la aparición del pico máximo para todos los tratamientos con respecto al suelo sin enmendar. El SMS dispuesto como barrera disminuyó en mayor medida la lixiviación de los fungicidas comparada con la del suelo sin enmendar. La inmovilización de los tres fungicidas aumentó entre 1.2-3.6 veces con la enmienda o barrera de SMS, GC y PV. Los resultados muestran la capacidad de los residuos orgánicos para disminuir la lixiviación de los fungicidas y la influencia del tipo de residuo y de las características de los fungicidas en este proceso.

1. Introducción

La aplicación de residuos orgánicos al suelo como enmiendas o su disposición como barreras absorbentes intercaladas en el horizonte superficial del suelo puede contribuir a disminuir el riesgo de contaminación del agua subterránea en áreas vitivinícolas con intensa aplicación de fungicidas, además de contribuir a mejorar la calidad del suelo (Marín-Benito y col., 2016). El azoxistrobin es un fungicida del grupo de las estrobilurinas con baja solubilidad acuosa, no es volátil y puede filtrarse a las aguas subterráneas en determinadas condiciones, ya que es persistente en el suelo y también en los sistemas acuáticos si se dan las condiciones adecuadas (Herrero-Hernández y col., 2015). El fluopiram es un fungicida del grupo de las piridinas con baja solubilidad en agua y alta hidrofobicidad, y presenta una alta persistencia y movilidad en el suelo por lo que puede llegar a las aguas subterráneas (PPDB, 2024). El tetraconazol es un fungicida del grupo de los triazoles que presenta moderada solubilidad en agua, alta hidrofobicidad, baja volatilidad, muy alta persistencia, y es ligeramente móvil en el suelo (PPDB, 2024).

El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de tres residuos orgánicos de diferente origen (sustrato postcultivo de champiñón (SMS), compost vegetal (GC) y serrín de poda de vid (PV)) en la movilidad de los fungicidas azoxistrobin, fluopiram y tetraconazol en un suelo franco arenoso de viñedo (La Rioja) aplicando individualmente los residuos orgánicos como enmienda o como barrera adsorbente en columnas de suelo empaquetadas en laboratorio.

2. Material y Métodos

2.1 Fungicidas

Los estándares analíticos PESTANAL^{TM} (pureza ≥ 99.5 %) de los fungicidas azoxistrobin, fluopiram y tetraconazole fueron suministrados por Sigma-Aldrich, Merck (Alemania). Estos fungidas presentan una solubilidad en agua de 6.7, 16.0 y 156.6 mg L^{-1} (pH 7) y una hidrofobicidad (log K_{ow}) = 2.5, 3.3 y 3.6, respectivamente (PPDB, 2024).

2.2 Residuos orgánicos

El sustrato postcultivo de champiñón (SMS) fue suministrado por Sustratos de La Rioja S.L. (Autol) y está compuesto por una mezcla de paja, estiércol y carbonato cálcico recompostado después de su uso para el cultivo de champiñón. El compost vegetal (GC) fue suministrado por Viveros El Arca (Salamanca) y es una mezcla de residuos vegetales procedentes de poda compostados. Los restos de poda de vid (PV) fueron suministrados por EVEGA (Pontevedra) y fueron triturados y molidos (< 2 mm). En la Tabla 1 se presentan las características químicas de los residuos orgánicos determinadas por los métodos habituales de análisis (Sparks, 1996).

Tabla 1. Características químicas de los residuos orgánicos (SMS, GC y PV).

Residuo	pH	CO[a] (%)	N (%)	C/N
SMS	7.67	21.97	1.81	12.1
GC	7.15	19.29	1.88	10.2
PV	5.55	45.97	0.68	67.3

[a] CO, carbono orgánico

2.3 Suelo

La muestra de suelo (0-20 cm) se tomó en un viñedo de La Rioja Alavesa con bajo contenido en materia orgánica (MO) (< 1%). El suelo se tamizó (< 5 mm) para eliminar las fracciones gruesas, y presenta una textura franco arenosa (56.1% arena, 27.0% limo y 16.9% arcilla) y una capacidad de intercambio catiónico de 3.23 cmol+ kg^{-1} suelo. El suelo se enmendó manualmente con SMS, GC y PV al 1.5% (p/p seco). Las características químicas del suelo sin enmendar y enmendado con los residuos orgánicos, determinadas por los métodos habituales de análisis (Sparks, 1996), se incluyen en la Tabla 2.

Tabla 2. Características químicas del suelo sin enmendar (S) y enmendado con los residuos orgánicos (S+SMS, S+GC y S+PV).

Suelo	pH	CO (%)	N (%)	C/N
S	8.82	0.26	0.06	4.56
S+SMS	8.09	0.52	0.08	6.42
S+GC	8.42	0.71	0.08	8.55
S+PV	8.25	0.94	0.06	14.9

2.4 Preparación de las columnas, lavado y extracción de la fracción retenida

Los ensayos de movilidad se llevaron a cabo en columnas de suelo empaquetadas de 3 cm (d.i.) × 20 cm (longitud). Las columnas empaquetadas se prepararon rellenando con el suelo (98.5 g) y aplicando individualmente los residuos orgánicos (1.5 g) como enmienda, mezclada homogéneamente con el suelo, o como barrera adsorbente intercalada en el suelo en la parte superior de la columna (3.5 g suelo - 1.5 g residuo orgánico - 95 g suelo). Las columnas se saturaron con agua, se contaminaron con los fungicidas (1 mg) por la parte superior y se lavaron con agua (500 mL) bajo condiciones de flujo saturado con una velocidad de flujo de 1 mL min^{-1}. Cada experimento se realizó por duplicado. Se determinaron las fracciones lixiviadas y retenidas en cada columna. Se utilizó el ion cloruro (KCl) como trazador.

2.5 Análisis de fungicidas

Las concentraciones de los fungicidas en las fracciones lavadas y extraídas desde el suelo se cuantificaron mediante HPLC acoplado a un detector de masas (HPLC-MS) (Waters Assoc., Milford, USA) monitorizando el ion molecular positivo [m/z] 404.12 (azoxistrobin), 397.07 (fluopiram) y 372.06 (tetraconazol).

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 3 se incluyen los porcentajes lixiviados y retenidos para cada uno de los tres fungicidas estudiados en las columnas empaquetadas con suelo de viñedo sin enmendar, enmendado o con barrera adsorbente de SMS, GC o PV. Las curvas acumuladas en el suelo sin enmendar y enmendado o con barrera adsorbente de los diferentes residuos orgánicos indicaron que la lixiviación de los fungicidas siguió el orden tetraconazol < azoxistrobin < fluopiram. En el suelo enmendado con SMS, GC o PV, y con barrrera de SMS, GC o PV la lixiviación disminuyó para los tres fungicidas después del lavado con 500 mL de agua. La cantidad de fungicida correspondiente al pico máximo de lixiviación disminuyó hasta 5 veces para los tres compuestos y se observó un retraso en la aparición del pico máximo para todos los tratamientos con respecto al suelo sin enmendar. En estudios anteriores también se observó una disminución en la lixiviación de pesticidas en columnas de suelo enmendado con diferentes residuos orgánicos (Álvarez-Martín y col., 2017; Marín-Benito y col., 2013).

Tabla 3. Porcentajes de azoxistrobin, fluopiram y tetraconazol lixiviados y retenidos en las columnas empaquetadas con suelo de viñedo sin enmendar, enmendado o con barrrera de SMS, GC o PV.

Columna	Azoxistrobin		Fluopiram		Tetraconazol	
	% Lixiviado	% Retenido	% Lixiviado	% Retenido	% Lixiviado	% Retenido
Suelo (S)	66.0	34.0	81.4	18.6	56.1	43.9
S+SMS	39.5	60.5	71.0	29.0	28.8	71.2
S+GC	33.1	66.9	61.5	38.5	31.2	68.8
S+PV	52.8	47.2	77.0	23.0	46.2	53.8
S+b-SMS	13.9	86.1	32.1	67.9	11.4	88.6
S+b-GC	28.3	71.7	56.8	43.2	27.3	72.7
S+b-PV	47.7	52.3	74.8	25.2	29.0	71.0

El SMS dispuesto como barrera disminuyó en mayor medida la lixiviación de los fungicidas (4.7, 2.5 y 4.9 veces para azoxistrobin, fluopiram y tetraconazol) comparada con la del suelo sin enmendar (Tabla 3). La inmovilización de los tres fungicidas aumentó con la enmienda o barrera de SMS, GC y PV. En el suelo enmendado con los residuos orgánicos la retención aumentó de 1.4 a 2.0 veces para azoxistrobin, de 1.2 a 2.1 veces para fluopiram y de 1.2 a 1.6 veces para tetraconazol, mientras que el suelo con la barrera de SMS, GC o PV, la retención aumentó de 1.5 a 2.5 veces para azoxistrobin, de 1.4 a 3.6 veces para fluopiram y de 1.6 a 2.0 veces para

tetraconazol (Tabla 3), indicando que la eficiencia de los residuos en la retención de los fungicidas fue mayor cuando se disponen en la columna como barrera adsorbente. El aumento en la retención de los fungicidas por el suelo enmendado o por los residuos orgánicos dispuestos como barreara adsorbente es debido a la mayor adsorción de estos compuestos por la MO aportada por los residuos orgánicos como se ha observado en otros estudios de movilidad (Álvarez-Martín y col., 2017; Marín-Benito y col., 2009; Marín-Benito y col., 2013).

Los resultados obtenidos están de acuerdo con la adsorción de los fungicidas por este suelo enmendado con los residuos orgánicos. Existe una relación positiva altamente significativa ($p < 0.005$) entre los porcentajes retenidos y las constantes de adsorción de los fungicidas, calculadas en un estudio anterior, cuando se consideran los tres fungicidas juntos.

4. Conclusiones

La lixiviación de azoxistrobin, fluopiram y tetraconazol disminuyó significativamente en los suelos enmendados con residuos orgánicos de diferente origen y cuando estos residuos se intercalaron como barrera adsorbente en el suelo. La concentración del pico máximo de las curvas de lixiviación de los fungicidas disminuyó y manifestó un retraso en la aparición en los suelos enmendados o con barrera adsorbente. El SMS fue el residuo que presentó una mayor capacidad de retención de los fungicidas de acuerdo con su mayor capacidad adsorbente. Los resultados muestran la capacidad de los residuos orgánicos para disminuir el lavado de los fungicidas y prevenir la contaminación de las aguas subterráneas por estos compuestos. Además, este estudio pone de manifiesto la influencia del tipo y características del residuo y de las características de los fungicidas en este proceso.

5. Bibliografía

Álvarez-Martín A., Sánchez-Martín M.J., Ordax J.M., Marín-Benito J.M., Rodríguez-Cruz M.S., 2017. Leaching of two fungicides in spent mushroom substrate amended soil: Influence of amendment rate, fungicide ageing and flow condition. *Sci Total Environ.* 584–585, 828–837.

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., Brown C.D., Herrero-Hernández E., Aienzo M., Rodríguez-Cruz M.S., 2013. Use of raw or incubated organic wastes as amendments in reducing pesticide leaching through soil columns. *Sci. Total Environ.* 463, 589–599.

Marín-Benito J.M., Rodríguez-Cruz M.S., Sánchez-Martín M.J., 2009. Effect of spent mushroom substrate amendment of vineyard oils on the behavior of fungicides: 2. Mobility of penconazole and metalaxyl in undisturbed soil cores. *J. Agric. Food Chem.* 57, 9643–9650

Marín-Benito J.M., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2016. Impact of spent mushroom substrates on the fate of pesticides in soil, and their use for preventing and/or controlling soil and water contamination: A review. *Toxics* (4): 17.

PPDB, Pesticide Properties Data Base. 2024. University of Hertfordshire. http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm (fecha de consulta: 10/04/2024).

Sparks D.L., 1996. *Methods of soil analysis.* Part 3: Chemical Methods. SSSA Series; Ed. Wiley, Hoboken, NJ, USA.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033/ y por la Unión Europea NextGenerationEU/ PRTR (Proyecto TED2021-129962B-C41). Agradecemos al Proyecto CLU-2019-05 – Unidad de Excelencia IRNASA-CSIC, financiado por la Junta de Castilla y León y cofinanciado por la UE-FEDER. Los autores agradecen a J.M. Ordax y J. Cesteros por su asistencia técnica.

AISLAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DE UN INÓCULO MICROBIANO ESPECIALIZADO EN LA ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO A PARTIR DE MUESTRAS DE PURINES

Macarena M. Jurado[1], Ana T. Morente[1], María R. Martínez-Gallardo[1], Jesús Salinas[1], Ana J. Toribio[1], María J. Estrella-González[1], Juan A. López-González[1], Francisca Suárez-Estrella[1], María L. Segura[2], María J. López[1]

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

Resumen: La correcta gestión de purines se está convirtiendo en un objetivo prioritario, especialmente en zonas donde se localiza un importante número de granjas. Las balsas de acumulación de este tipo de residuos contribuyen a la contaminación del ecosistema colindante a todos los niveles, siendo de especial relevancia las emisiones de gases de efecto invernadero, y otros contaminantes atmosféricos. El empleo de técnicas biotecnológicas destinadas a evitar o reducir las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente, manteniendo los principios de sostenibilidad ecológica y económica, se plantea como una alternativa preferente. El objetivo del presente trabajo consistió en el aislamiento, caracterización y selección de un inóculo microbiano de interés en la transformación y eliminación de formas no deseables de nitrógeno, empleando los propios purines como fuente de bioprospección. Para ello, se sometió a las muestras de purines a una batería de pruebas basadas en la caracterización de actividades relacionadas con el ciclo del nitrógeno, en concreto, se cuantificó su capacidad amonificante, nitrificante y desnitrificante. Posteriormente, se aislaron cepas que fueron identificadas molecularmente. En el cepario obtenido, destacó un abundante número de bacterias pertenecientes a los géneros *Bacillus* y *Lysinibacillus,* capaces de llevar a cabo de forma simultánea procesos de nitrificación y desnitrificación heterótrofa. Esta caracterización microbiana preliminar de las muestras permitió finalmente la obtención de una colección especializada con capacidad para conformar un inóculo ensamblado, compatible y viable en condiciones de laboratorio, que pueda ser empleado como herramienta biotecnológica configurada para la eliminación de formas tóxicas de nitrógeno.

Palabras clave: Residuos orgánicos, biorremediación, nitrificación, desnitrificación.

1. Introducción

Durante los últimos 40 años se ha producido un importante aumento de la actividad ganadera en España, siendo especialmente importante el incremento de la producción porcina intensiva en el Sureste de España (MAPA, 2023). Esto ha derivado en la generación de una ingente cantidad de residuos potencialmente contaminantes para el entorno. Por ello, en 2023 entró en vigor en España la legislación que regula la gestión de purines, el Real Decreto 988/2022 (BOE-A-2022-19911), donde se establece, entre otras cuestiones, la estructura y contenidos básicos del Registro General de las Mejoras Técnicas Disponibles (MTD) en Explotaciones. Las MTD se centran en la prevención y/o reducción de emisiones provenientes de los purines de ganadería porcina, en un intento de evitar la contaminación del ecosistema. Para ello, se contemplan diferentes técnicas: separación mecánica de los purines; compostaje del estiércol sólido; digestión anaeróbica del estiércol; digestión aeróbica de purines; nitrificación–desnitrificación de purines. Precisamente, basada en esta última técnica, se planteó como objetivo del presente trabajo el estudio de la composición microbiana presente en muestras de purines y el aislamiento de cepas especializadas en procesos de nitrificación y/o desnitrificación para conseguir la obtención de un inóculo ensamblado que permita la biorremediación de residuos procedentes de granjas de cerdo en intensivo.

2. Material y Métodos

2.1 Localización y toma de muestra de purín

La muestra de purín de cerdo se recogió en una garrafa de 8 L directamente de una balsa de almacenamiento localizada en una finca agropecuaria destinada a la cría de cebo de cerdo y situada en Almería, concretamente en el municipio de Huércal-Overa (37°23'24''N 1°56'37''O). La granja fue localizada por la Asociación de Defensa Sanitaria (ADS), agrupación que lleva a cabo la gestión y el control veterinario de la explotación y que colaboró en la toma de la muestra. La muestra se conservó a 4° C en cámara de refrigeración hasta su uso.

2.2 Caracterización de la muestra en relación con el ciclo del nitrógeno

2.2.1. Cuantificación de actividad microbiana de la muestra

El procedimiento, para la caracterización microbiológica preliminar de la muestra de purín, consistió en la dilución y siembra en diferentes medios de cultivo generales (medios sólidos, en placa Petri) y específicos (medios líquidos). En concreto, se emplearon los siguientes medios para la caracterización de los grupos microbianos correspondientes: placas de Rosa de Bengala (RB), para hongos y levaduras totales (HT), y APHA, para bacterias totales (BT); así como medios líquidos para determinación de bacterias amonificantes (AMONI) nitrificantes (NIT) y desnitrificantes (DESNIT).

2.2.2. Aislamiento de cepas nitrificantes y desnitrificantes

A partir de los medios específicos, relacionados con la determinación de la microbiota relativa al ciclo del nitrógeno, se llevó a cabo el aislamiento de la biomasa que dio lugar a resultados positivos para las actividades de bacterias nitrificantes y desnitrificantes. En este caso, se emplearon técnicas de aislamiento directo con estría escocesa en placa, así como aislamiento mediante banco de diluciones, con objeto de cubrir todas las posibilidades que permitan mejorar la obtención cultivos puros finalmente aislados en medios sólidos estándar (APHA) para sus posterior caracterización e identificación *in vitro.*

2.2.3. Identificación molecular de las cepas seleccionadas

Para la extracción de ADN se emplearon tubos *eppendorf* con H_2O destilada estéril a los que se añadió biomasa de las cepas procedente de los resultados de pruebas nitrificantes y desnitrificantes, aisladas en la fase anterior. El contenido se homogeneizó y se sometió a choque térmico (5 min a 100 ºC, 5 min a 0 ºC). A continuación, las muestras se centrifugaron y se tomó una alícuota del sobrenadante, que contenía el ADNg, para llevar a cabo la amplificación del gen 16S ADNr, mediante PCR (Mix PCR ax BioMix Red (Bioline); cebadores: 27F y 907R), y la posterior secuenciación (Servicios Centrales de Investigación de la UAL). La secuenciación de los amplicones obtenidos se procesaron por medio de un paquete de programas informáticos que permitieron el alineamiento (Sequence scanner v1.0, Reverse complement, ClustalX v2.0.11, Mega 5.05, NCBI) e identificación molecular de las secuencias correspondientes a cada una de las cepas aisladas, utilizando para ello la base de datos de NCBI.

2.3 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos en las diferentes fases experimentales fueron procesados en Microsoft Office Excel 365 para Windows, para el graficado de los resultados. Asimismo, se realizó un análisis factorial de varianza (ANOVA Simple) para comprobar los grupos de

homogeneidad junto a los diferentes valores de medias (Test LSD Fisher, $p<0,05$) y desviaciones estándar de estos resultados, en el programa Statgraphics Centurion XIX.

3. Resultados y Discusión

Los resultados revelaron, en relación con los grupos de microorganismos generales, una importante carga bacteriana (BT), al contrario de la tendencia observada respecto al grupo de Hongos Totales (HT) (Figura 1A). Por su parte, en el estudio de la microbiota específicamente relacionada con el ciclo del nitrógeno, se observó una mayor dominancia de actividad amonificante (Figura 1B).

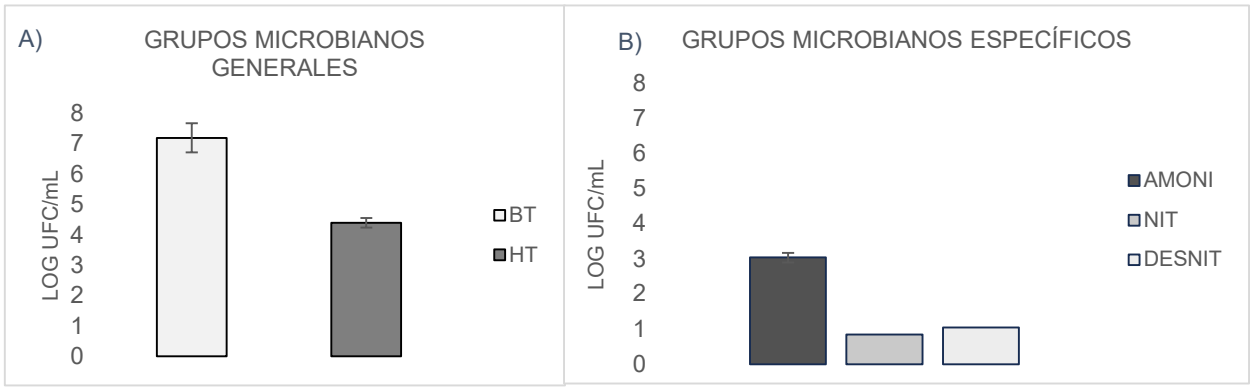


Figura 1. Recuento (Log UFC/mL) de: A) Bacterias Totales (BT) y Hongos Totales (HT); B) Actividad Amonificante (AMONI), Nitrificante (NIT) y Desnitrificante (DESNIT). Las barras del gráfico muestran la desviación estándar para cada valor promedio de carga microbiana.

La diversidad microbiana de este tipo de muestra se considera altamente heterogénea, variable y difícil de clasificar, debido a los diferentes factores que afectan a su composición (Kim y col., 2011). La presencia de hongos, aún siendo minoritaria en este caso (Figura 1A), puede ser interesante por la conocida capacidad de determinados hongos como agentes biorremediadores (Tomer y col., 2021).

Respecto a la actividad microbiana específica relacionada con microorganismos participantes en distintas etapas del ciclo del nitrógeno, destacó la presencia de microbiota amonificante, es decir, aquellos representantes microbianos encargados de la transformación de formas orgánicas de nitrógeno. Los altos recuentos en el medio AMONI probablemente se debieron a la tipología del residuo estudiada. También se identificó actividad nitrificante, un proceso oxidativo en el que el amoniaco es convertido por las bacterias en nitrito (NO_2^-) y finalmente en nitrato (NO_3^-) (Prosser, 2007), y desnitrificante en mayor proporción, debida a bacterias que posibilitan el paso de NO_3^- a N_2 atmosférico, cerrando el ciclo de este influyente elemento y, por tanto, participando del control de las emisiones de formas tóxicas de nitrógeno que deterioran la calidad del aire y suponen un foco de contaminación atmosférica preocupante.

A pesar de que estos grupos de bacterias específicas (NIT y DESNIT) fueron minoritarios en las muestras de purín caracterizadas, su presencia es tan importante para la biorremediación del ambiente que se emplearon como criterio para la selección de aislados, precisamente, con objeto de identificar cepas que puedan servir para la elaboración de un inóculo con aplicación biotecnológica.

Finalmente, se aislaron un total de 7 cepas consideradas de interés por su potencial como microorganismos nitrificantes o/y desnitrificantes (Tabla 1).

Tabla 1. Cepas seleccionadas tras el proceso de bioprospección e identificación molecular.

Identidad	Nº acceso	% Identidad
Lysinibacillus macroides	MH630263.2	99,9
Lysinibacillus macroides	MH542661.1	100,0
Lysinibacillus fusiformis	DQ333300.1	99,9
Sporosarcina luteola	KR029202.1	100,0
Bacillus subtilis	ON287190.1	99,9
Bacillus tequilensis	MT641220.1	99,5
Bacillus velezensis	CP147655.1	100,0

De estos resultados preliminares, cabe destacar la presencia de especies consideradas en la literatura científica versátiles por su capacidad para realizar, de forma simultánea, procesos de nitrificación y desnitrificación, atribuida a su condición de microorganismos heterótrofos, como es el caso de *Lysinibacillus fusiformis* y diferentes cepas de *Bacillus subtilis* (Yang y col., 2020). Asimismo, se identificó una cepa, *Sporosarcina luteola,* que, aún sin tener aparentemente relación directa o previamente descrita con las actividades estudiadas, se asoció a una característica de interés para el sistema de estudio como es la actividad ureolítica (Tominaga y col., 2009).

4. Conclusiones

La caracterización microbiológica preliminar de la muestra de purín evidencia que este tipo de ambiente está naturalmente compuesto por bacterias y hongos, siendo de especial relevancia la presencia de microbiota autóctona relacionada con el ciclo del nitrógeno (amonificante, nitrificante y desnitrificante). Teniendo en cuenta la composición microbiana, se deduce que la estimulación adecuada de la muestra puede permitir la obtención de un inóculo microbiano complejo, enriquecido con microbiota especializada, que permita el empleo de la propia muestra de purín como el bioproducto idóneo para la biorremediación de las zonas afectadas por este residuo. Por otra parte, en base a la microbiota especializada aislada e identificada a partir del residuo, se puede concluir que este tipo de material supone una fuente prometedora para la bioprospección de inoculantes que, empleados, preferentemente, en forma de consorcios ensamblados, sirvan para su empleo como herramientas biotecnológicas con potencial biorremediador de residuos contaminantes, mediante estrategias de bioaumentación.

5. Bibliografía

Kim, H. B., Borewicz, K., White, B. A., Singer, R. S., Sreevatsan, S., Tu, Z. J., y Isaacson, R. E. (2011). Longitudinal investigation of the age-related bacterial diversity in the feces of commercial pigs. Veterinary microbiology, 153(1-2), 124-133.

Prosser, J. I. (2007). The ecology of nitrifying bacteria. Biology of the nitrogen cycle, 223-243.

Tomer, A., Singh, R., Singh, S. K., Dwivedi, S. A., Reddy, C. U., Keloth, M. R. A., y Rachel, R. (2021). Role of fungi in bioremediation and environmental sustainability. Mycoremediation and Environmental Sustainability, 3, 187-200.

Yang, Y., Xin, Y., Zhang, I., Gu, Z., Li, G., Ding, Z., Shi, G. (2020). Characterization on the aerobic denitrification process of *Bacillus* strains, Biomass and Bioenergy, 140, 105677.

Tominaga, T., Young, S., Oyaizu, H., Yokota, A. (2009). *Sporosarcina luteola* sp. nov. isolated from soy sauce production equipment in Japan, The Journal of General and Applied Microbiology, 55(3), 217-223.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto PP.PEI.IDF2023030.001 - Desarrollo de técnicas de tratamiento y valorización agrícola del purín de porcino intensivo en el este de Andalucía (AgroPuriTech). Acción de Proyectos Estratégicos y Demanda Institucional. IFAPA. FEDER.

COMPOSTAJE DE LODOS DE DEPURADORA MEDIANTE TÉCNICAS DE BIOAUMENTO PARA LA ELIMINACIÓN DE MICROCONTAMINANTES

Gabriela Angeles-de Paz[1], Tatiana Robledo-Mahón[1,2], María del Mar López-Rodríguez[1]; Luna Guirado-Mendoza[1]; Antonio Blanco-González[1], Antonio Martínez-Cortizas[3]; Paul Bankole[1,2], Concepción Calvo[1,2]; Elisabet Aranda[1,2]

[1]Instituto Universitario de Investigación del Agua, Universidad de Granada, Granada, España, [2]Departamento de Microbiología de la Facultad de Farmacia, Universidad de Granada, Granada, España, [3]Centro de Investigación Interdisciplinar en Tecnologías Ambientales (CRETUS), universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, España

Resumen: El presente estudio propone la optimización de un sistema de compostaje para la eliminación de microcontaminantes de lodos de depuradora. El sistema en dos pasos y el bioaumento *in situ* con la cepa *Penicillium oxalicum* XD 3.1 en pilas de compostaje se tradujo en una mejora de la calidad del compost maduro al reducir la cantidad de fármacos y mejorar sus valores de calidad agronómica, con respecto a un control sin inocular. Todo ello, sin alterar las poblaciones microbianas mayoritarias durante el proceso y mejorando la diversidad de taxones bacterianos y fúngicos asociados a la degradación de estos compuestos.

Palabras clave: micorremediación, compost, inoculantes.

1. Introducción

En España se producen anualmente alrededor de 1.200.000 toneladas m.s. de lodos de depuradora, cuya gestión debe priorizar su reciclado y revalorización; estableciendo como destino final su utilización agrícola. Sin embargo, la gran complejidad y diversidad en la composición de estos residuos dificulta el conocimiento real de su peligrosidad. En particular, estos representan una entrada importante de microcontaminantes en suelos, cuya eliminación mediante los procesos convencionales resulta, en su mayoría, deficiente (Venegas y col., 2021). A pesar de los numerosos estudios enfocados a la utilización de microorganismos para la eliminación de microcontaminantes en estos residuos, el escalado a condiciones reales es complejo debido a las dificultades técnicas en su implementación a gran escala y las complejidades asociadas al uso de sistemas biológicos (da Silveira y col., 2022). Con el objetivo de dar solución a este problema, se propone la optimización de un sistema de compostaje con bioaumento de dos ciclos, en condiciones reales, utilizando un inoculo fúngico de *P. oxalicum* XD 3.1.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

Se construyeron 2 pilas de compostaje de 5 x 3 x 2 m que se ubicaron en las instalaciones del complejo ambiental Ecoindustria del Reciclado (EIDER) localizado en Guadix, España (37.32583820223778, −3.08280105397221) una de ellas fue sujeta a un proceso de bioaumento, mientras que la segunda se utilizó como control. El experimento se mantuvo bajo condiciones ambientales de octubre de 2020 a abril de 2021. El sistema propuesto consistió en dos ciclos. El primer ciclo se inició con una proporción 1:1 v/v de lodos de depuradora y estructurante (restos de poda de olivo), duró 60 días y fue inoculada con *P. oxalicum* (6.25 x 10^9 esporas por kg de lodo) a los 0, 7, 15, 30 y 60 días. En el segundo ciclo se realizó un reajuste de las proporciones de los materiales de partida a 1:3 v/v, su duración total fue de 160 días (sin inoculación). Los muestreos se realizaron siguiendo el método de la muestra compuesta o composite. Los tiempos

de muestreo durante el primer ciclo se llevaron a cabo a los 0, 25, 50, 60 días después del montaje de las pilas y a los 72, 90, 180 y 220 días para el segundo ciclo.

2.2 Determinación analítica

El pH, conductividad eléctrica, materia mineral, solidos volátiles y totales, carbono total, y compuestos orgánicos se determinaron de acuerdo con los procedimientos normalizados de trabajo. Los compuestos farmacéuticos se determinaron a partir una extracción sólido-líquido de las muestras de composite con acetona. El producto de la extracción se purificó y concentró utilizando un sistema de SPE (extracción en fase sólida) con BenchMixer XLQ QuEChERS Vortexer (Benchmark Scientific, Sayreville NJ, US) y los analitos se detectaron mediante cromatografía líquida de alta resolución (Angeles-de Paz y col., 2023a).

2.3 Análisis de la diversidad microbiana

La extracción de ADN se hizo utilizando kit Fast DNA Spin Kit for Soil®. La concentración y pureza del ADN se midió por espectrofotometría (NanoDrop ND-1000). La diversidad de las comunidades microbianas se realizó por secuenciación masiva Illumina MiSeq utilizando los iniciadores: ITS2_fITS7 Fw-ITS4 Rev, y 16S ProV3V4 Fw (5′ CCTACGGG-NBGCASCAG 3′) y 16S ProV3V4 Rev (5′ GACTACNVGGGTATCTAATCC 3′), para hongos y bacterias respectivamente. El análisis bioinformático se realizó de acuerdo con base al alineamiento de las secuencias con las bases de datos UNITE ITS v8.3 y Silva 138.1 como se describe en Angeles-de Paz y col, 2024 (Angeles-de Paz. y col., 2024).

2.4 Análisis estadístico

Todos los análisis se realizaron a partir de tres réplicas. Las diferencias significativas ($p < 0.05$) entre cada tratamiento se calcularon mediante análisis de varianza (ANOVA) de una y dos vías, y prueba de comparación múltiple post hoc de Tukey. Todos los análisis se ejecutaron en el software SigmaPlot 15.0 (Systat Software Inc., San Jose, CA, USA).

3. Resultados y Discusión

La figura 1 muestra los parámetros de calidad y estabilidad del proceso de compostaje de los lodos de depuradora. Durante el primer ciclo de compostaje las condiciones mesófilas se mantuvieron gracias a las proporciones bajas de estructurante, el cuál propició la adaptación del inoculante en condiciones medioambientales. Durante el segundo ciclo, variables determinantes como la difusión de oxígeno y viabilidad de C y N aumentaron significativamente. Como resultado de la estimulación de la actividad de microorganismos mesófilos [8], se registraron aumentos de temperatura siendo especialmente elevados en el tratamiento con *P. oxalicum* (alcanzando los 69 °C durante la fase termófila). Esto permitió una mejor sanitización de agentes patógenos, así como una aceleración en el proceso de humificación, acortando los tiempos de compostaje y llegando a la maduración más rápidamente que en compostajes tradicionales (Wang y col., 2021).

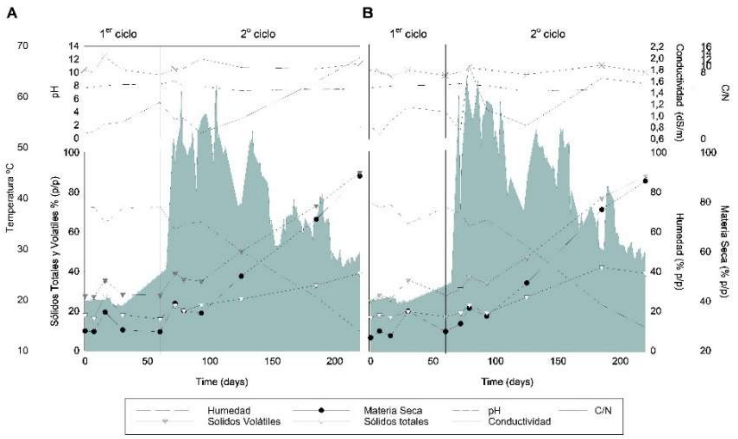


Figura 1. Parámetros fisicoquímicos generales a lo largo de los dos ciclos de compostaje en **A**) Tratamiento control y **B**) Tratamiento con *P. oxalicum* XD 3.1.

De entre los parámetros fisicoquímicos determinados, aquellos que representan una ventaja agronómica en el producto maduro (conductividad, macronutrientes y relación C/N) resultaron mejor valuados bajo el tratamiento de bioaumento.

De los 72 compuestos farmacéuticos analizados, solo aquellos que se eliminaron total o parcialmente aparecen representados en la figura 2. Esta lista incluye clases persistentes de compuestos más reportados en compost maduro, incluyendo compuestos psiquiátricos (lamotrigina, sertralina, pregabalina y fluoxetina), analgésicos y antiinflamatorios (morfina), antibióticos (sulfanilamida), en ese orden de ocurrencia (Verlicchi y Zambello, 2015). El tratamiento de bioaumento favoreció la eliminación total del alprazolam, atenolol y valsartan, mientras que compuestos altamente recalcitrantes como la carbamazepina y la metadona disminuyeron su concentración significativamente a diferencia del control. Según estudios previos el hongo *P. oxalicum* XD 3.1 no es capaz de degradar CMZ *in vitro* (Angeles-de Paz y col., 2023b). Sin embargo, cuando este se asocia a otros microorganismos con capacidad degradadora, el consorcio microbiano es capaz de degradar este compuesto hasta en un 40 % a nivel de laboratorio ya sea mediante la activación del sistema CYP450 o mediante la estimulación de taxones específicos de degradación (Angeles-de Paz y col., 2023b). Aunque el mecanismo de degradación aún permanece desconocido.

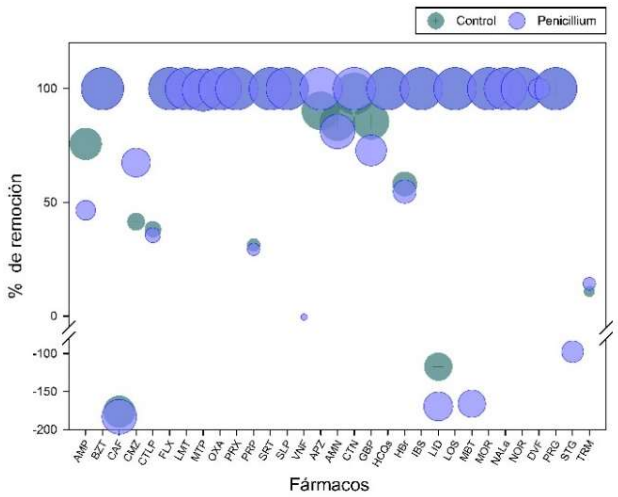


Figura 2. Degradación de compuestos farmacéuticos (% de remoción) en los lodos de depuradora después del compostaje en el tratamiento control (●) y en el tratamiento con *P. oxalicum* XD 3.1 (●).

En la figura 3A se confirma el efecto de la inoculación de *P. oxalicum* sobre grupos taxonómicos específicos relacionados con procesos de degradación. Por ejemplo, la abundancia relativa de las clases Eurotiomycetes, Pezizomycetes y Sordariomycetes permanece constante durante la fase termófila, la cual es normalmente mermada por inactivación dadas las altas temperaturas. Estos grupos son generalmente conocidos por la transformación de diversos xenobióticos debido a su maquinaria enzimática (Robledo-Mahón y col.,2020). Con respecto a las poblaciones bacterianas **(figura 3B),** Bacillota, Bacteriodota, Ptescibacteria, Synergistota y Halobacterota fueron los filos más dominantes. Muchas especies de estos grupos han sido previamente reportados por en sistemas de compostaje tradicional (Aguilar-Romero y col., 2022). Sin embargo, estos son especialmente sensibles a diversos microcontaminantes que pueden presentar altas concentraciones en los materiales de partida, por lo que su dominancia en las etapas más específicas de degradación es escasa (Liu y col., 2019). Parece ser que la inoculación con la cepa *P. oxalicum* XD 3.1 no solo promueve la dominancia de grupos específicos durante el proceso de compostaje, si no, que, además, modifica las condiciones fisicoquímicas que a su vez facilitan el desarrollo y supervivencia de estos grupos a lo largo del proceso.

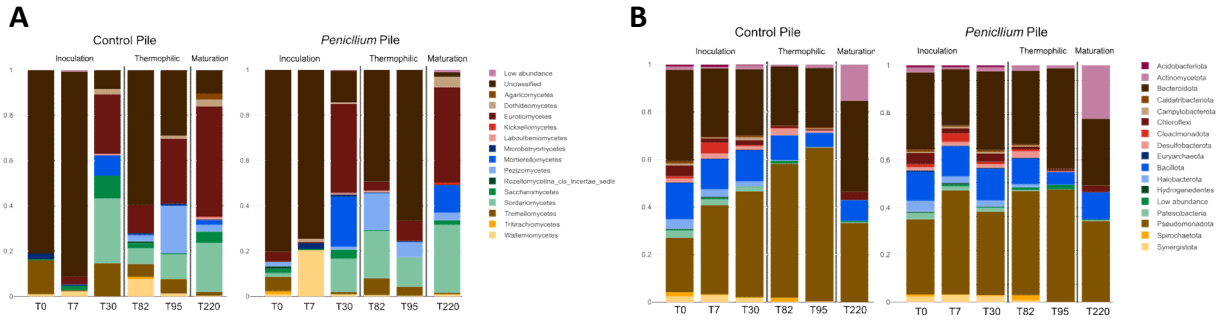


Figura 3. Abundancia relativa de **A**) las comunidades fúngicas y de **B**) las comunidades bacterianas de las muestras de compost en el control y el tratamiento con *P. oxalicum* XD 3.1.

4. Conclusiones

El tratamiento con el hongo *P. oxalicum* XD 3.1 resultó en la reducción del contenido de compuestos farmacéuticos de difícil degradación y en la obtención de un compost maduro más estable, además, de que el tratamiento de biaumento produjo un aumento de grupos específicos asociados a procesos de biodegradación.

5. Bibliografía

Aguilar-Romero, I. Van Dillewijn, P., Nesme, J., Sørensen, S. J., Nogales, R., Delgado-Moreno, L., & Romero, E., 2022. A novel and affordable bioaugmentation strategy with microbial extracts to accelerate the biodegradation of emerging contaminants in different media. *Sci. Total Environ* 834 155234.

Angeles-de Paz G. León Morcillo, R., Stovicek, A., Sagová-Marečková, M., Robledo Mahón, T., Calvo, C., y Aranda, E., 2024. Dynamic population changes during a bioaugmented sewage sludge composting process: Improvement of pharmaceutical active compounds degradation and conversión into an organic soil amendment. *J. Environ. Chem. Eng.* 12, 112937.

Angeles-de Paz G. León-Morcillo, R., Guzmán, S., Robledo-Mahón, T., Pozo, C., Calvo, C., y Aranda, E., 2023a. Pharmaceutical active compounds in sewage sludge: Degradation improvement and conversión into an organic amendment by bioaugmentation-composting processes. *Waste Management.* 168, 167-178.

Angeles-de Paz G., Ledezma-Villanueva, A., Robledo-Mahón, T., Pozo, C., Calvo, C., Aranda, E., y Purswani, J., 2023b. Assembled mixed co-cultures for emerging pollutant removal using native microorganisms from sewage sludge. *Chemosphere* 313. 137472.

da Silveira B. D., Procopiuck, M., y Bollmann, H. A., 2022. Management of pharmaceutical micropollutants discharges in urban Waters: 30 years of systematic review looking at opportunities for developing countries. *Sci. Total Environ.* 809, 151128

Liu., Hou, T., Yin, H., Han, L., y Huang, G., 2019. Effects of amoxicillin on nitrogen transformation and bacterial community succession during aerobic composting. *J. Hazard. Mater*. 362. 258-265.

Robledo-Mahón, T., Calvo, C., y Aranda, E., 2020. Enzymatic potential of bacteria and fungi isolates from the sewage sludge composting process. *Applied Sciences* 10.21: 7763.

Venegas, M. Leiva, A. M., Reyes-Contreras, C., Neumann, P., Piña, B., & Vidal, G., 2021. Presence and fate of micropollutants during anaerobic digestion of sewage and their implications for the circular economy: A short review. *J. Environ. Chem. Eng*, 9(1), 104931.

Verlicchi, P. y E. Zambello. 2015. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil—A critical review. *Sci. Total Environ.* 538: 750-767.

Wang Z., Wu, D., Lin, Y., y Wang, X., 2021. Role of temperature in sludge composting and hyperthermophilic systems: a review. *BioEnergy Research.* 1-15.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad con referencia CTM2017-84332-R, el Ministerio de Ciencia e Innovación AEI (PRPPID2021-123164OB-I00) y por la Junta de Andalucía y Consejería de Transformación Económica, Industria, Conocimiento y Universidades (B-RNM-204-UGR20).

EXOPOLISACÁRIDOS BACTERIANOS COMO BIOESTIMULANTES A PARTIR DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES: LA FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO COMO UNA HERRAMIENTA DE INTERES

Enric Garcia-Muchart, Laura Mejias, Nancy Peña, Oscar Martínez-Avila*

*Centro Tecnológico BETA. (Red TECNIO), Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya, Can Baumann, Ctra. de Roda 70, 08500, Vic, Barcelona. *oscarmauricio.martinez@uvic.cat*

Resumen: La creciente necesidad de mayores rendimientos y calidad, con bajos impactos ambientales y sociales en las prácticas agrícolas, ha impulsado el uso de bioestimulantes como complemento a los fertilizantes. Los polisacáridos son de particular interés por su capacidad para mejorar la absorción de nutrientes, la retención de agua y la resistencia al estrés abiótico. No obstante, su obtención a partir de algas, microalgas y plantas superiores es costosa y energéticamente intensiva. En este contexto, los exopolisacáridos bacterianos (EPS) se presentan como una alternativa prometedora. Los EPS son sustancias poliméricas extracelulares producidas por bacterias en condiciones extremas, mejorando la resistencia al estrés. Aunque la fermentación sumergida es el método común para obtener EPS, la fermentación en estado sólido (FES) requiere menos agua y energía, haciéndolo más sostenible. Este estudio se ha centrado en producir EPS mediante FES utilizando residuos agroalimentarios como sustrato, alineándose con la bioeconomía circular. Tras seleccionar la mejor combinación de cepas bacterianas y residuos, se ha optimizado el proceso en un volumen de 0,5 L y se ha evaluado a 6 L, logrando una producción de hasta 72 mg de EPS por gramo de residuo. Los EPS han sido, además, evaluados como bioestimulantes mediante pruebas en macetas demostrando su eficacia. Este enfoque optimiza la cadena de valor de la industria agroalimentaria al convertir subproductos en productos de valor añadido, ofreciendo una solución económica y ambientalmente sostenible para la producción de bioestimulantes.

Palabras clave: Bioeconomía circular, productos de valor añadido, bioprocesos, valorización

1. Introducción

En los últimos años, la necesidad de alimentar a una población en rápido crecimiento se ha convertido en un objetivo global prioritario. Por ello, el uso eficiente de la tierra, la mejora de rendimientos, la producción de calidad y la reducción de los impactos ambientales y sociales de la agricultura son cruciales para científicos y productores (Chojnacka, 2015). Aunque los fertilizantes convencionales han ayudado en parte, su uso conlleva algunos efectos negativos en el medio ambiente, cultivos y suelos. Alternativamente, los biofertilizantes de fuentes sostenibles han emergido como actores de gran relevancia. Aun así, sus características hacen que algunos nutrientes no sean fácilmente absorbidos por las plantas (Halpern y col., 2015).

En este contexto, la aplicación de bioestimulantes ha crecido notoriamente. Estas sustancias mejoran la absorción de nutrientes y promueven el crecimiento de plantas, su eficiencia, la tolerancia a estreses abióticos y la calidad de los cultivos (du Jardin, 2012). Los bioestimulantes se definen por su función, no por su composición, y se clasifican en seis categorías: sustancias húmicas y fúlvicas, hidrolizados de proteína y otras sustancias con N, extractos botánicos y de algas, quitina y otros biopolímeros, compuestos inorgánicos y hongos y bacterias beneficiosas. Dentro de esta clasificación se encuentran los exopolisacáridos bacterianos (EPS), con gran potencial en biosorción, biodegradabilidad y retención de agua, y que proporcionan resistencia a estreses abióticos (More y col., 2014). La producción industrial de EPS ya está establecida en la industria alimentaria y de la salud, como agentes gelificantes, emulsionantes o espesantes, aunque su implementación es costosa debido a las materias primas utilizadas (sacarosa y glucosa).

Una opción atractiva para hacer la producción de EPS más económica y sostenible es el uso de residuos agroalimentarios como sustratos alternativos, proporcionando una fuente de azúcar adecuada y reduciendo costos (Joulak y col., 2022). Además, utilizar residuos agroalimentarios como sustratos proporciona una nueva perspectiva en la cadena de valor de la industria agroalimentaria al introducirla en un marco de bioeconomía circular.

Siguiendo con una producción sostenible y económicamente rentable, la fermentación en estado sólido (FES) es una tecnología prometedora para producir bioproductos industriales de valor

añadido, como biopesticidas, bioplásticos, enzimas y compuestos aromáticos. Los EPS bacterianos también han sido producidos mediante FES con sustratos de frutas y granos, logrando hasta 61,4 mg de EPS por g de materia seca (Stredansky y col., 1999; Guérin y col., 2023). La FES se caracteriza por su bajo consumo de agua y energía, alta productividad y reducción de residuos, ventajas competitivas sobre la fermentación sumergida convencional (Soccol y col., 2017).

El objetivo principal de este estudio es establecer un sistema productivo de EPS a partir de residuos agroalimentarios mediante FES con cepas bacterianas específicas. Para ello se ha realizado un barrido para identificar el conjunto cepa-sustrato que mejor desempeño provea y se ha optimizado a escala laboratorio. Con este punto de partida, el proceso se ha replicado a escala de banco de prueba para determinar algunos parámetros de desempeño, así como para realizar una evaluación de sostenibilidad prospectiva. Finalmente, los productos obtenidos han sido puestos a prueba mediante ensayos agronómicos para determinar su eficiencia. Este trabajo busca aportar una nueva perspectiva en la cadena de valor agroalimentaria, convirtiendo subproductos en oportunidades para generar productos de valor añadido.

2. Material y Métodos

2.1. Cepas bacterianas y sustratos

Dentro de las cepas empleadas se incluyen: *Azotobacter beijerinckii* CECT 9204, *Alicyclobacillus acidocaldarius* CECT 4328, *Leuconostoc mesenteroides* DSM 20484, *Geobacillus thermodenitrificans* DSM 465 y *Burkholderia cepacia* CCM 2656, adquiridas en las colecciones española, alemana y checa de cultivos tipo (CECT, DSMZ y CCM). A su vez, los residuos examinados como potenciales sustratos tienen un origen local y son: Residuo de Zumo de Jengibre (GJW), Residuo de Zumo de Remolacha (BJW), Pieles y Semillas de Granada (PP y PS), Pulpa de Manzana (AP) y el Residuo Sólido de Leche Vegetal (VMW).

2.2. Sistema de FES

Los sistemas de fermentación a escala de laboratorio se componían de un respirómetro dinámico con reactores de 0,5 L (autoclavados a 121 ºC durante 20 min), conectados a un controlador de flujo másico (Bronkhorst High-Tech) que forzaba el paso de aire a través del lecho sólido del reactor. El aire se humidificaba antes de entrar al reactor para evitar la desecación de las muestras durante la fermentación. Los reactores estaban sumergidos en un baño de agua a temperaturas controladas. El aire saliente pasaba por una trampa de agua hacia un sensor de oxígeno (O2-A2, Alphasense), y por un software de registro de datos (Arduino® y LabVIEW) colectaba la concentración de oxígeno. Con estos datos, se calcularon la tasa específica de consumo de oxígeno (sOUR) y el consumo acumulativo de oxígeno (COC). Los sistemas a escala de banco de prueba consistían en reactores de lecho empacado de PVC de 6 L monitoreados de la misma manera que a escala laboratorio. La fermentación se siguió, además, mediante análisis fisicoquímicos que incluían: producción de EPS, cuantificación de carbohidratos, consumo de azúcares reductores, crecimiento de biomasa, variación de pH, contenido de materia seca y orgánica, y relación carbono-nitrógeno.

2.3. Métodos estadísticos

Para evaluar las variaciones estadísticas en los experimentos, se realizó un ANOVA de una vía con $p<0.05$ utilizando la prueba de Tukey. Los experimentos se hicieron por duplicado y los resultados se presentan como valores medios ± desviación estándar. El programa estadístico utilizado fue SPSS 29.0.0.0 (241) software (IBM Corp.). En cuanto a la optimización, se usó un diseño experimental de Box-Behnken, que fue diseñado y analizado con el software Design-Expert (DX) v.13 (Stat-Ease, Inc.). Para el estudio de evaluación de sostenibilidad, se evaluaron los diferentes escenarios prospectivos en openLCA, utilizando datos de fondo de Ecoinvent 3.10 y el método de evaluación de impacto Environmental Footprint (EF) 3.1.

3. Resultados y Discusión

El barrido efectuado para identificar la mejor combinación cepa-sustrato permitió destacar tres combinaciones (Tabla 1) con mejor desempeño. En general, estas pruebas revelan que la producción de EPS tiene una estrecha relación con el consumo de azúcares, a la vez que con el crecimiento bacteriano, hecho que se evidencia no solo de la biomasa producida sino del consumo de oxígeno (COC). Aunque la mayor producción se obtuvo con la combinación AP/*A. acidocaldarius*, en este caso se vio una pérdida de humedad y una compactación del lecho sólido significativa debida principalmente a la temperatura de trabajo (55 ºC), lo que podría afectar negativamente el potencial escalado del proceso al no contar con un sistema de control de temperatura. Es así como se decidió continuar con la combinación GJW/*B. cepacia* quien además de una elevada producción, presenta condiciones idóneas para el proceso en estado sólido.

Tabla 1. Principales resultados de las mejores combinaciones sustrato/cepa en el barrido inicial.

Sustrato	Microorganismo (temperatura de crecimiento)	EPS crudo (mg g^{-1} MS)	Biomasa (mg X g^{-1} MS)	Consumo de azúcares reductores (%)	Variación de pH	COC (mg O_2 g^{-1} MS)
AP	*A. acidocaldarius* (55ºC)	88.1 ± 3.5	35.7 ± 7.7	0.0 ± 0.0	1.1 ± 0.2	272.4 ± 63.4
BJW	*B. cepacia* (30ºC)	44.9 ± 8.6	15.1 ± 2.3	71.4 ± 6.8	2.2 ± 0.1	301.6 ± 101
GJW	*B. cepacia* (30ºC)	55.4 ± 6.2	16.6 ± 5.4	82.2 ± 3.7	1.5 ± 0.0	242.5 ± 28.9
AP	*B. cepacia* (30ºC)	0.0 ± 0.0	5.0 ± 2.9	21.1 ± 2.3	0.5 ± 0.4	253.6 ± 111
AP	*G. thermodenitrificans* (60ºC)	0.0 ± 0.0	2.3 ± 0.8	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	23.4 ± 3.9

A partir de los resultados del barrido, el sistema productivo se optimizó a escala laboratorio después de establecer el tiempo de fermentación (cinco días). Mediante un modelo de superficie de respuesta, se maximizó la producción de EPS en cuanto a las variables caudal de aire específico (AF) (0.03 - 0.06 L h^{-1} g^{-1}MS), carga de inóculo (IS) ($1.0e^{8}$ - $1.0e^{10}$ UFC g^{-1}MS), y adición de micronutrientes (MN) (0 - 0.07 mL g^{-1} MS). De este análisis se concluyó que la máxima producción alcanza los 72 mg g^{-1} MS, y es principalmente influenciada por IS y MN (Figura 1).

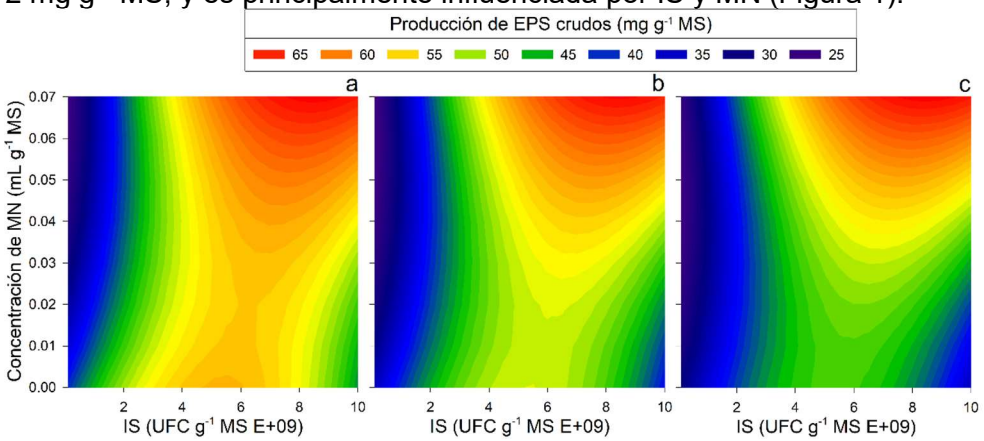


Figura 1. Gráficos de contorno para la producción de EPS en función del Inóculo (IS) y la concentración de Micronutrientes (MN). El flujo de aire (AF) se estableció en tres niveles. **a**: AF = 0.03 L h^{-1} g^{-1} MS; **b**: AF = 0.045 L h^{-1} g^{-1} MS; **c**: AF = 0.06 L h^{-1} g^{-1} MS.

A partir de la optimización realizada se llevó a cabo un cambio de escala, utilizando 30 veces más cantidad de GJW y manteniendo las condiciones óptimas de la FES, excepto en cuanto al control de temperatura. En este caso, la fermentación procedió de manera semejante a la escala laboratorio, alcanzando temperaturas máximas de 45 ºC, que coinciden con el máximo consumo de oxígeno, crecimiento bacteriano y consumo de azúcares. En este sistema se produjeron hasta 73 mg g^{-1} MS al cabo de 5 días, sugiriendo que no hay un descenso de producción ni productividad por el hecho de trabajar tanto con una mayor masa, sin control de temperatura y en un sistema higienizado, pero no estéril.

La misma tanda de ensayos en escala de banco de prueba sirvió para colectar detalles sobre consumos (energía, agua, y reactivos) y emisiones generadas de manera que se pudiese realizar

un análisis prospectivo del ciclo de vida del sistema. Al comparar el proceso de referencia (batch a escala de banco de prueba explicado anteriormente), ante uno en lotes alimentados (fed-batch) se aprecian impactos entre 10-15% más bajos en el segundo caso (Figura 2), inducidos por el menor consumo de agua y energía derivado del inóculo y compresor de aire, dos de los aspectos clave identificados en el análisis.

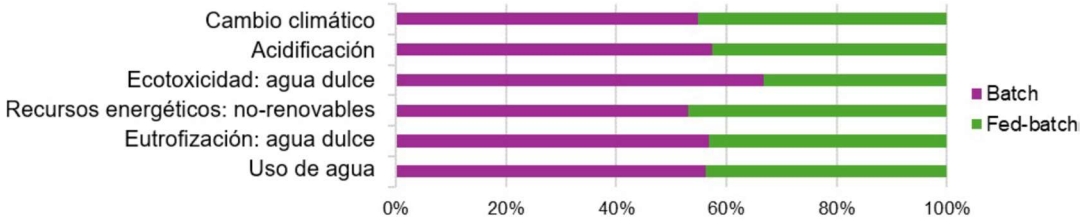


Figura 2. Categorías de impacto para el proceso en lotes y en lotes alimentados.

Finalmente, los EPS se emplearon como aditivo en pruebas agronómicas para identificar su potencial como bioestimulante, siguiendo el rendimiento en planta, así como su efecto en la absorción de nutrientes en el suelo, encontrando mejoras significativas en condiciones de estrés salino y sequía.

4. Conclusiones

Este trabajo presenta evidencias que sugieren que usar la FES de determinados residuos agroindustriales resulta efectivo para obtener EPS bacterianos con características de bioestimulantes mediante un enfoque de bioeconomía circular. Después de un barrido inicial entre cepas y sustratos se ha encontrado que la combinación que mejores perspectivas presenta es GJW/*B. cepacia*, la cual se ha seleccionado para profundizar el sistema propuesto tanto a escala laboratorio como en banco de prueba. En ambos casos se ha alcanzado producciones entre 72-73 mg g^{-1} MS al cabo de 5 días, mostrando una buena replicabilidad al cambio de escala. Se ha analizado el proceso desde la perspectiva del análisis de ciclo de vida, encontrando como puntos clave el consumo de agua debido al inóculo y la energía gastada por el compresor, pudiendo ser reducidos mediante la implementación de una estrategia de alimentación en lotes alimentados.

5. Bibliografía

Chojnacka K., 2015. Innovative bio-products for agriculture. *Open Chem*. 13, 932-937.

Du Jardin P., 2012. The Science of Plant Biostimulants – A bibliographic analysis, Ad hoc study report. *Eur Comm.* 37

Guérin M., Garcia C., Da Silva C.R., Couprie J., Remize F., 2023. Characterization of Bacterial Exopolysaccharides Produced from Different Fruit-Based Solid Media. *Fermentation*. 9, 1-13.

Halpern M., Bar-Tal A., Ofek M., Minz D., Muller T., Yermiyahu U., 2015. The Use of Biostimulants for Enhancing Nutrient Uptake. *Adv Agron*. 130, 141-174.

Joulak I., Concórdio-Reis P., Torres C.A.V., Sevrin C., Grandfils C., Attia H., Freitas F., Reis M.A.M., Azabou S., 2022. Sustainable use of agro-industrial wastes as potential feedstocks for exopolysaccharide production by selected *Halomonas* strains. *Environ Sci Pollut Res.* 29, 22043-22055.

More T.T., Yadav J.S.S., Yan S., Tyagi R.D., Surampalli R.Y., 2014. Extracellular polymeric substances of bacteria and their potential environmental applications. *J Environ Manage.* 144, 1-25.

Soccol C.R., da Costa E.S.F., Letti L.A.J., Karp S.G., Woiciechowski A.L., Vandenberghe L.P.S., 2017. Recent developments and innovations in solid state fermentation. *Biotechnol Res Innov*. 1, 52-71.

Stredansky M., Conti E., Navarini L., Bertocchi C., 1999. Production of bacterial exopolysaccharides by solid substrate fermentation. *Process Biochem.* 34, 11-16.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado a través del proyecto AGRI-PROSUME (PID2020-120568RB-I00/AEI/ 10.13039/501100011033) por la Agencia Estatal de Investigación en el marco de la convocatoria de Proyectos de I+D+I 2020. Los sustratos fueron proporcionados por las empresas: *CoBeverage Lab, S.L.*; *Moleva, S.A.*; *Mooma – Agroalimentària Mas Saulot, S.L.*; y *Liquats Vegetals, S.A*.

TRANSFORMANDO PURINES EN SOLUCIONES: OBTENCIÓN DE UN CONSORCIO MICROBIANO BIORREMEDIADOR

Jesús Salinas[1], Ainhoa Valido[1], Martín Segado-Pérez[1], María R. Martínez-Gallardo[1], Ana J. Toribio[1], Juan A. López-González[1], Macarena M. Jurado[1], Francisca Suárez-Estrella[1], María L. Segura[2] y María J. López[1].

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España;
[2]Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica. Centro IFAPA La Mojonera.
E04745. La Mojonera, Almería, España
jsn140@ual.es

Resumen: La gestión adecuada de los purines es determinante para la reducción de sus impactos ambientales asociados tales como las emisiones de NH_3, así como filtraciones de nitratos y fosfatos al suelo y acuíferos. El objetivo de este trabajo fue el estudio de la microbiota presente en muestras de purines y la evaluación de su enriquecimiento empleando diferentes estrategias de estimulación para conseguir la obtención de un inóculo complejo que permita el tratamiento de residuos procedentes de granjas de cerdos en intensivo. Para ello, se realizó una caracterización de bacterias totales, oxidadoras de azufre y nitrificantes, así como de hongos totales de purines. Además, se aplicaron dos tratamientos de enriquecimiento incluyendo variaciones en la aireación e incorporación de fuente carbonada en las cuales se evaluó la posible estimulación de los grupos microbianos de interés. Adicionalmente, se realizó la caracterización de los morfotipos coloniales mayoritarios en cada grupo y bloque de ensayos, así como pruebas de compatibilidad y seguimiento del pH. Los resultados mostraron que la aireación estimuló principalmente el crecimiento de bacterias totales y nitrificantes, mientras que la adición de una fuente de carbono promovió la bioestimulación de bacterias totales y nitrificantes sobre el resto de los grupos. Los ensayos de compatibilidad revelaron una mayor inhibición por parte de los microorganismos nitrificantes. Todo ello permitió obtener una colección de cepas microbianas que pueden emplearse para la biorremediación del residuo mediante estrategias de bioaumentación.

Palabras clave: Bacterias nitrificantes, microbiota de purines, enriquecimiento microbiano, sostenibilidad.

1. Introducción

La gestión óptima de los purines es fundamental para mitigar los diversos impactos ambientales asociados, como la emisión de amoníaco (NH_3), filtración de nitratos y fosfatos en suelos y aguas subterráneas. Mediante el uso de herramientas biotecnológicas, es posible reducir los gases de efecto invernadero emitidos por la ganadería intensiva. Así, el objetivo principal del estudio fue investigar la composición microbiana de muestras de purines y desarrollar estrategias para enriquecer la microbiota autóctona, con el fin de obtener un inóculo complejo para su tratamiento *in situ* y mitigar las emisiones contaminantes asociadas a su gestión inadecuada.

2. Material y métodos

2.1 Muestra de purín de cerdo

La muestra de purín fue recogida de una balsa de almacenamiento en una finca agropecuaria destinada a la cría de cebo de cerdo situada en Huércal-Overa, Almería (37°23’24’’N 1°56’37’’O). La muestra se conservó a 4° en cámara de refrigeración hasta su análisis.

2.2 Caracterización de la microbiota de purines

Para caracterizar la microbiota presente en el purín de cerdo se llevaron a cabo diluciones decimales seriadas de la muestra en solución salina (NaCl, 0,9%, p/v) que se sembraron en placas con APHA, Rosa de Bengala para bacterias y hongos totales, respectivamente, y en medios selectivos para bacterias nitrificantes (Rodríguez y col., 2017) y oxidadoras de azufre (Ramírez y col., 2009). Las placas se incubaron a 30 °C durante los tiempos adecuados para cada grupo (24 h bacterias, 7 días hongos y bacterias oxidadoras de azufre y 15 días bacterias nitrificantes), tras los cuales se realizaron recuentos de colonias.

2.3 Estudio de enriquecimiento de la microbiota de purines

Se realizaron dos ensayos de enriquecimiento de la microbiota presente en la muestra de purines. En el enriquecimiento 1 se evaluó el efecto de la agitación y de la disponibilidad de oxígeno (relación v/v). Para ello, matraces de 250 mL se rellenaron con dos volúmenes de purín (50 mL y 100 mL) que se incubaron a 30 ºC con o sin agitación (110 rpm). En el enriquecimiento 2 se determinó el efecto de la incorporación de una fuente carbonada. Para ello, matraces de 250 mL se rellenaron con 50 mL de purín al que se incorporaron dos concentraciones de almidón (2 y 5%, p/v) y se incubaron a 30 ºC en presencia o ausencia de agitación (110 rpm). Se realizaron muestreos a los 7 y 14 días de incubación en los que se midió pH y se analizaron bacterias y hongos totales, bacterias nitrificantes y oxidadoras de azufre, de acuerdo con la metodología especificada en el apartado 2.2. Los morfotipos coloniales predominantes en cada medio se aislaron y se caracterizaron mediante tinción de Gram. Cada uno de los cultivos puros obtenidos fue enfrentado entre sí mediante siembra en estría en medio APHA para establecer la compatibilidad. Las placas se incubaron a 30 °C durante 24h tras lo cual se visualizó el crecimiento de cada cepa sembrada.

3. Resultados y discusión

3.1 Microbiota cultivable de la muestra de purín

La muestra de purín porcino presentó un claro predominio de bacterias con niveles en torno a 7 unidades logarítmicas, frente a hongos cuyos valores fueron en torno a 4 unidades logarítmicas. Las bacterias nitrificantes estuvieron en valores similares a las bacterias totales. Estudios previos indican que la microbiota porcina incluye principalmente bacterias de los fila Firmicutes y Bacterioidetes, con menor presencia de Actinobacteria y Proteobacteria (Kim y col., 2011). El pH inicial de la muestra fue 7,37.

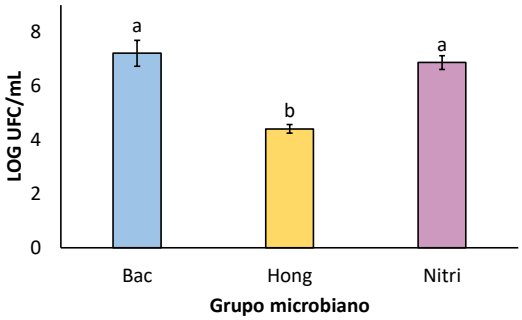


Figura 2: Recuento (LOG UFC/mL) de bacterias totales (Bac), hongos totales (Hong) y bacterias nitrificantes (Nitri). Letras diferentes indican grupos homogéneos distintos según el test de mínima diferencia significativa de Fischer ($p < 0,05$).

3.2 Enriquecimiento 1: bioestimulación mediante aireación

La bioestimulación mediante aireación promovió de forma global el crecimiento microbiano, observando diferencias estadísticamente significativas en el crecimiento de las bacterias nitrificantes en las muestras en régimen de agitación en la segunda semana, mientras que los hongos proliferaron en las muestras sometidas a reposo. En general, se observó un mayor crecimiento de bacterias totales en la segunda semana de ensayo, existiendo diferencias significativas en cuanto al crecimiento para las condiciones agitación y reposo en los matraces con volumen de 100 mL (Figura 3a). Las bacterias nitrificantes experimentaron un aumento temporal significativo en crecimiento en la condición de agitación, independientemente del volumen empleado. Finalmente, los hongos mostraron un mayor crecimiento en aquellas condiciones sometidas a reposo. La mayoría de las bacterias aisladas fueron Gram positivas. Se observó una gran diversidad colonial, predominando 8 y 2 morfotipos coloniales de bacterias totales y nitrificantes, respectivamente. En todos los casos, se observó incompatibilidad por parte de N2 (morfotipo 2 de nitrificantes) frente a todos los morfotipos aislados de bacterias totales, e incluso frente a la cepa nitrificante N1 (Figura 3b).

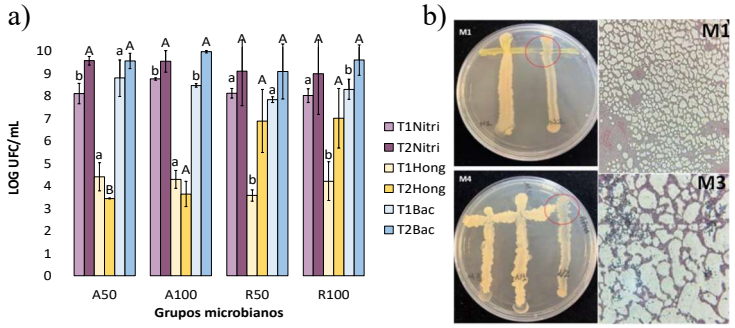


Figura 3. a) Recuento (LOG UFC/mL) de bacterias aerobias mesófilas (Bac), hongos totales (Hong) y nitrificantes (Nitri) en el tratamiento con aireación (A50: 50 ml, A100: 100 ml) y sin aireación (R50: 50 ml, R100: 100 ml). T1: semana 1, T2: semana 2. Las barras muestran la desviación estándar. Letras diferentes indican grupos homogéneos distintos según el test de mínima diferencia significativa por tiempo y grupo microbiano ($p < 0,05$). b) Morfotipos de bacterias por tinción de Gram y ensayo de compatibilidad.

En cuanto a los valores del pH, este parámetro se incrementó con el tiempo en todas las condiciones ensayadas desde el valor neutro inicial a valores alcalinos, alcanzando el mayor nivel en las muestras sometidas a aireación y, especialmente, en matraces con menor ratio V/V (A100) cuyo pH tras 14 días fue de 8,46.

3.3 Enriquecimiento 2: bioestimulación mediante aireación y almidón

La bioestimulación mediante aireación y el aporte de almidón al 0,5% como fuente carbonada produjo un aumento de las bacterias nitrificantes ligeramente superior en la segunda semana del ensayo para la condición de agitación (Figura 4). En el caso de las bacterias oxidadoras de azufre, no se encontraron diferencias significativas. En este ensayo de enriquecimientos se observó una gran diversidad colonial, aislándose 9, 7 y 6 morfotipos mayoritarios en el caso de bacterias totales, nitrificantes y oxidadoras de azufre, respectivamente. Se estudió la compatibilidad entre estos aislados obteniéndose diversas cepas capaces de crecer conjuntamente sin inhibición, lo que resulta crucial para formar consorcios y utilizarlos como inóculos microbianos en biorremediación *in situ*.

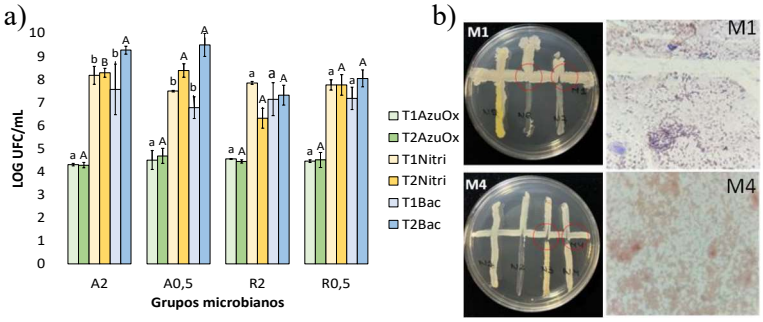


Figura 4. a) Recuento (LOG UFC/mL) de bacterias aerobias mesófilas (Bac), hongos totales (Hong) y bacterias oxidadoras de azufre (AzuOx). A2: aireación + 2g de almidón, A0,5: aireación + 0,5g de almidón; R2: reposo + 2g de almidón, R0,5: reposo + 0,5g de almidón. T1: semana 1, T2: semana 2. Barras muestran la desviación estándar. Letras diferentes indican grupos homogéneos distintos según el test de mínima diferencia significativa por tiempo y grupo microbiano ($p < 0,05$). b) Morfotipos de bacterias por tinción de Gram y ensayo de compatibilidad.

En este caso, el pH también sufrió un incremento de 8 a 9 en cada una de las condiciones experimentales. Estos resultados revelan la necesidad de continuar investigando en esta línea con el objetivo de establecer las condiciones idóneas que permitan mantener regular, entre otros, el pH de los residuos de origen porcino mediante técnicas biológicas (Bastami y col., 2021).

4. Conclusiones

El purín presenta una elevada carga de bacterias y hongos, destacando la microbiota autóctona nitrificante. La aireación aumenta bacterias totales y nitrificantes, pero reduce hongos y levaduras. La adición de almidón y una prolongada incubación incrementa la carga bacteriana, incluyendo bacterias oxidadoras de azufre, que resultan idóneas para el tratamiento de purines, y afecta negativamente a hongos y levaduras. La bioestimulación mediante aireación y aporte de nutrientes permite la obtención de inóculos complejos naturales, útiles directamente o para aislar microorganismos que se pueden emplear para bioaumentación.

5. Bibliografía

Bastami, M.S., Jones, D.L., y Chadwick, D.R., 2021. Microbial diversity dynamics during the self-acidification of dairy slurry. *Environ. Technol.* 42(16), 2562-2572.

Kim, H.B., Borewicz, K., White, B.A., Singer, R.S., Sreevatsan, S., Tu, Z.J., y Isaacson, R.E., 2011. Longitudinal investigation of the age-related bacterial diversity in the feces of commercial pigs. *Vet. Microbiol.* 153(1-2), 124-133.

Ramírez-Sáenz, D., Zarate-Segura, P.B., Guerrero-Barajas, C., y García-Peña, E.I., 2009. H2S and volatile fatty acids elimination by biofiltration: Clean-up process for biogas potential use. *J. Hazard. Mater*. 163(2-3), 1272-1281.

Rodríguez, A.R., Inchaustegui, S.M., Castro, L.P., Montealegre, R.J., y Vargas J.H., 2017. Isolation of ammonium and nitrite-oxidizing bacterial strains from soil, and their potential use in the reduction of nitrogen in household wastewater. *Rev. Biol. Trop.* 65(4), 1527-1539.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto PP.PEI.IDF2023030.001 - Desarrollo de técnicas de tratamiento y valorización agrícola del purín de porcino intensivo en el este de Andalucía (AgroPuriTech). Acción de Proyectos Estratégicos y Demanda Institucional. IFAPA. FEDER.

EFICIENCIA DE PROCESO DE TRANSFORMACIÓN DE DISTINTOS RESIDUOS A TRAVÉS DE LARVAS DE *Tenebrio molitor*.

Lucía Nieto, Nadia Agudo, Oscar Huerta, Marga López

Universitat Politècnica de Catalunya. EEABB-DEAB. Esteve Terradas, 8. 08860 Castelldefels.
marga.lopez@upc.edu

Resumen: Las larvas de *Tenebrio molitor* se utilizan principalmente para la producción de proteína, pero también se han mostrado eficientes en la transformación de residuos, entre ellos el plástico. Las nuevas tendencias y la economía circular en la transformación de residuos, requieren de sistemas innovadores y nuevas tecnologías. En este estudio se evaluó la degradación de diferentes residuos como el estiércol, la fracción orgánica, residuos textiles, plástico y cartón compostable, por la acción de larvas de *T. molitor*, en condiciones controladas de temperatura a 25 ºC dentro de un incubador. Se ensayaron diferentes ratios de residuo/larva y condiciones de humedad. Se evaluó la supervivencia, la pupación, la producción de excrementos y el grado de transformación del residuo en relación a la cantidad de residuo proporcionada y la dosis de siembra de larvas. Así, en un primer experimento se evaluó básicamente la supervivencia y la pupación, y posteriormente, en pruebas de mayor duración, se añadió una mayor cantidad de residuo y de larvas, y se evaluó también la generación de residuos y la transformación del residuo. Se observó que el exceso de humedad de materiales como la fracción orgánica fue perjudicial produciendo una elevada mortalidad y limitando la pupación. La adición de una fuente de carbono como los copos de avena a algunos residuos como los textiles promovió la supervivencia y la pupación. La generación de excrementos en relación al residuo inicial varió al añadir más cantidad de residuo y de larva, por lo que una mayor densidad produjo mejores resultados de transformación. Los resultados obtenidos muestran la viabilidad en la utilización de esta biotecnología para la transformación de residuos tanto orgánicos fácilmente biodegradables como inorgánicos.

Palabras clave: Economía circular, insectos, gestión de residuos, supervivencia, pupación

1. Introducción

La gestión de residuos constituye un pilar fundamental por la sostenibilidad de los recursos en el planeta. El nivel de consumo de recursos y la gestión de los residuos que se generan no están alineados, lo que compromete a largo plazo su disponibilidad. La recogida selectiva y los tratamientos adecuados a cada residuo para transformarlos en recursos son herramientas válidas, pero no siempre se ejecutan adecuadamente (Ellen Macarthur Foundation, 2023). En el caso de los residuos orgánicos, los tratamientos biológicos han demostrado ser herramientas eficientes para transformarlos en abonos y obtener energía o alimento. Entre estos procesos, la utilización de larvas de insectos se postula como una vía más a tener en consideración.

La reciente necesidad para desarrollar nuevas vías que permitan reducir los residuos sin perjudicar el medio ambiente, ha hecho que la especie *Tenebrio molitor* coja popularidad. A pesar de que se conoce las condiciones de proceso (Punzo y Mutchmore, 2010) y su capacidad para degradar diferentes tipos de residuos (Harsányi y col., 2020), entre ellos plástico, surge la siguiente pregunta: ¿Realmente esta especie solo es capaz de degradar residuos plásticos? ¿Es eficaz con otros residuos?

El objetivo consiste en estudiar (i) la transformación de diferentes residuos biodegradables y no biodegradables por la acción de larvas de *T. molitor*, (ii) las condiciones mínimas para establecer la puesta en marcha de los experimentos, (iii) el comportamiento de las larvas ante diferentes ratios de residuos (ratio larva/residuo) mediante la supervivencia y la pupación, y (iii) el grado de eficacia de transformación de los residuos a partir de la generación de estiércol.

2. Material y Métodos

Para alcanzar los objetivos marcados se establecieron las bases del diseño experimental. En este apartado se describen los factores necesarios y la metodología aplicada por la consecución

del proyecto. En primer lugar, se describen los organismos y los residuos utilizados, seguidamente se describe la metodología y manejo de las muestras, y finalmente, los procedimientos analíticos realizados para evaluar la influencia de diferentes residuos en la supervivencia y crecimiento de las larvas de *T. molitor*. El estudio del proyecto se ha realizado en el Laboratorio de Preparación de Muestras de Residuos y en el Laboratorio de Incubación de Muestras de Residuos de la Escuela de Ingeniería Agroalimentaria y de Biosistemas de Barcelona (EEABB. UPC).

2.1 Materiales

Las larvas para el experimento fueron adquiridas a INSECTALIA, una empresa situada en Madrid que se dedica a la generación de alimento vivo sostenible a partir de la cría de insectos vivos (Figura 1). Además, se han utilizado diferentes residuos para proporcionar una fuente de alimento a las larvas y valorar la capacidad de tolerancia y de transformación de los mismos. Se utilizaron residuos de café, materiales compostables (plástico y cartón), residuos textiles, fracción orgánica, estiércol de caballo, copos de avena y poliestireno expandido.

Figura 1 Recepción de los animales en el laboratorio

2.2 Metodología de las incubaciones

A lo largo del proyecto se realizaron 3 tipos de incubaciones diferentes. El Ensayo I: Supervivencia a diferentes tipos de residuos y condiciones; el Ensayo II: Desarrollo de las larvas en diferentes residuos orgánicos y mayor cantidad de residuo; y el Ensayo III: Aproximación a la transformación de los residuos mediante balance de masa, a partir de los mejores resultados de los ensayos anteriores y con mayor cantidad de larvas. Por lo tanto, la definición de cada experimento ha precisado de disponer de los resultados del ensayo anterior. De cada material y ensayo se realizaron las pruebas por triplicado en un armario incubador Memmert ICP 800 en condiciones controladas de termperatura (28 ºC) y en oscuridad, por un periodo de 2 meses.

2.3 Métodos estadísticos

El análisis estadístico de los datos se realiza a tres niveles diferentes, de acuerdo con las incubaciones realizadas. Por cada incubación se comparan los residuos utilizados según los valores obtenidos en los diferentes parámetros. Los valores que se utilizan para realizar las comparaciones provienen del cálculo de la media de las 3 réplicas de cada residuo.

Los parámetros seleccionados se estudiaron mediante un análisis de la varianza (ANOVA) de un factor seguido de una separación de medias según el Test HSD de Tukey. Dentro de un mismo parámetro, los valores que tienen letras diferentes indica diferencias significativas ($p<0,05$) entre los residuos. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico IBM SPSS Statistics 27.

3. Resultados y Discusión

A continuación, se muestran los valores obtenidos en cada uno de los parámetros de los diferentes ensayos: Ensayo I: Ensayo de supervivencia (Tabla 1), Ensayo II: Desarrollo de las

larvas a partir de diferentes residuos orgánicos (Tabla 2) y Ensayo III: Aproximación a la transformación de los residuos por balance de masa (Tabla 3).

Las peladuras de fruta y la combinación de residuos textiles con avena presentaron supervivencias elevadas, al contrario que en el poso de café y la fracción orgánica, lo que se asoció a la elevada humedad, aunque este efecto no se observó en las peladuras de fruta, seguramente debido a un mejor equilibrio en relación a los aspectos físicos. También el cartón compostable obtuvo resultados elevados (Tabla 1).

Tabla 1 Resultados obtenidos en el ensayo de supervivencia (Ensayo I)

	Cartón compostable	Textil	Textiles + Avena	Avena	Fracción orgánica	Residuos de café	Peladuras de fruta
Número larvas iniciales	42,26	60,87	60,36	38,17	37,74	36,63	40,75
Masa larvas iniciales (g)	3,55	5,11	5,07	3,21	3,17	3,08	3,42
Masa residuo inicial (g)	10,00	4,52	14,82*	20,25	52,85	50,07	44,84
Humedad (%)	0,00f	0,00f	4,43e	10,62d	81,29b	64,49c	91,19a
Ratio de residuo por larva (g)	2,82d	0,88e	2,92d	6,33c	16,68a	16,28a	13,10b
Porcentaje de supervivencia (%)	31,50bc	14,76bc	40,22ab	27,16bc	0,00c	2,72bc	75,33a
Número de pupas	4,67b	4,33b	17,00a	6,67ab	0,00b	0,00b	2,33b
Porcentaje de pupación (%)	11,09ab	7,11b	28,08a	17,94ab	0,00b	0,00b	5,76b

* este valor corresponde aproximadamente a 4,5g de textil y a 10g de copos de avena. Diferente letra en la misma fila indica que hay diferencias significativas para p<0,05

Tabla 2 Resultados obtenidos en el rendimiento de las larvas (Ensayo II)

	Plástico compostable	Poliestireno + Avena	Fracción orgánica (FO)	FO + Avena	Excremento de caballo
Número larvas iniciales	32,14	31,98	28,10	28,89	30,99
Masa larvas iniciales (g)	2,70	2,69	2,36	2,43	2,60
Masa residuo inicial (g)	2,71	*64,49	88,26	**103,50	15,76
Ratio de residuo por larva (g)	1,00c	23,99b	37,35a	42,73a	6,07c
Porcentaje de supervivencia (%)	29,32a	54,42a	34,27a	66,75a	53,96a
Número de pupas	1,67c	16,00ab	7,00bc	19,33a	6,00bc
Porcentaje de pupación (%)	5,24c	50,14ab	24,66bc	66,75a	18,88bc
Ratio de excrementos por larva (mg/g)	135,80ab	48,50b	255,50a	51,60b	79,20b
Ratio de excrementos por residuo aportado (mg/g)	135,50a	2,00b	7,20b	1,20b	13,10b

*este valor corresponde aproximadamente a 1,60g de bandeja de poliestireno y a 62g de copos de avena. **este valor corresponde aproximadamente a 25g de fracción orgánica y a 80g de copos de avena. Diferente letra en la misma fila indica que hay diferencias significativas para p<0,05

El aumento en la cantidad de residuo (Tabla 2) parece que favorece la tasa de supervivencia y de pupación respecto al Ensayo I. La generación de estiércol es más elevada en el plástico compostable y en la fracción orgánica, lo que se puede atribuir a una mayor ingesta, pero en el caso de la fracción orgánica se puede considerar que hay una mayor conversión en masa animal

pues se excreta en menor proporción. Aunque no se han encontrado diferencias significativas en la supervivencia, parece observarse una tendencia a que a mayor supervivencia menos generación de estiércol indicando una menor conversión del alimento.

Tabla 3 Resultados obtenidos en la aproximación al balance de masa (Ensayo III)

	Residuos textiles	Cartón compostable	Fracción orgánica	Estiércol de caballo
Número de larvas iniciales	245,26	248,01	359,09	255,93
Masa larvas iniciales (g)	20,6	20,83	30,16	21,5
Masa residuo inicial (g)	11,31	21,15	90,01	69,26
Ratio de residuo por larva (g)	0,54b	1,02b	2,99a	3,23a
Masa residuo final (g)	10,87	20,59	12,90	21,88
Porcentaje de supervivencia (%)	19,49ab	20,45ab	8,54b	27,75a
Número de pupas	29,33a	26,67a	26,33a	53,67a
Porcentaje de pupación (%)	12,00ab	10,70ab	7,33b	20,98a
Ratio de excrementos por larva (mg/g)	122,10a	128,40a	10,10c	67,10b
Ratio de excrementos por residuo aportado (mg/g)	236,20a	126,80b	3,60c	21,10c

Diferente letra en la misma fila indica que hay diferencias significativas para $p<0,05$

En general se puede decir que una mayor ratio de residuo favorece la supervivencia y pupación, frente a una ratio mayor de larvas.

4. Conclusiones

Las larvas de Tenebrio molitor tienen la capacidad de degradar todos los residuos estudiados a nivel de laboratorio, en mayor o menor grado, incluso de residuos no fácilmente biodegradables como el poliestireno y el textil. Las condiciones empleadas, como la mezcla con otros materiales, resultan decisivas.

La humedad muy elevada ha provocado la aparición de hongos y mucha mortalidad. Habría que establecer límites en relación en los sustratos utilizados y considerar los aspectos físicos.

La generación de estiércol ha sido el parámetro utilizado para aproximar la eficacia del proceso. El índice que relaciona esta generación con el residuo inicial parece más adecuado que el índice que relaciona la generación de estiércol con las larvas (cantidad o unidad), puesto que este no se ve afectado por la mortalidad.

5. Bibliografía

Harsányi E., Juhász C., Kovács E., Huzsvai L., Pintér R., Fekete G., Varga Z.I., Aleksza L., Gyuricza C., 2020. Evaluation of organic wastes as substrates for rearing *Zophobas morio*, *Tenebrio molitor*, and *Acheta domesticus* larvae as alternative feed supplements. *Insects*, 11(9), 1–18.

Punzo F., Mutchmore J.A., 2010. Effects of temperature, relative humidity and period of exposure on the survival capacity of *Tenebrio molitor* (Coleoptera: *Tenebrionidae*). *J. Kansas Entomol. Soc*., 53(2), 260–270.

Ellen Macarthur Foundation, 2023. How to build a circular economy. https://ellenmacarthurfoundation.org/ (fecha de consulta: 05/06/2023).

BALANCE DE 3 AÑOS DE GESTIÓN DE RESIDUOS EN UN HUERTO URBANO. ANÁLISIS DE UN MODELO COMUNITARIO.

Fátima Azougagh[1], Ignasi Riera[2], Josep Maria Vallès[2], Marga López[1]

[1]Universidad Politécnica de Cataluña. EEABB-DEAB. Esteve Terradas, 8. 08860 Castelldefels.
[2]Cooperativa Tarpuna
marga.lopez@upc.edu

Resumen: El huerto urbano del mercado de la Vall d'Hebron de Barcelona tiene una superficie de 1750 m^2 y desde hace tres años se gestiona a través de la Cooperativa Tarpuna y de los propios vecinos y vecinas del barrio. Este tipo de gestión descentralizada de residuos permite gestionar los residuos en origen y actuar como herramienta de sensibilización. Por ello, su función va más allá de la mera gestión de residuos porque también realiza una función social fomentando la conciencia ecológica, medioambiental y la sostenibilidad, promoviendo acciones terapéuticas, educativas, de inserción sociolaboral y mejora de las condiciones de vida y de la salud de las personas que participen, con especial atención a los colectivos vulnerables. A lo largo de este tiempo, han participado más de 100 personas y se han realizado diversos tipos de actividades, desde cursos de formación hasta la propia producción en la que se ha permitido una cierta libertad. El estudio se ha centrado en la descripción de las actividades realizadas, en las personas participantes, en la identificación y cuantificación de los residuos tratados, en la producción total y en el número y tipología de participantes, para realizar, si hace falta, una propuesta de mantenimiento de la actividad a largo plazo. Los resultados obtenidos han permitido mostrar que las principales razones que llevan a participar en un huerto comunitario es la relación humana, independientemente de la producción obtenida y que, bien llevado, permitiría gestionar en origen los residuos del mercado.

Palabras clave: Horticultura, compostaje, sostenibilidad ambiental, cooperación, soberanía alimentaria.

1. Introducción

En la actualidad, alrededor del 56% de la población mundial vive en ciudades y se espera que esta tendencia continúe, ya que la población urbana aumentará a más del doble para 2050, momento en que casi 7 de cada 10 personas vivirán en ciudades. (Banco Mundial, 2023).

Las ciudades siguen creciendo y cada vez están más alejadas de la producción de alimentos. El modelo agroalimentario actual esta basado en la producción en masa y requiere de grandes superficies alejadas de donde se consumen estos alimentos. Además, este modelo se aleja cada vez más de la soberania alimentaría de los pueblos, aquella que da prioridad a economías locales y a la distribución y al comercio bajo las bases de la sostenibilidad ambiental. Es así como los huertos urbanos se proponen como una alternativa hacia la sostenibilidad y el desarrollo. Además, esta práctica contribuye a alcanzar varios de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Organización de las Naciones Unidas para 2030 (ONU, 2016).

La Real Academia Española define el huerto urbano "como área de cultivo que, ubicada dentro del suelo urbano o urbanizable, además de producir alimentos para el consumo propio, tiene una finalidad social, educativa, de ocio, ambiental y participativa". No es un concepto nuevo, su utilización se remonta a muchos años atrás y ha estado siempre ligado a las crisis económicas ya que obligaban a la gente a buscar producciones alternativas para poder asegurarse el autoabastecimiento de alimentos.

Desde entonces, los huertos urbanos son mucho más que cultivos de ciudad. También se han convertido en lugares para la desconexión**,** la educación medioambiental y la inserción social**.** Hoy es habitual que muchos ciudadanos participen activamente en huertos urbanos privados o comunitarios, e incluso que los ayuntamientos los contemplen dentro de sus planes urbanísticos sostenibles. El huerto urbano del Mercado de Vall d'Hebron de Barcelona es una de esas iniciativas que junto con la cooperativa Tarpuna se ha puesto en marcha en junio del 2021. Es un huerto comunitario desarrollado en la cubierta del mercado que dispone de un espacio de

1.750 m^2 de cultivo que se riega por goteo y se fertiliza con abonos orgánicos la mayor parte producidos en la misma cubierta mediante el compostaje y la pre-compostadora “Revolta”.

Los objetivos principales de este trabajo son analizar el modelo actual de gestión de residuos del huerto a través de los aspectos técnicos como la producción agrícola y la generación de residuos, de los aspectos sociales relacionados con las actividades que se llevaron acabo por los participantes para poder comprobar la efectividad del proyecto, para finalmente elaborar una propuesta de mejoras.

2. Funcionamiento del huerto

La utilización del huerto está abierta a la participación ciudadana, donde los usuarios pueden realizar las producciones así como otras actividades para vertebración del tejido medioambiental del distrito. El espacio del huerto está organizado en bancales para adaptarse a la diversidad y demanda de usos que puede ser variable durante el año. A cada proyecto/uso se asigna un número de bancales diferente en función de los participantes y las características del mismo, adaptando, así, la superficie a la demanda y la evolución que esta pueda tener. De manera que esta dividido en tres zonas:

- Zona de compostaje (tres cajas) y vermicompostaje (dos cajas) donde se produce el abono orgánico del huerto a partir de los residuos del mercado y de los residuos domésticos que los participantes aportan.
- Producción de semilla: zona donde se realizan cultivos para extraer la semilla para el huerto, básicamente con variedades locales y plantas olvidadas.
- Producción de plantel: zona donde se produce el plantel de variedades locales con una estructura protectora y un sistema de riego específico.

En estos bancales se trabaja de manera autónoma y comunitaria por los participantes de cada grupo y están asesorados por los técnicos del huerto que los acompañan en todo el proceso. Por eso, se ofrece un amplio programa de actividades, talleres, itinerarios, servicios y propuestas para promover la participación de diferentes personas, entidades e instituciones educativas, de diferentes edades, tanto del barrio y distrito como de la ciudad en general, así como para mejorar la relación y la convivencia comunitaria. En la Figura 1 se muestra una visión general del huerto.

Figura 1: Huerto del mercado de Vall d’Hebron. Fuente: Ayuntamiento de Barcelona.

La producción del huerto se destina en su totalidad al autoconsumo de los participantes, al suministro gratuito de alimentos a personas sin recursos y al abastecimiento de entidades de asistencia social.Además, cabe destacar la utilización de una pre-compostadora “Revolta” donde se consigue secar, reducir el volumen y estabilizar parcialmente los residuos. Es sistema evita los olores desagradables y el riesgo de infección, a la vez que ahorra costes de transporte y se aprovecha para obtener fertilizante orgánico en el mismo lugar de producción de los residuos.

3. Producciones y actividades resultantes

Durante los tres años se ha podido gestionar los residuos mediante compostaje, vemicompostaje y la máquina "Revolta". La procedencia de los residuos es principalmente del mercado de Vall d'Hebrón y de los participantes/ciudadanía.

El proyecto del huerto se puso en marcha en junio del 2021, por este motivo, no hay datos del segundo semestre y solo se ha podido contabilizar la cantidad de residuos obtenidos por el mercado, en cambio, en los años 2022 y 2023 se dispone de todos los datos incluidos su procedencia. El año 2022 se gestiona un total de 2945 kg de residuos orgánicos, de los cuales, 1751 kg son residuos orgánicos obtenidos del mercado y 744,28 kg de los participantes. El año pasado se gestiona un total de 2187 kg de residuos orgánicos, de los cuales, 1010 kg provienen del mercado y el resto de los participantes. La figura 2, muestra una bajada de residuos (12%) y eso es debido a que la pre-compostadora "Revolta" no funcionó durante varias semanas por una avería, que más adelante se pudo solucionar.

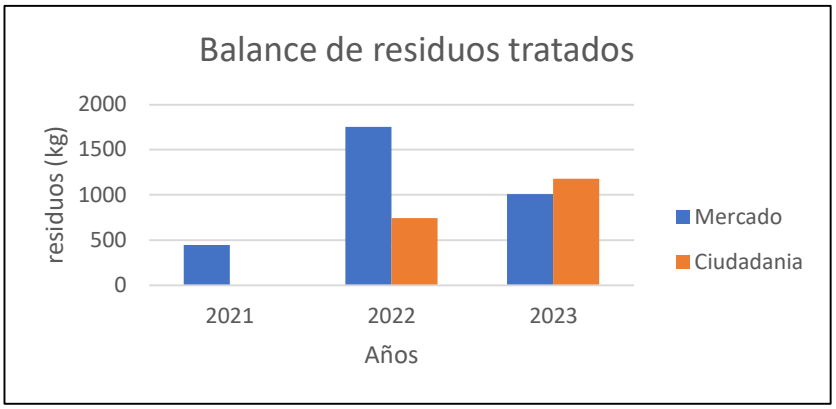


Figura 2: Balance de los residuos orgánicos tratados en el huerto durante 2021-2023.

Mediante los diferentes cultivos realizados durante estos tres años, se ha obtenido una variedad muy amplia de verduras, como, por ejemplo, patatas, calabazas, tomates, coliflor, habas y berenjenas. Se recogen los datos en la siguiente tabla:

Tabla 1. La producción de verduras obtenida durante los tres años.

	2021	2022	2023
Verduras producidas (kg)	No contabilizadas	1763	3536
Verduras destinadas al banco de alimentos (kg)	324,96	1130	1824

En el 2021 no se ha podido contabilizar el total de las verduras obtenidas, solo se ha podido contabilizar los 324,96 kg de verdura que se han podido donar al banco de alimentos, y de esta manera, ayudar a las personas vulnerables de la zona. Al año siguiente, 2022, se ha producido un total de 1763 kg de verduras y se han repartido 1130 kg a las personas necesitadas del barrio. En cambio, en el 2023 se ha obtenido, un total de 3536 kg de verduras, el doble que el año anterior, y eso es debido al aumento del número de cultivos realizados y a los participantes. Se ha podido destinar 1824 kg de verdura para las personas vulnerables. En ambos años el ratio de producción ha sido de 34 kg por usuario.

Desde el inicio del proyecto, 1 de junio 2021 hasta la actualidad se ha contado con un total de 104 personas inscritas (HME Memoria Anual 2023). De estos, un 70% son mujeres y un 30% hombres. Se les ha realizado una encuesta de satisfacción y se ha obtenido una media de 4,9 sobre 5. La participación en el año 2023 se duplicó. La edad de los participantes del huerto del mercado es muy variada. Acuden desde niños, siempre acompañados, hasta la tercera edad. El 49% de los participantes proceden del mismo distrito mientras que el 45% provienen de otros distritos de Barcelona y el 6% restante del resto del Area Metropolitana de Barcelona.

- Para dar más visibilidad al huerto se ha creado un proyecto que ofrece actividades a colegios, institutos y entidades en el que han participado 30 visitas escolares con 701 alumnos y 20 visitas de entidades. .

4. Propuesta de mejoras

Con la visión global del proyecto al cabo de los tres años y el análisis de los resultados, se han considerado las siguientes propuestas de mejora para garantizar la continuidad del proyecto con una mejor eficiencia.

1) Recogida de residuos del mercado. Actuar sobre la sensibilización de los comerciantes del mercado a través de campañas y recordatorios por parte de la organización, como visitas frecuentes por los puestos para mejorar la calidad y cantidad de residuos recogidos.

2) Tratamiento de residuos orgánicos. Mejorar la eficiencia del compostaje de la fracción resultante del sistema Revolta y de los restos del huerto mediante unas mezclas más equilibradas.

3) Registro de datos y su difusión. Actualmente se dispone de información sobre las actividades realizadas, generación de residuos y producción del huerto y compost, pero sería conveniente sistematizarlo de manera que facilitara la interpretación de datos y a su vez la difusión entre los agentes implicados sobre los resultados del conjunto del huerto.

4) Distribución de los cultivos. Actualmente son los usuarios los que deciden qué cultivar y de que manera de acuerdo con las directrices del huerto, pero quizás el huerto sería más efectivo mediante la agrupación de familias botánicas para aprovechar la fertilización y reducir la competencia.

5) Gestión del agua de riego. Actualmente se utiliza agua de red pero habría que buscar otras fuentes como agua pluvial o regenerada para optimizar su consumo.

6) Actividades con los usuarios. Promover la participación masculina, ya que mayormente son mujeres y mejorar la captación de participantes en los talleres a través de la difusión de las actividades.

5. Conclusiones

El trabajo muestra que el modelo de gestión descentralizada de los residuos orgánicos del mercado y de los usuarios es una parte fundamental del proyecto, y está aportando valores positivos.

Hay un gran aumento de participación por los vecinos y vecinas del barrio en las diferentes actividades y se ha conseguido obtener un lugar acogedor de desconexión donde se fomenta la conciencia ecológica, medioambiental y la sostenibilidad y así mejorar las condiciones de sus vidas y de la salud.

Si se mantiene el modelo actual y se hiciera más difusión, se obtendrían resultados favorables a largo plazo.

6. Bibliografía

Banco mundial. Desarrollo urbano
https://www.bancomundial.org/es/topic/urbandevelopment/overview (Fecha consulta: 19/05/2024)

ONU, 2016. Objetivos de desarrollo sostenible.
https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-dedesarrollo-sostenible/ (fecha consulta: 20/05/2024)

CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DEL ALPERUJO: PROMOVIENDO LA ECONOMÍA CIRCULAR EN EL SECTOR AGROINDUSTRIAL

J.A. Siles, M.A. Martín, A.F. Chica y M.C. Gutiérrez

Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química. Campus Universitario de Rabanales, carretera N-IV, km 396, edificio Marie Curie (C3), planta baja. C.P. 14071. Córdoba, España.
joseangel.siles@uco.es

Resumen: El objetivo principal de este trabajo, desarrollado por el Grupo de Investigación RNM-271 UCO-GREENING de la Universidad de Córdoba, en colaboración con la Asociación Cordobesa de Industrias Almazaras (ACORA), se centra en la obtención de biogás a partir de uno de los subproductos más abundantes en Andalucía: el alperujo (A). Así, se ha estudiado su co-digestión anaerobia con cáscara de naranja residual (CN), gallinaza (G) y lodo de depuradora urbana (L) (mezclas binarias con relaciones C:N:P variables). Los resultados experimentales obtenidos muestran la idoneidad de la mezcla de alperujo y cáscara de naranja (50%:50% en sólidos volátiles, SV) en términos de rendimiento en metano (55 $Nm^3/t_{mezcla\ húmeda}$; 0,014 $t_{mezcla\ húmeda}/m^3 \cdot d$), lo que supone una mejora >90% respecto a la digestión individual del alperujo. También se han observado sinergias en la co-digestión con lodo de depuradora, alcanzándose rendimientos próximos a 38 $Nm^3/t_{mezcla\ húmeda}$ bajo las mismas condiciones de mezclado. Es destacable que, aunque mediante esta segunda vía de valorización se obtiene un menor rendimiento en metano para la misma velocidad de carga orgánica, podría tratarse de una alternativa prometedora, pues la depuración de aguas residuales urbanas exige tratamiento en núcleos urbanos cada vez de menor tamaño, lo que garantizaría la disponibilidad del lodo sustrato para la implantación de sistemas centralizados de gestión de residuos orgánicos. No obstante, también se ha observado que la adición de gallinaza ha mejorado significativamente la estabilidad del proceso de biometanización del alperujo, permitiendo incluso triplicar la carga orgánica permitida por el sistema respecto a otras mezclas.

Palabras clave: Aceite de oliva; biogás; sostenibilidad; subproducto; valorización.

1. Introducción

El Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 y la Estrategia Energética de Andalucía 2030 promueven la transición a un modelo energético eficiente, sostenible, seguro y neutro en carbono, que aproveche los recursos renovables locales. Se persigue, como respuesta a los grandes retos de la Unión Europea y a nivel mundial, la reducción de la alta dependencia energética exterior y la mejora de la competitividad del sector empresarial, a la vez que proteger el medio ambiente mediante un crecimiento económico sostenible. Este modelo energético sienta sus bases en la mejora de la eficiencia de la producción y uso de la energía, priorizando la utilización de recursos autóctonos, lo que supone un impulso para la implantación de procesos biotecnológicos avanzados de producción de energías alternativas a las convencionales. En dicho contexto, los desechos agrícolas y subproductos de bajo valor en el mercado pueden causar graves problemas ambientales si no se gestionan de forma adecuada. Así, la implantación de procesos que minimicen la contaminación ambiental y que favorezcan el cumplimiento de las cada vez más estrictas regulaciones ambientales está dando lugar a que se potencien tecnologías como la biometanización (digestión anaerobia). La biometanización es un proceso biotecnológico que permite reducir o eliminar la carga contaminante de los residuos orgánicos, transformándola principalmente en metano, compuesto de elevado poder calorífico: 9,96 $kW \cdot h/m^3$ (Ulmann y col., 1990), cuya combustión no contribuye al efecto invernadero dada su procedencia renovable. Adicionalmente, se genera un lodo residual rico en nutrientes, con posible aplicabilidad como enmienda orgánica en terrenos agrícolas. Las plantas industriales de digestión anaerobia suelen operar tratando sustancias orgánicas residuales de acuerdo con su disponibilidad, siendo cada vez más frecuente que, si es viable, se realicen mezclas entre residuos procedentes de distintas actividades en zonas cercanas, de forma que se garantice la continuidad en la operación; es lo que se conoce como co-digestión anaerobia y se define como el procesado simultáneo mediante biometanización de dos o

más sustratos orgánicos biodegradables. El empleo de co-sustratos fácilmente biodegradables generalmente incrementa la producción de biogás y genera una estabilidad adicional al sistema debido al aumento en la actividad y biodiversidad de los microorganismos responsables del proceso de valorización, pudiendo dar lugar también a una moderación en los efectos inhibitorios comunes del proceso e incrementado su viabilidad. Además, la implantación de una planta centralizada en lugar de plantas localizadas en pequeñas explotaciones puede suponer un ahorro en cuanto al capital inmovilizado, así como permitir una gestión del proceso con personal más cualificado, optimizando las condiciones de operación y, por tanto, maximizar el beneficio. Pero, aunque son numerosos los estudios de co-digestión anaerobia descritos en la bibliografía científica y que ratifican su idoneidad en la mayoría de los casos, en cada región o zona de interés, la actividad propia determina los residuos generados y su posible estacional, haciéndose necesaria la evaluación de la viabilidad del proceso de tratamiento combinado de los mismos de forma particularizada (Karki y col., 2021). La industria del aceite de oliva es una de las más importantes en la actualidad, con una extensión mundial de cultivo de olivar de más de 11 millones de hectáreas. La mayor parte de dicho fruto se destina a la producción de aceite de oliva, generándose un sustrato semisólido denominado alperujo, que está compuesto principalmente por el agua de vegetación, la parte fibrosa del mesocarpio, restos del hueso y la piel de las aceitunas. Aproximadamente, se generan 4 toneladas de alperujo por cada tonelada de aceite de oliva obtenido (García y col., 2020). Considerando que la producción andaluza de aceite de oliva suele superar el millón de toneladas, según datos de la Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo, la generación de alperujo alcanza cifras que deben ser tenidas en cuenta. Además de por el enorme volumen producido, el riesgo potencial de contaminación debido al efecto fitotóxico en suelos y ecosistemas acuáticos del alperujo, así como la generación de olores desagradables, hacen necesario plantear estrategias de gestión innovadoras, que complementen a las convencionales y se adecúen a las características de dicho sustrato residual. En dicho contexto, es destacable la variabilidad de los resultados disponibles en bibliografía en relación a la eficacia conseguida con la gestión del alperujo mediante co-digestión anaerobia, existiendo incluso resultados contradictorios dependiendo de su procedencia, contenido en lignina e inóculo microbiano utilizado, así como el tipo de reactor y condiciones experimentales ensayadas (Ochando-Pulido y col., 2024).

El objetivo principal de este trabajo de investigación se centra en la evaluación de la viabilidad de la co-digestión anaerobia del alperujo derivado del proceso de extracción de aceite de oliva, con residuos abundantes y representativos de la agricultura e industria andaluza. Así, se cuantificarán los efectos sinérgicos derivados de la co-digestión de mezclas binarias, realizando un seguimiento pormenorizado de su estabilidad y rendimiento en metano. Con ello se pretende el desarrollo de sistemas centralizados de biometanización en el contexto de la biorrefinería, así como de la economía circular, en un sector agroindustrial de marcado interés en la actualidad.

2. Material y Métodos

2.1 Sustratos

El alperujo (A) objeto de estudio ha sido suministrado por ACORA, asociación empresarial que integra a un amplio grupo de fabricantes industriales de aceite de oliva de la provincia de Córdoba. Tras el estudio de los volúmenes precisos de generación a nivel regional y problemáticas específicas asociadas, se han seleccionado tres co-sustratos residuales: cáscara de naranja residual (CN), gallinaza (G) y lodo de depuradora (L). La cáscara de naranja utilizada deriva del proceso de producción de zumo a partir de naranja de la variedad navelina y ha sido suministrada por un sector industrial dedicado a la restauración en el municipio de Córdoba, mientras que la gallinaza procede de una granja avícola de puesta (>50 gallinas Rhode Island, enjauladas), ubicada en el término municipal de Priego de Córdoba (Córdoba). El lodo (derivado de decantación primaria y secundaria de aguas residuales, seguida de centrifugación) ha sido suministrado por SADECO (Empresa Municipal de Saneamiento de Córdoba, S.A.) y deriva de la estación depuradora de aguas residuales de EMACSA (Empresa Municipal de Aguas de Córdoba, S.A.), que emplea el proceso de fangos activos como tratamiento secundario de aguas residuales fundamentalmente urbanas.

2.2 Ensayos de biometanización

Una vez seleccionados y caracterizados los residuos a co-digerir, se ha procedido a la biometanización de distintas combinaciones binarias con alperujo, utilizando 6 digestores anaerobios mesófilos de mezcla completa. Se trata de digestores encamisados de 1L de volumen útil, con agitación mecánica y posibilidad de muestreo de la fase líquida, así como de cuantificación del metano producido por desplazamiento de agua (el CO_2 se absorbe en NaOH concentrado). Para el arranque de los digestores se ha utilizado inóculo anaerobio procedente de un reactor industrial implantado en la empresa Heineken (Jaén). Para su activación se ha utilizado una disolución fácilmente biodegradable (glucosa-acetato sódico-ácido láctico) y progresivamente se ha adaptado a los distintos sustratos residuales mediante su mezclado con dicha disolución. Finalmente se han realizado cargas crecientes con los residuos de forma paralela en los distintos reactores y en discontinuo (se realizan una vez finaliza la producción de biogás tras cada una de ellas), con el objetivo de evaluar la capacidad máxima de respuesta del sistema de biometanización. Al finalizar la producción de biogás con cada carga se ha caracterizado el licor de mezcla de los digestores (pH, acidez volátil, alcalinidad, sólidos, nitrógeno, etc.), para evaluar la estabilidad y viabilidad del proceso de digestión.

3. Resultados y Discusión

La Tabla 1 muestra algunas de las variables analizadas en los sustratos residuales. Como puede observarse, son destacables las diferencias encontradas entre los distintos residuos en términos de pH, humedad, concentración de sólidos volátiles, nitrógeno y fósforo, lo que puede ser indicativo de la viabilidad de su mezcla, en proporciones variables, para proceder a su gestión conjunta.

Tabla 1. Caracterización físicoquímica del alperujo, cáscara de naranja, gallinaza y lodo.

Variable	A	G	CN	L
pH	4,26 ± 0,04	7,66 ± 0,16	4,18 ± 0,01	6,29 ± 0,01
Humedad (%)	71,09 ± 0,10	25,37 ± 0,20	81,04 ± 0,15	76,67 ± 1,00
ST (%)	28,91 ± 0,17	74,63 ± 0,18	18,96 ± 0,53	23,33 ± 1,35
SV (%)	2,02 ± 0,05	54,79 ± 0,75	0,62 ± 0,06	6,26 ± 0,33
SM (%)	26,89 ± 0,22	19,85 ± 0,62	18,34 ± 0,49	17,07 ± 1,03
NTK (g/kg ST)	3,39 ± 0,17	14,92 ± 0,04	9,85 ± 0,16	47,24 ± 0,65
P-P_2O_5 (g/kg ST)	0,040 ± 0,01	11,35 ± 0,84	1,28 ± 0,04	3,54 ± 0,24

A: alperujo; CN: cáscara de naranja; G: gallinaza; L: lodo; ST: sólido total; SV: sólido volátil; SM: sólido mineral; NTK: nitrógeno total Kjeldalh.

A modo de resumen, la Tabla 2 muestra el rango de cargas orgánicas evaluadas y el coeficiente de producción de metano ($Y_{CH4/S}$) obtenidos en la digestión individual de residuos y co-digestión de las mezclas binarias. Los mejores resultados en términos de producción de metano se han obtenido para la mezcla de alpeorujo con cáscara de naranja, a una proporción de 50%A-50%CN en SV (55 $Nm^3/Ton_{mezcla\ húmeda}$). En concreto, la co-digestión bajo dichas condiciones experimentales conlleva un efecto sinérgico en el valor de $Y_{CH4/S}$, que casi se duplica respecto al observado para el alperujo tratado de forma individual y es 1,1 veces superior respecto a la biometanización de la cáscara de naranja. Además, es destacable el aumento en la capacidad de tratamiento y valorización por parte de los biodigestores, bajo condiciones estables, al alimentar dicha mezcla, llegando prácticamente a duplicarse antes de que se produzca afectación en las variables de seguimiento de la estabilidad y en la producción de metano (Figura 1). Así, los ensayos preliminares de biometanización realizados han puesto de manifiesto el mantenimiento de la producción de metano y estabilidad del proceso para periodos prolongados de tiempo, bajo las condiciones experimentales ensayadas, alcanzando una biodegradabilidad >80%.

Tabla 2. Cargas orgánicas y valores de $Y_{CH4/S}$.

Residuo	Carga (g SV/L)	$Y_{CH4/S}$ (NmL/g SV)
A	1,0-5,0	130
CN	1,0-4,5	230
G	1,0-8,0	80
L	1,0-5,0	175
25%A+75%CN	1,0-5,5	150
50%A+50%CN	1,0-8,5	255
75%A+25%CN	1,0-4,0	185
25%A+75%G	1,0-14,0	105
50%A+50%G	1,0-10,0	110
75%A+25%G	1,0-9,0	125
50%A+50%L	1,0-6,0	185
30%A+70%L	1,0-5,5	178

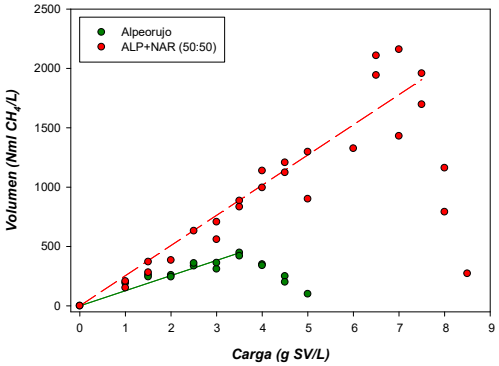


Figura 1. Producción de metano a partir de A y A+CN.

En cuanto a la co-digestión de alperujo y gallinaza, aunque no se ha observado sinergia en la producción de metano, sí es destacable la mejora en términos de estabilidad, pudiendo prácticamente triplicarse el valor de carga orgánica permitida por el sistema, bajo condiciones estables (25%A+75%G). Por otro lado, la co-digestion del alperujo y lodo también ha mejorado la estabilidad del proceso, así como el rendimiento en metano. Así, la mezcla 50%A+50%L incrementa la producción de metano >1,4 veces (respecto a la derivada del alperujo), mientras que la mezcla 30%A+70%L lo hace en >1,3. Aunque mediante esta última vía se obtiene un menor rendimiento, puede ser viable en aquellas zonas donde no predomine el cultivo y procesado de la naranja, pero sí la depuración de aguas residuales urbanas donde se generen ingentes cantidades de fangos.

4. Conclusiones

Los efectos sinérgicos derivados de la co-digestión anaerobia del alperujo pueden ser debidos a la dilución de inhibidores contenidos en los sustratos (compuestos fenólicos, D-Limoneno y/o metales), así como a un mejor balance entre sus nutrientes fundamentales. Los resultados obtenidos son muy prometedores y confirman la viabilidad del proceso de co-digestión anaerobia del alperujo, siendo una alternativa de valorización que evitaría algunos de los impactos derivados de su secado y combustión o valorización mediante compostaje, donde se pueden producir importantes emisiones de olor desagradable. Además, la valorización centralizada podría disminuir la dependencia energética de recursos de carácter fósil por parte de los sectores industriales implicados, si bien se requieren esfuerzos adicionales para conseguir su escalado.

5. Bibliografía

- García Martín J.F., Cuevas M., Feng C.H., Álvarez Mateos P., Torres García M. Sánchez S. 2020. Energetic Valorisation of Olive Biomass: Olive-Tree Pruning, Olive Stones and Pomaces. *Processes*, 8(5), 511.
- Karki R., Chuenchart W., Surendra K.C., Shrestha S., Raskin L., Sung S., Hashimoto A., Khanal S.K. 2021. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technol*. 330, 125001.
- Ochando-Pulido J.M., Vuppala S., García-López A.I., Martínez-Férez A. 2024. A focus on anaerobic digestion and co-digestion strategies for energy recovery and digestate valorization from olive-oil mill solid and liquid by-products. *Sep Purif Technol.* 333, 125827.
- Ullmann F., Gerhartz W., Yamamoto Y.S., Campbell F.T., Pfefferkorno R., Rounsaville J.F. (1990). *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. VCH Publishers, Weinheim, Germany.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación recibida a través del proyecto PYC20RE048UCO: Convocatoria 2020 - Ecosistemas de Innovación de los Centros de Excelencia internacional - RIS3 Andalucía - Programa Operativo FEDER en Andalucía (2014-2020).

COMPOSTAJE URBANO DESCENTRALIZADO: EJEMPLO DE GESTIÓN EN LAS POBLACIONES DE TREMP Y LUMBIER

C. Álvarez-Alonso[1*], M.D. Pérez-Murcia[1], N. Manrique[1], S. Sánchez Méndez[1], E. Martínez-Sabater[1], L. Orden[1], I. Irigoien[2], M. López[3], R. Moral[1] y M.A. 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
**correo electrónico: cristina.alvareza@umh.es*

Resumen: La tendencia hacia la economía circular nos ha llevado a un cambio en los modelos de gestión de residuos lineales hacia modelos circulares, en los que los residuos se consideran recursos renovables. Así, la Unión Europea ha priorizado la gestión separada de biorresiduos, como la fracción orgánica de residuos municipales recogida separadamente y los restos de poda, con la finalidad de promover su reciclaje mediante tratamiento biológico en origen, dando lugar al desarrollo de nuevos métodos de compostaje descentralizado que permiten realizar una gestión sostenible *in situ*, al mismo tiempo que protegen la salud humana y el medioambiente. Por ello, en zonas rurales de Navarra (Lumbier) y Cataluña (Tremp) han implementado sistemas de recogida selectiva de biorresiduos que, mezclados con restos de poda y gestionados en instalaciones específicas de compostaje, obtienen compost con un valor añadido que es utilizado como enmienda orgánica en usos locales. Sin embargo, la estandarización en términos de control de proceso y producto final en estos modelos descentralizados es esencial para garantizar su valor agronómico y calidad y prevenir riesgos para la salud humana y el medioambiente derivado de su futuro uso. El objetivo de este estudio fue comparar un ciclo de compostaje de cada población, realizando el control del proceso de compostaje y caracterizando en términos de valor agronómico, calidad y madurez del compost obtenido, para determinar si su futuro uso como enmienda orgánica presenta ventajas frente al uso de fertilizantes inorgánicos y no causa riesgos para la salud humana y el medioambiente.

Palabras clave: Biorresiduos, economía circular, enmienda orgánica, sostenibilidad, valor agronómico.

1. Introducción

En los últimos años se ha observado una tendencia hacia la economía circular, que promueve el paso de un modelo de gestión lineal a otro circular en el que los residuos se consideran un recurso renovable que puede generar beneficios sociales, económicos y medioambientales. Por otro lado, la Unión Europea ha priorizado la gestión separada de los biorresiduos para promover su reciclaje mediante el tratamiento biológico en origen (UE, 2019). Así, el desarrollo de nuevos modelos de compostaje descentralizado se está convirtiendo en una realidad adaptada a las necesidades específicas de cada región que permiten la gestión sostenible *in situ* de los biorresiduos, al mismo tiempo que protegen tanto la salud humana como el medio ambiente. Por ello, algunas zonas rurales de Navarra (Lumbier) y Cataluña (Tremp) han implantado sistemas de recogida selectiva de residuos orgánicos, mediante quinto contenedor o recogida puerta a puerta, que se gestionan en instalaciones específicas de compostaje de cada comarca junto con los restos de poda urbana generados por los servicios de mantenimiento de parques y jardines. El material resultante obtenido, denominado compost, puede utilizarse como enmienda orgánica en los jardines locales o bien en agricultura, al presentar buenas condiciones agronómicas para el desarrollo de los cultivos.

Sin embargo, la falta de estandarización en términos de control de proceso y de producto final es esencial para garantizar el valor agronómico, la estabilidad, la madurez y la calidad del compost obtenido con el fin de asegurar las condiciones higiénicas del compost para prevenir riesgos para la salud humana y el medio ambiente (Policastro y col. 2022).

El objetivo de este trabajo fue el estudio comparativo de un ciclo de compostaje urbano descentralizado en cada municipio mencionado. Para ello, se caracterizaron tanto los materiales iniciales como los compost finales obtenidos en términos de valor agronómico y calidad, así como el proceso de compostaje. El estudio pretendía determinar si el futuro uso de este compost en agricultura presenta ventajas tanto económicas como ambientales frente al uso de fertilizantes inorgánicos evitando riesgos para la salud humana y el medio ambiente.

2. Material y Métodos

El co-compostaje de la fracción orgánica de los residuos orgánicos municipales recogidos separadamente (FORS) junto con los restos de poda urbana (RPU) generados en la Mancomunidad de la Comarca Sangüesa (Navarra) y en la Comarca de Pallars Jussà (Cataluña) se llevó a cabo en la planta de compostaje descentralizada de Bordablanca-JoseneaBio y en la planta de compostaje del Pallars Jussà en Tremp. En cada planta, la FORS es mezclada con la misma cantidad de RPU (1:1, volumen:volumen). Además, en la planta de Tremp también se utilizó material recirculado (MR), obtenido tras el tromelado (partícula < 10 mm) del compost maduro de procesos anteriores. Las principales características de los materiales iniciales utilizados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización de los biorresiduos utilizados en ambas plantas de compostaje (en peso seco).

	Lumbier		Tremp		
	FORS1	**RPU1**	**FORS2**	**RPU2**	**MR**
Humedad (%)	82,7	38,1	72,7	22,9	27,4
pH	5,7	6,4	6,0	5,8	8,5
Cond. Eléctrica (dS m^{-1})	8,6	0,9	6,1	0,5	4,0
MOT (%)	78,0	93,0	71,7	95,1	55,2
COT (%)	43,0	46,7	41,2	49,2	32,0
NT (%)	2,9	0,4	3,0	0,4	1,9
Relación COT/NT	14,5	132,3	13,4	126,0	16,8
P (g kg^{-1})	6,7	0,4	6,8	0,2	20,4
K (g kg^{-1})	16,1	2,5	12,2	1,1	13,3
Na (g kg^{-1})	5,5	0,3	4,6	0,04	6,0

FORS1 y 2: fracción orgánica recogida separadamente de Lumbier y Tremp, RPU1 y 2: residuos de poda urbana de Lumbier y Tremp, MR: material recirculado de Tremp, MOT: materia orgánica total, COT: carbono orgánico total, NT: nitrógeno total

Las dimensiones iniciales de la pila de compostaje en la planta de Lumbier fueron 44/2,5/0,7 m (largo/ancho/alto). Durante el primer mes y a los 60, 120 y 180 días, las pilas se voltearon y regaron semanalmente, al tiempo que se medían las temperaturas del proceso. En el caso de la pila de Tremp, la mezcla inicial de materiales tenía unas dimensiones de 20/2,5/1,5 m (largo/ancho/alto) y se volteaban mecánicamente y regaban con manguera una vez por semana. Las temperaturas en este caso se controlaban dos veces por semana.

Se recogieron cuatro muestras en diferentes momentos del proceso de compostaje de cada planta: al inicio (M1), durante la fase termófila (M2), al final de la fase de bio-oxidativa (M3) y en la madurez (M4). Los parámetros físico-químicos y químicos de todas las muestras se analizaron utilizando los métodos descritos por Vico et al. (2018), y el ensayo de autocalentamiento también se llevó a cabo de acuerdo a la metodología descrita por Brinton y col. (1995).

3. Resultados y Discusión

Durante la fase inicial de cada proceso de compostaje estudiado se observó un notable aumento de las temperaturas, superando rápidamente los 60 ºC durante los primeros días de

proceso en ambas plantas. Estas elevadas temperaturas se mantuvieron durante un periodo prolongado de más de una semana, superando los criterios establecidos en el Reglamento UE 2019/1009 en cuanto a la duración de determinadas temperaturas, con el fin de garantizar la higienización del material compostado.

La tabla 2 muestra la evolución de los parámetros físico-químicos y químicos de los procesos estudiados. Los valores iniciales de pH fueron ligeramente alcalinos en ambas pilas y aumentaron hacia la alcalinidad a lo largo del proceso. Sin embargo, en Tremp los valores de CE aumentaron debido a la mineralización de la materia orgánica y reducción de la humedad, mientras en Lumbier disminuyeron, lo que se asociada a la pérdida de sales lixiviadas por aplicación de riego excesivo o lluvias frecuentes al desarrollarse el proceso al aire libre (Paredes et al., 2001).

Tabla 2. Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos de los compost (resultados medios en peso seco).

Municipio	Muestras	Humedad (%)	DA (kg L^{-1})	pH	CE (dS m^{-1})	Na (g kg^{-1})	MO	Relación COT/NT
Lumbier	M1	62,0	0,635	6,9	4,3	3,8	65,4	18,8
	M2	53,0	0,351	7,6	2,9	2,7	60,1	18,3
	M3	49,8	0,514	8,4	2,7	3,1	48,6	12,1
	M4	47,2	0,622	8,1	2,5	3,5	41,5	11,9
Tremp	M1	45,6	0,371	7,2	3,5	4,4	65,1	23,8
	M2	51,0	0,450	6,4	7,1	5,5	61,6	20,1
	M3	25,4	0,304	9,0	4,9	6,8	48,3	17,6
	M4	34,7	0,579	8,7	6,3	7,3	44,5	9,1

DA: densidad aparente, CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, COT: carbono orgánico total, NT: nitrógeno total.

Tabla 3. Características agronómicas y parámetros de estabilidad y madurez de los compost.

Parámetros	Lumbier	Tremp
pH	8,1	8,7
CE (dS m-1)	2,5	6,3
MOT (%)	41,5	44,5
COT (%)	25,0	25,6
NT (%)	2,1	2,8
P_2O_5 (%)	1,6	2,1
K_2O (%)	1,7	3,7
CIC (meq 100g-1 OM)	116	75,5
IG (%)	107	69,5
Índice Humificación (Cext/COT)	0,2	0,4
Relación polimerización (%AcHum/%AcFulv)	2,9	3,3
Test de autocalentamiento	V, estable	V, estable

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, COT: carbono orgánico total, NT: nitrógeno total, CIC: capacidad de intercambio catiónico, IG: índice de germinación.

La tabla 3 muestra las principales características agronómicas y parámetros de estabilidad y madurez de los compost de Lumbier y Tremp. Todos los compost maduros presentaron un pH alcalino, alto contenido en MO y NT, así como valores de unidades fertilizantes de P y K similares a los obtenidos en otros estudios con este tipo de materiales (Álvarez-Alonso y col., 2023). La

capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue superior a los valores mínimos establecidos para compost maduros de 60-67 meq $100g^{-1}$ OM (Iglesias y Pérez (1992). Además, todos los compost superaron el límite del índice de germinación (IG), que indica la ausencia de fitotoxicidad. Por otra parte, el grado de humificación estudiado mediante el índice de humificación y la relación de polimerización, aseguraron la madurez de todos los compost al superar los criterios establecidos por la bibliografía (Roletto et al. 1985, Iglesias y Pérez, 1992). Todos los compost demostraron su estabilidad al superar el ensayo de auto-calentamiento (Brinton et al., 1995).

4. Conclusiones

La gestión de biorresiduos mediante modelos de compostaje urbano descentralizado permite obtener compost finales con capacidad fertilizante y características físico-químicas, químicas y biológicas compatibles con su uso en agricultura, sin causar riesgos para la salud humana y el medio ambiente. Las mezclas estudiadas, en general, permitieron obtener compost finales de alta calidad, maduros, estables y con buenas características agronómicas, capaces de reducir el consumo de fertilizantes minerales.

5. Bibliografía

Alvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M.D., Sánchez-Méndez, S., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., López, M., Nogues, I., Paredes, C., Orden, L., García-Rández, A., M. A. Bustamante, 2023. Municipal solid waste management in a decentralized composting scenario: assessment of the process reproducibility and quality of the obtained composts. Agronomy 2024, 14, 54. https://doi.org/10.3390/agronomy14010054

Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B., 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. Biocycle. 36.

Iglesias Jimenez, E, y Pérez García, V., 1992. Determination of maturity índices for city refuse composts. Agr. Ecosyst. Environ., 38, 331-343.

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.

Policastro, G., Cesaro, A., 2022. Composting of Organic Solid Waste of Municipal Origin: The Role of Research in Enhancing Its Sustainability. International Journal of Environmental Research and Public Health 20, 312. https://doi.org/10.3390/ijerph20010312

Roletto, E.; Barberis, R.; Consiglio, M. y Jodice, R. (1985). Chemical parameters for evaluating compost maturity. BioCycle, 26 (2): 46-47.

UE, 2019. 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 productos fertilizantes UE. Diario Oficial de la Unión Europea, L170, p1.

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 y, también ha sido apoyada por el Ministerio de Ciencia e Innovación con una beca pre-doctoral al primer autor (FPU21/01207). Los autores también desean agradecer a JoseneaBio S.L.U. y a la Planta de Compostaje del Pallars Jussa por su participación en este estudio.

DEGRADACIÓN DE AMINOPIRALIDA EN UN SUELO AGRÍCOLA ENMENDADO CON COMPOST VEGETAL

Jesús M. Marín Benito[1], José M. Ordax[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)*
msonia.rodriguez@irnasa.csic.es

Resumen: El herbicida aminopiralida pertenece al grupo 6-cloropicolinato que controla un amplio espectro de malas hierbas de hoja ancha en trigo y cebada. Los residuos de este herbicida pueden resultar fitotóxicos para los cultivos de rotación, siendo necesario estudiar su degradación y persistencia en suelos agrícolas bajo diferentes prácticas de manejo y condiciones edafoclimáticas. El objetivo de este trabajo fue estudiar bajo condiciones controladas de laboratorio (20˚C, oscuridad) el efecto de: i) la aplicación de compost vegetal como enmienda (2.5% p/p) a un suelo agrícola, ii) la dosis de herbicida aplicado como una formulación comercial (aminopiralida 30% p/p) a la dosis agronómica y al doble de ésta, y iii) la humedad del suelo (~ 25% y 50% de la capacidad de campo) en la velocidad de degradación de la aminopiralida. Las curvas de degradación del herbicida se ajustaron a un modelo cinético bifásico. La aminopiralida presentó una degradación más lenta y valores de vida media (DT_{50}) hasta 4.6 veces más elevados en los tratamientos de suelo enmendado con compost vegetal, debido al mayor contenido en carbono orgánico de estos suelos que aumentaron la adsorción del herbicida y disminuyeron su biodisponibilidad para ser degradado. Los valores de DT_{50} del herbicida fueron hasta 2.6 veces mayores en los suelos tratados con la dosis alta de herbicida en comparación con los suelos tratados con la dosis baja. Los valores de DT_{50} fueron hasta 2.3 veces superiores en los suelos con una humedad equivalente al 25% de la capacidad de campo de los suelos, debido a la formación de residuos fuertemente enlazados que aumentaron la retención del herbicida, dando lugar a una mayor persistencia del herbicida en el suelo. Este aumento fue mayor para los suelos enmendados con compost vegetal debido a una mayor retención del herbicida y a una disminución de la actividad microbiana en los suelos con menor humedad.

Palabras clave: herbicida, persistencia, enmienda orgánica, dosis, humedad del suelo

1. Introducción

Los residuos de herbicidas aplicados en el cultivo primario de cereal pueden ser fitotóxicos para el posterior cultivo de rotación. Diferentes prácticas agronómicas como la aplicación de residuos orgánicos como enmienda del suelo y la aplicación de herbicidas en post-emergencia de cultivos de cereal, así como condiciones climáticas desfavorables pueden prolongar la persistencia de herbicidas en suelos agrícolas, haciendo que la presencia de residuos de estos compuestos a concentraciones muy bajas produzca daños en los cultivos de rotación posteriores (Li y col., 2018).

El herbicida aminopiralida pertenece al grupo 6-cloropicolinato que controla en post-emergencia un amplio espectro de malas hierbas de hoja ancha en trigo y cebada. En estudios llevados a cabo en laboratorio bajo condiciones aeróbicas y oscuridad, la aminopiralida mostró una persistencia de moderada a alta. La aminopiralida presenta una movilidad muy alta en el suelo con potencial de lixiviación a las aguas subterráneas, y se considera que su adsorción depende del pH (adsorción más fuerte en suelos ácidos) (EFSA, 2013).

Algunas prácticas agrícolas habituales como la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo simultáneamente a la aplicación de herbicidas podrían modificar el comportamiento de estos compuestos en el suelo, incluyendo su velocidad de disipación. Además, otros factores como la dosis de herbicida, el régimen de riego o la precipitación que recibe el suelo pueden afectar a la velocidad de disipación de estos compuestos (Carpio y col., 2021; Li y col., 2018).

El objetivo de este trabajo fue estudiar bajo condiciones controladas de laboratorio (20˚C, oscuridad) el efecto de: i) la aplicación de compost vegetal como enmienda (2.5% p/p) a un suelo

agrícola, ii) la dosis de herbicida aplicado como una formulación comercial (aminopiralida 30% p/p) a la dosis agronómica y al doble de ésta, y iii) la humedad del suelo (~ 25% y 50% de la capacidad de campo) en la velocidad de degradación de la aminopiralida.

2. Material y Métodos

2.1 Herbicida y metabolito

El estándar analítico PESTANAL™ del herbicida aminopiralida (pureza 99.7%) fue suministrado por Sigma-Aldrich, Merck (Alemania). La formulación comercial del herbicida utilizada fue Intensity® 10 (Corteva Agriscience, S.L.U., Sevilla, España) que contiene un 30% p/p de aminopiralida. Los valores de la solubilidad en agua (20ºC) y el log K_{ow} (pH 7, 20ºC) son 2480 mg L^{-1} y -2.87, respectivamente (EFSA, 2013).

2.2 Residuo orgánico

El compost vegetal (GC) utilizado para enmendar el suelo fue suministrado por Viveros El Arca (Salamanca). Está compuesto por una mezcla de residuos vegetales procedentes de poda compostados y presenta un 37.7% humedad, pH 7.8, 19.1% carbono orgánico (CO) y 2.1% nitrógeno orgánico.

2.3 Suelo

Un suelo agrícola (S) con textura franco arenosa (11.1% arcilla, 28.1% limo, 60.8% arena) se muestreó (0-20 cm) en la finca experimental Muñovela (IRNASA-CSIC, Salamanca). El suelo fue enmendado con GC (S+GC) al 2.5% p/p. Algunas características de los suelos se incluyen en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Características del suelo sin enmendar y enmendado con compost vegetal (GC).

Suelo	pH	CO (%)	N (%)	C/N
S	6.2	1.12	0.126	8.9
S+GC	6.3	1.37	0.162	8.5

2.4 Estudios de degradación

La formulación comercial de aminopiralida se aplicó a la dosis agronómica (D1) y al doble de ésta (D2) en el suelo sin enmendar y enmendado con GC. Se incubaron muestras de cada tratamiento sin esterilizar y esterilizadas (500 g) con el herbicida por duplicado en condiciones controladas de humedad (~ 25% y 50% de la capacidad de campo de los suelos) y temperatura (20°C) en oscuridad, realizándose la extracción de los residuos de herbicida a diferentes intervalos de tiempo hasta 117 días. Se determinaron los parámetros cinéticos de degradación en el suelo sin enmendar y enmendado utilizando el modelo cinético que mejor se ajustó a los datos utilizando la herramienta Solver de Excel (FOCUS, 2006).

2.5 Determinación analítica del herbicida

El herbicida se extrajo con una mezcla de metanol:agua (50:50, 10 mL) desde muestras de suelo (5 g) por duplicado sin enmendar o enmendado. Las concentraciones de herbicida se cuantificaron por cromatografía líquida (HPLC/Q-TOF-MS) (Agilent, CA, USA), monitorizando la relación masa/carga (m/z) $[M+H]^+$ de 208.03.

3. Resultados y Discusión

Las curvas de degradación del herbicida aplicado a las dosis D1 y D2 en el suelo sin enmendar y enmendado con GC incubados a las humedades equivalentes al 25% y 50% de la capacidad de campo se ajustaron a un modelo cinético bifásico (primer orden multicompartimental - FOMC) (FOCUS, 2006), con parámetros de bondad de ajuste $\chi^2 \leq 8.3$ y $r^2 \geq 0.90$.

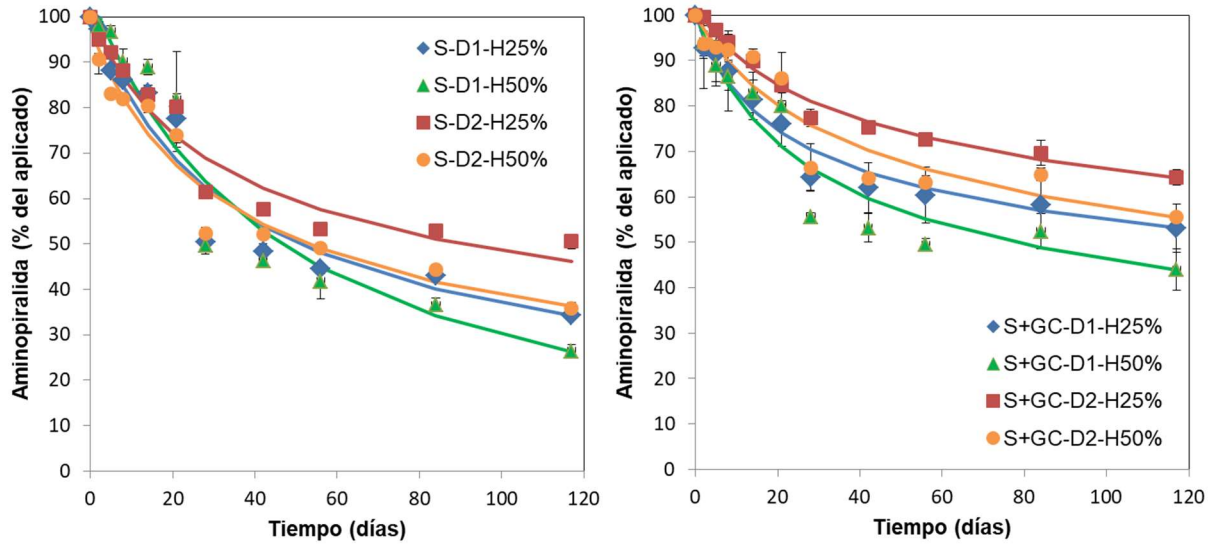


Figura 1. Curvas de degradación de aminopiralida en el suelo sin enmendar (S) y enmendado (S+GC) a la dosis agronómica (D1) y al doble de ésta (D2) bajo condiciones de humedad (H) equivalentes al 25% y 50% de la capacidad de campo de los suelos, ajustadas al modelo cinético FOMC.

Los valores de los parámetros cinéticos de degradación: α y β, vida media (DT_{50}, días), y vida 90% (DT_{90}, días), calculados a partir del ajuste de los datos de las curvas de degradación al modelo FOMC, se incluyen en la **Tabla 2**. Según el informe de la EFSA (2013) para aminopiralida, las curvas de degradación en suelos agrícolas sin enmendar bajo condiciones de laboratorio se ajustaron al modelo cinético de primer orden (SFO).

Tabla 2. Parámetros cinéticos de degradación de aminopiralida aplicado en el suelo sin enmendar (S) y enmendado (S+GC) a la dosis agronómica (D1) y al doble de ésta (D2) bajo condiciones de humedad (H) equivalentes al 25% y 50% de la capacidad de campo de los suelos.

Suelo	α / β	DT_{50} (d)	DT_{90} (d)	Suelo+Compost	α / β	DT_{50} (d)	DT_{90} (d)
S-D1-H25%	0.583/21.3	48.6	1086	S+GC-D1-H25%	0.225/7.3	153.1	$2.1x10^5$
S-D1-H50%	1.229/56.6	42.8	311.5	S+GC-D1-H50%	0.353/12.3	75.3	8308
S-D2-H25%	0.356/14.5	86.8	9267	S+GC-D2-H25%	0.204/13.6	395.2	$1.1x10^6$
S-D2-H50%	0.507/19.2	56.3	1790	S+GC-D2-H50%	0.286/17.0	174.8	$5.3x10^4$

Los valores de DT_{50} para el suelo sin enmendar están en el rango de valores determinados (26.2-144.7 días, 4 suelos) en estudios anteriores (EFSA, 2013). La aminopiralida presentó una degradación más lenta y valores de DT_{50} hasta 4.6 veces más elevados en los tratamientos de suelo enmendado (S+GC) que en los de suelo (S) (**Tabla 2**), debido al mayor contenido en CO de S+GC, que aumentó la adsorción del herbicida (García-Miro y col., 2022), disminuyendo su biodisponibilidad para ser degradado.

Los valores de DT_{50} del herbicida fueron de 1.3 a 2.6 veces mayores en los suelos tratados con la dosis alta (D2) de herbicida en comparación con los suelos tratados con la dosis baja (D1) (**Tabla 2**), debido a que los microorganismos podrían necesitar más tiempo para degradar una mayor cantidad de compuesto (Carpio y col., 2021).

Los valores de DT_{50} fueron hasta 2.3 veces superiores en los suelos con una humedad igual al 25% de la capacidad de campo de los suelos, que favoreció la formación de residuos enlazados que aumentaron la retención del herbicida, dando lugar a una mayor persistencia del herbicida en el suelo. Este aumento fue mayor para los suelos enmendados debido a una mayor retención del herbicida y a una disminución de la actividad microbiana en los suelos con menor humedad (Carpio y col., 2021; Li y col., 2018). Esta mayor persistencia del herbicida en los suelos con menor humedad fue corroborada por los valores de DT_{90}, que fueron hasta dos órdenes de magnitud mayores en los suelos con H25% (**Tabla 2**).

En los suelos estériles, aunque la degradación del herbicida fue muy lenta (DT_{50} > 1000 días) en todos los tratamientos, se observó que la degradación fue más lenta en los suelos con menor humedad (H25%). A 117 días, el porcentaje de herbicida remanente en los suelos estériles fue mayor del 90%, indicando que la degradación de aminopiralida es debida principalmente a procesos bióticos y que la degradación química y fotodegradación son procesos minoritarios (EFSA, 2013).

4. Conclusiones

Los diferentes tratamientos de un suelo agrícola (aplicación de enmienda orgánica, dosis de herbicida y humedad del suelo), en condiciones de laboratorio, tienen efectos diferentes sobre la disipación y persistencia de aminopiralida. La mayor persistencia del herbicida aplicado a la dosis alta en el suelo enmendado con compost vegetal y bajo una humedad del 25% de la capacidad de campo puede tener consecuencias negativas sobre el cultivo de rotación, aunque será necesario estudiar su disipación en condiciones reales de campo, donde otros procesos pueden intervenir en la persistencia de este compuesto.

5. Bibliografía

Carpio M.J., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., Marín-Benito J.M., 2021. Effect of organic residues on pesticide behavior in soils: a review of laboratory research. *Environments* 8(4), 32.

European Food Safety Authority (EFSA), 2013. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance aminopyralid. *EFSA J.* 11(9), 3352.

Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use (FOCUS), 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 Document Reference SANCO/10058/2005-v. 2.0, 434 pp.

García-Miro A., Ordax J.M., Sánchez-Martín M.J., Marín-Benito J.M., Rodríguez-Cruz M.S., 2022. Adsorción de Herbicidas Ionizables por Suelos Agrícolas sin Enmendar y Enmendados con Compost Vegetal. *Rev. Cienc. Agrar.* 45(4), 614–617.

Li W., Mao J., Dai X., Zhao X., Qiao C., Zhang X., Pu E., 2018. Residue determination of triclopyr and aminopyralid in pastures and soil by gas chromatography-electron capture detector: Dissipation pattern under open field conditions. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 155, 17–25.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación, AEI (proyecto PID2020-113379RB-I00). Agradecemos al Proyecto CLU-2019-05 – Unidad de Excelencia IRNASA-CSIC, financiado por la Junta de Castilla y León y cofinanciado por la UE-FEDER.

DIGESTIÓN ANAEROBIA DE BIOPLÁSTICOS Y POLÍMEROS EN DIFERENTES CONDICIONES

Sara Boo[1], Mónica Figueroa[1] e Iria Regueiro[1]

[1] Centro Tecnológico EnergyLab, Área de Bioenergía, Edificio CITEXVI, Vigo, Galicia 36310, España
sara.boo@energylab.es

Resumen: Se evaluó el efecto de dos co-sustratos (un FORM rico en lípidos y un FORM rico en carbohidratos) en la producción de biogás durante la digestión anaerobia de dos plásticos biodegradables y un polímero sintético convencional derivado de combustibles fósiles. Para este estudio se seleccionaron los siguientes materiales: el ácido poliláctico (PLA) y el poli(3-hidroxibutirato) (PHB) como biodegradables; y el polipropileno (PP) como sintético. Se llevaron a cabo tanto ensayos en mono-digestión, para determinar el potencial metanogénico (BMP) de cada sustrato por separado; como ensayos de co-digestión, para evaluar el efecto de la composición de los co-sustratos (lípidos o carbohidratos) en combinación con cada bioplástico. Adicionalmente, se evaluó el efecto de la temperatura (mesófila y termófila) en cada caso. Los ensayos de mono-digestión mostraron que los bioplásticos tienen un BMP comparable al de los FORM, a diferencia del plástico sintético, que presenta un valor muy bajo. En los ensayos de co-digestión se comprobó que el BMP no se ve afectado significativamente por el tipo de bioplástico presente y que es considerablemente mayor en el FORM rico en lípidos que en el FORM rico en carbohidratos. De manera general, el BMP aumenta a temperaturas más altas, tanto en los ensayos en mono- como en co-digestión. Por lo tanto, la digestión anaerobia podría ser una buena alternativa de gestión para los bioplásticos combinados con los FORM, ya que no se ve sustancialmente afectada y se consigue una degradación elevada, al tiempo que se recupera energía en forma de biogás.

Palabras clave: Biogás, biodegradable, co-digestión, FORM, economía circular.

1. Introducción

La producción de plásticos ha aumentado en los últimos años debido al bajo coste de producción, su versatilidad y durabilidad. En todo el mundo se producen 300 Mt de plástico al año, y se calcula que en 2050 podrían acumularse en vertederos o en el medio ambiente 12.000 Mt de residuos plásticos (Geyer R., 2017).

Este aumento de la producción, unido a una gestión inadecuada, ha desencadenado una acumulación de plásticos en el medio ambiente, que pueden permanecer en el planeta durante miles de años, ya que no se biodegradan como otros residuos.

En este contexto, se creó la Estrategia Europea de Plásticos para promover el uso de biopolímeros en el mercado, etiquetados como plásticos biodegradables y que según la Directiva UE 2019/904, son valorizables mediante digestión anaerobia (DA).

La digestión anaerobia es un proceso microbiológico para biodegradar residuos orgánicos y que tiene la ventaja de producir biogás que se puede emplear como fuente de energía. Uno de los residuos más utilizados en la DA es la fracción orgánica de los residuos municipales (FORM), que está constituida por restos de comida y cualquier sobrante de su preparación y restos vegetales de pequeño tamaño que pueden recogerse selectivamente y son susceptibles de degradarse biológicamente. Sin embargo, una recogida inadecuada de los FORM, empleando bolsas de plástico derivadas de combustibles fósiles pueden perjudicar las plantas de biogás (Bátori y col., 2018; Li H. y col, 2020) no sólo por producir atascos y atrapamientos en los sistemas mecánicos, sino también porque la presencia de microplásticos y nanoplásticos afecta a los microrganismos responsables del proceso biológico. Por ello, las bolsas de plástico biodegradables podrían ser una solución a este problema. Además, la posibilidad de obtener energía adicional mediante la DA confiere a los bioplásticos un valor añadido, ya que favorece una economía circular (Abraham y col., 2021).

La biodegradación de los polímeros plásticos depende de las condiciones en las que se lleva a cabo la DA, por lo que la presencia de bioplásticos y polímeros convencionales en los FORM puede tener efectos sobre las tasas de biodegradación de éstos y sobre la propia DA. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar la interacción de co-sustratos en la producción de biogás durante la DA mesófila y termófila de bioplásticos y polímeros.

2. Material y Métodos

Para los experimentos se consideraron 2 bioplásticos (PHB y PLA), 1 plástico sintético (PP), y 2 co-sustratos (un FORM rico en lípidos y un FORM rico en carbohidratos). La caracterización de las muestras se llevó a cabo empleando métodos estándar (APHA, AWWA, WEF, 2005) para determinar la concentración de ST, SV y DQO, en la Tabla 1 se puede observar tanto el contenido en sólidos como en nutrientes.

Tabla 1. Contenido en sólidos y nutrientes.

Muestra	ST (%)	SV (%)	Ratio (SV/ST)	Humedad (%)	Cenizas (%)	Lípidos (g/100g)	Carbohidratos (g/100g)	Proteínas (g/100g)
PHB	98,8	97,8	0,99	1,2	1,0	---	---	---
PLA	99,6	99,6	1,00	0,4	0,0	---	---	---
PP	99,9	99,7	1,00	0,1	0,2	---	---	---
FORM rico en lípidos	42,2	37,9	0,90	57,8	4,3	15,3	15,7	7,7
FORM rico en carbohidratos	37,0	32,2	0,87	63,0	4,8	8,7	21,0	7,1

Se llevaron a cabo ensayos en régimen discontinuo de determinación de potencial metanogénico para determinar la tasa de generación de biogás en condiciones óptimas de operación basadas en protocolos existentes (Angelidaki I. y col., 2009) en el equipo AMPTS II, que se muestra en la Figura 1. El método consiste en el seguimiento de la descomposición anaerobia de muestras orgánicas, con cantidad de inóculo conocida y suplemento de nutrientes, de forma que se evalúa la cantidad y la composición del biogás producido.

Figura 1. Analizador Automático de Medición de Metano (AMPTS II) de *Bioprocess Control*.

Se realizaron ensayos en mono-digestión para determinar el potencial de cada sustrato por separado y evaluar el efecto de la temperatura y ensayos en co-digestión para evaluar el efecto de la composición de los co-sustratos (lípidos o carbohidratos) cuando se combinan con cada bioplástico, en porcentajes del 90% y 10%, respectivamente y también para evaluar el efecto de la temperatura. Los ensayos se realizaron a 36 °C (mesófilo) y 55 °C (termófilo).

3. Resultados y Discusión

El potencial metanogénico de los ensayos de mono-digestión, tras 75 y 36 días de ensayo, se muestra tanto en la Tabla 2 como en la Figura 2 y la Figura 3.

Tabla 2. Potencial metanogénico (m^3 CH_4/t) de los ensayos de mono-digestión.

	36 ºC	55 ºC
PHB	156,0	333,7
PLA	116,7	258,7
PP	27,1	15,3
FORM rico en lípidos	137,6	213,3
FORM rico en carbohidratos	94,5	156,0

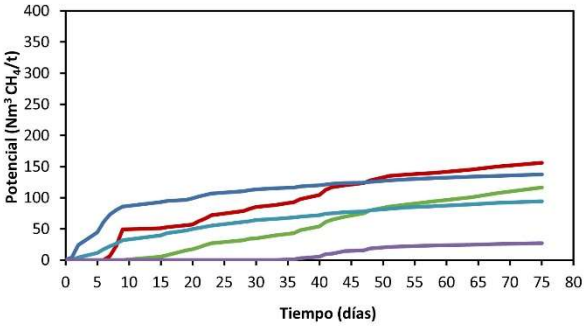


Figura 2. Potenciales de mono-digestión (m^3 CH_4/t) a 36°C de: *PHB (◆), PLA (◆), PP (◆), FORM rico en lípidos (◆), FORM rico en carbohidratos (◆).*

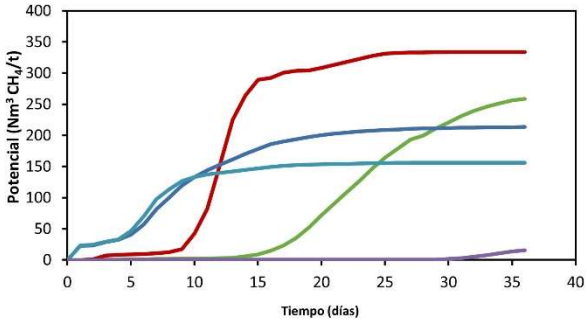


Figura 3. Potenciales de mono-digestión (m^3 CH_4/t) a 55°C de: *PHB (◆), PLA (◆), PP (◆), FORM rico en lípidos (◆), FORM rico en carbohidratos (◆).*

Los estudios de mono-digestión muestran que los bioplásticos tienen un potencial metanogénico que puede ser comparable al del FORM o ligeramente superior, ya que los valores se sitúan entre 116,7 y 156,0 m^3CH_4/t en rango mesófilo y entre 258,7 y 333,7 m^3CH_4/t en rango termófilo. Los valores de potencial obtenidos son similares a los reportados por otros autores (Öztekin y Sponza, 2024), donde se obtuvieron valores para el PHB y el PLA de 50 – 190 y 100 – 180 NL CH_4/kgSV a 38 ºC y de 400 – 490 y 260 – 310 NL CH_4/kgSV a 58 ºC, para una duración y relación inóculo/sustrato similar.

Se observó que un aumento de la temperatura incrementa la producción de biogás en casi todos los sustratos (Tabla 2), que coincide con lo reportado por otros autores (Mao y col., 2015).

En el caso del polímero sintético (PP), se ha obtenido un valor de potencial más bajo que con el resto de sustratos, pero indicativo de que algunos componentes presentes en el material pueden sufrir una ligera descomposición.

También se observó que los bioplásticos tienen un mayor potencial y una fase de retardo más corta que el PP (más de 30 días).

El potencial metanogénico de las co-digestiones a 36 °C y 55 °C se muestra tanto en la Tabla 3 como en la Figura 4 y la Figura 5, respectivamente.

Tabla 3. Potencial metanogénico (m^3 CH_4/t) de los ensayos de co-digestión.

	36 ºC	55 ºC
FORM lípidos + PLA	127,5	210,6
FORM lípidos + PHB	125,5	195,3
FORM carbohidratos + PLA	52,3	155,0
FORM carbohidratos + PHB	63,0	145,5

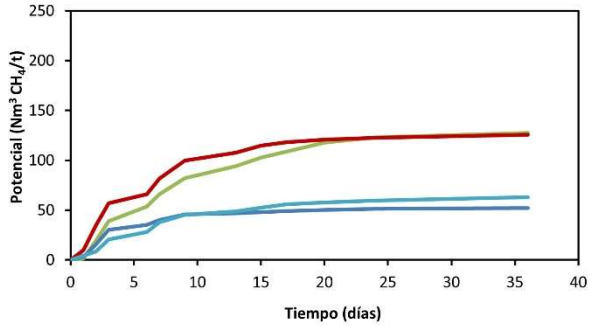


Figura 4. Potenciales de co-digestión (m^3 CH_4/t) a 36°C de: *FORM rico en lípidos + PLA (◆), FORM rico en lípidos + PHB (◆), FORM rico en carbohidratos + PLA (◆), FORM rico en carbohidratos + PHB (◆).*

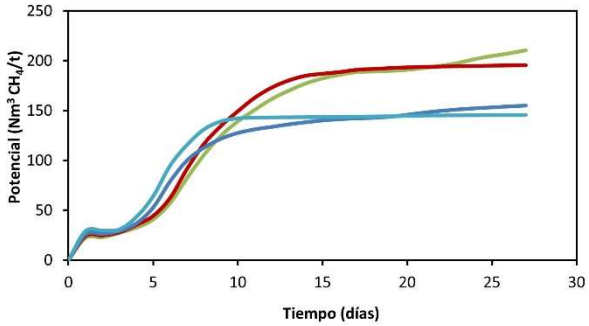


Figura 5. Potenciales de co-digestión (m^3 CH_4/t) a 55°C de: *FORM rico en lípidos + PLA (◆), FORM rico en lípidos + PHB (◆), FORM rico en carbohidratos + PLA (◆), FORM rico en carbohidratos + PHB (◆).*

El metano producido fue significativamente mayor en el FORM rico en lípidos (combinado con PLA o PHB) que en el FORM rico en carbohidratos y aumentó a temperaturas más altas.

Además, los estudios de co-digestión muestran que el potencial metanogénico no se ve afectado significativamente por las características de los FORM para cada tipo de bioplástico.

4. Conclusiones

El potencial de biogás de los bioplásticos fue similar al de los FORM, y superior al potencial del plástico sintético. La digestión anaerobia podría ser una buena alternativa de gestión para los bioplásticos combinados con los FORM, al tiempo que se recupera energía en forma de biogás.

5. Bibliografía

Abraham A., Park H., Choi O., Sang B. I. 2021. Anaerobic co-digestion of bioplastics as a sustainable mode of waste management with improved energy production – A review. *Bioresource Tech*. 322, 124537.

Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos J.L., Guwy A.J., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., Van Lier J.B. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci. Technol*. 59 (5), 927-934.

APHA, AWWA, WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. Centennial Edition, Washington, EUA. 21th Ed., 1368 pp.

Bátori V., Åkesson D., Zamani A., Taherzadeh M.J., Horváth I.S. 2018. Anaerobic degradation of bioplastics: A review. *Waste Manag*. 406-413.

Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv*. 3, e1700782.

Li H., Xu S., Wang S., Yang J., Yan P., Chen Y., Guo J., Fang F. 2020 New insight into the effect of short-term exposure to polystyrene nanoparticles on activated sludge performance. *J Water Process Eng*. 38, 101559.

Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. 2015. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and sustainable energy reviews*, 45, 540-555.

Öztekin, R., & Sponza, D. T. 2024. Methane Production from Poly(lactic Acid) (PLA) and Polyhydroxybutyrate (PHB) Biodegradable Plastics with Anaerobic Granulated Sludge. *Financ. Eng.*, *2*, 65-92.

6. Agradecimientos

Esta publicación es parte del proyecto de I+D+i TED2021-131278B-C22, que está financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN), la Agencia Estatal de Investigación (AEI) 10.13039/501100011033, y por la Unión Europea Next GenerationEU y el Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR).

ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL FERTILIZANTE DE LODOS DE DEPURADORA A PARTIR DE NIRS E INTELIGENCIA ARTIFICIAL (IA): PROYECTO OPTIFANGS

Xavier Barber[1], Javier Martín-Pozuelo[1], Encarnación Martinez-Sabater[2], Luciano Orden[2], Evan Marks[2], María Dolores Pérez Murcia[2], Jerónimo Franco[3], Amadeo Samper[3], Antonio Ruiz Canales[2], Javier Andreu[2], Raul Moral[2]

[1]Unidad de Estadística Aplicada, Centro de Investigación Operativa, Universidad Miguel Hernández de Elche, Elche (Alicante), España.
[2]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, carretera Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España
[3] SAV, Agricultores de la Vega de Valencia, Plaza Tetuán, 46003 Valencia
raul.moral@umh.es

Resumen: La validación de modelos basado en espectroscopía en el infrarrojo cercano (NIRS) y mejorados con el uso de herramientas de inteligencia artificial como método de estimación de los principales nutrientes, contenido de materia orgánica y metales pesados en lodos de depuradora y su comparación con los procedimientos clásicos de análisis fue el propósito principal de este estudio. Se utilizaron 40 lodos procedentes de diferentes depuradoras, agrupados por capacidad de tratamiento de la planta y tipología de estabilización de los lodos para calibrar el modelo OPTIFANGS. La precisión del modelo NIRS+IA "OPTIFANGS" comparada con los resultados analíticos clásicos fue estudiada dependiendo de cada parámetro a estimar, incluyendo un amplio set de parámetros agronómicos y medioambientales.

1. Introducción

En ocasiones los lodos de depuradora son adicionados al suelo sin una previa caracterización completa de estos materiales, ya que requiere de tiempo y dinero y la normativa vigente prescribe unas necesidades de control analítico que no incluyen la elevada variabilidad en la composición específica del lodo. La estimación de parámetros clave en términos de requerimientos agronómicos y ambientales basados en el uso de la espectroscopía en el infrarrojo cercano (NIRS) puede ser una propuesta interesante de cara a solucionar los problemas de gestión actuales. NIRS se aplica frecuentemente en análisis de tipo ambiental, por ejemplo, del contenido en materia orgánica y carbono en suelos, ácidos húmicos y fúlvicos, residuos orgánicos, calidad nutricional de forrajes y concentración de minerales en plantas.

2. Material y métodos

Para el desarrollo de la herramienta de estimación NIRS OPTIFANGS se han utilizado 40 muestras distintas de lodos de depuradora procedentes de plantas de depuración de aguas residuales (EDAR) de la Comunidad Valenciana en 2023. Las muestras fueron secadas, molidas y almacenadas para su posterior análisis mediante técnicas analíticas convencionales por triplicado. La conductividad eléctrica y el pH fueron determinadas en el extracto acuoso 1:10 (p/v); la materia orgánica total por calcinación a 540ºC durante 4 horas. Los contenidos totales de C y N fueron determinados por combustión seca 950ºC mediante un analizador elemental (Truspec CN, Leco, St. Joseph, Mich., USA). Después de una digestión por microondas en medio de ácido nítrico, el P fue determinado por colorimetría, K y Na por espectrofotometría de emisión y Ca, Mg, Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Ni and Hg por absorción atómica (Varian 220FS Atomic Absorption Spectrometer, Varian Inc., Melbourne, Australia). Todas las determinaciones fueron realizadas por cuadruplicado. Esas mismas muestras fueron escaneadas mediante un espectrómetro NIRS con transformada de Fourier (MPA, Bruker Optik GMBH, Germany) en el rango de 12,000 a 3800 cm^{-1} produciendo

espectros con 2126 puntos por muestra, donde cada espectro es el promedio de tres escaneos consecutivos de la misma muestra.

Para determinar el modelo de predicción OPTIFANGS que mejor ajusta los espectros con los valores analíticos tradicionales se estudiaron diferentes modelizaciones: regresión por mínimos cuadrados parciales (partial least square regression, PLSR) (Höskuldsson, 1988), regresión por componentes principales (principal component regression, PCR) (Jolliffe, 1982), regresión ridge (Ridge regression) (Golub et al., 1999) y regresión Lasso (Least absolute shrinkage and selection operator regression) (Tibshirani, 1996). Además, se estudiaron distintas alternativas de preprocesamiento de las señales NIR (Zhang, 2022): sin procesado, estandarización de la señal (Standar Normal Variate, SNV), corrección de dispersión multiplicativa (Multiplicative scatter correction, MSC), suavizado de la señal mediante el algoritmo de Savitzky-Golay (SG1), primera derivada de la señal mediante el algoritmo de Savtzky-Golay (SG2) y segunda derivada de la señal mediante el algoritmo de Savitzky-Golay.

Se aplicó cada modelo a cada señal, con y sin preprocesamiento. Se calibraron los modelos mediante validación cruzada y se analizó el ajuste de cada uno con la finalidad de determinar el modelo que presentara mejor ajuste. Para ello, se calculó la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de determinación (R^2). Finalmente se compararon algunos estadísticos de resumen de los valores reales con los valores ajustados por el modelo óptimo.

3. Resultados y discusión

La mayoría de los modelos óptimos encontrados (Tabla 1) arrojan un valor para el coeficiente R^2 superior o igual al 0,8. De estos, el 52,94% han sido modelos PLSR aplicados a alguna de las señales preprocesadas (44,44% SG2, 22.22% SG3 y SNV, y 11.11% SG1). Asimismo, el 47,06% de los modelos óptimos restantes se han obtenido mediante regresiones Ridge y Lasso (23,53% cada uno). Los resultados obtenidos reflejan un valor en el coeficiente R^2 inferior a 0,8 en los siguientes parámetros: calcio (0,580), sodio (0,782), cobre (0,787) y plomo (0,315). La capacidad de estimación de los modelos desarrollados mejoran de forma muy significativa gracias al uso de IA los obtenidos por Galvez-Sola et al. (2013, 2015) y especialmente para parámetros tradicionalmente mal estimados vía NIR como metales pesados y algunos macronutrientes.

La elección de modelos y señales con preprocesamiento conlleva diferencias importantes en el ajuste. Como se observa en la Figura 1A, la modelización del nitrógeno consigue un aumento de un 25% de la variabilidad explicada entre los distintos modelos estudiados. Esto también se refleja en la Figura 1C con un aumento gradual de la variabilidad de los residuos. Finalmente, dentro de un mismo modelo se pueden apreciar diferencias reseñables en la calidad del ajuste al variar entre los distintos tipos de preprocesamiento (Figura 1B).

4. Conclusiones

Las señales NIR se han demostrado de gran utilidad en la predicción de los compuestos químicos y especialmente el uso de IA permite mejorar significativamente la capacidad de estimación muy elevada contribuyendo a la mejora en la gestión agronómica de los lodos. Sin embargo, es esencial considerar y comparar los resultados de distintas alternativas en la modelización, ya que estos pueden ofrecer diferencias considerables en la calidad del ajuste.

Parámetro	Modelo óptimo	Transf.*	Media	Desv. estándar	Mediana	Media	Desv. estándar	Mediana	RMSE	R^2
			NIR			Análisis químico			Precisión del modelo	
pH, ud. pH	SNV-PLS	-	6,56	0,40	6,51	6,56	0,43	6,47	0,153	0,872
CE	SNV-PLS	-	4,39	1,51	4,15	4,39	1,52	4,17	0,166	0,988
MO	SG2-PLS	-	66,5	6,0	66,0	66,5	6,6	66,0	2,594	0,840
Nitrógeno (N), %	SG2-Lasso	-	6,43	0,86	6,62	6,43	0,90	6,66	0,122	0,981
Fósforo (P), %	SG3-PLS	-	2,44	0,47	2,43	2,44	0,48	2,44	0,067	0,980
Potasio (K), %	SG2-PLS	-	0,39	0,18	0,36	0,39	0,19	0,38	0,034	0,966
Calcio (Ca), %	SG3-Ridge	-	4,88	0,92	4,81	4,88	1,84	4,51	1,179	0,580
Magnesio (Mg), %	SG2-PLS	-	0,55	0,15	0,52	0,55	0,15	0,52	0,042	0,922
Sodio (Na), %	SG1-PLS	-	0,23	0,11	0,20	0,23	0,13	0,18	0,058	0,782
Hierro (Fe), g kg^{-1}	SG2-Lasso	log	14173	12907	5859	14767	13822	6457	3558	0,932
Cobre (Cu), mg kg^{-1}	SG3-Lasso	log	217	81	209	225	118	202	53,898	0,787
Manganeso (Mn), mg kg^{-1}	SG2-PLS	-	97	52	74	97	53	75	8,107	0,976
Zinc (Zn), mg kg^{-1}	SNV-Ridge	-	949	326	885	949	447	839	173,56	0,850
Cadmio (Cd), mg kg^{-1}	SG1-Ridge	log	0,90	0,24	0,85	0,91	0,30	0,85	0,105	0,870
Niquel (Ni), mg kg^{-1}	SNV-Lasso	-	69	37	51	69	42	44	13,275	0,896
Cromo (Cr), mg kg^{-1}	SG3-Ridge	log	47,2	23,1	42,3	48,3	26,7	41,6	6,494	0,939
Plomo (Pb), mg kg^{-1}	SG3-PLS	-	28,5	6,2	28,6	28,5	11,0	27,8	8,963	0,315

* Transf. Hace referencia a la transformación de la variable respuesta del modelo.

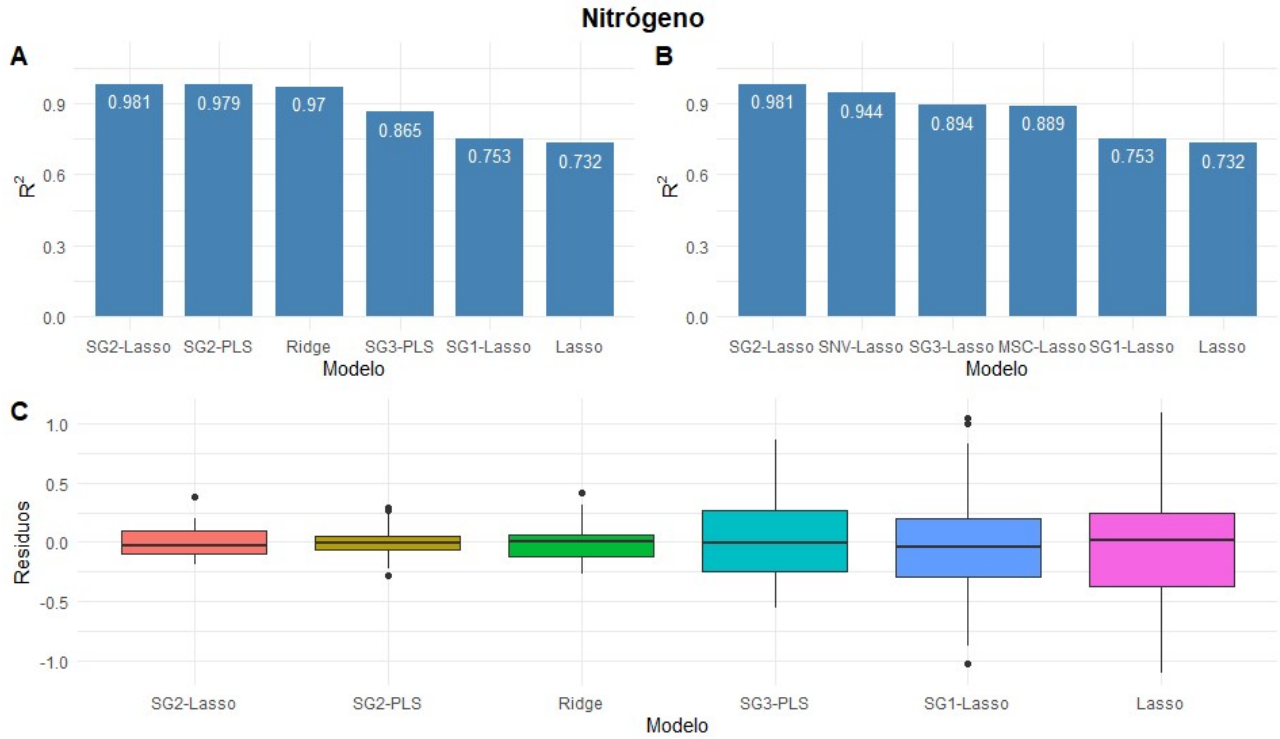


Figura 1. Coeficiente de determinación (R^2) de los mejores y peores modelos empleados en el ajuste del nitrógeno (A). Comparación entre los ajustes con las señales preprocesadas en la modelización Lasso (B). Comparativa de la distribución de los residuos de los mejores y peores modelos (C).

5. Referencias bibliográficas

Galvez-Sola, L., Morales, J., Mayoral, A.M., Paredes, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Barber, J.X., Moral, R. (2013) Estimation of parameters in sewage sludge by near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS) using several regression tools. Talanta, 110, pp. 81-88.

Galvez-Sola, L., García-Sánchez, F., Pérez-Pérez, J.G., Gimeno, V., Navarro, J.M., Moral, R., Martínez-Nicolás, J.J., Nieves, M. (2015). Rapid estimation of nutritional elements on citrus leaves by near infrared reflectance spectroscopy (2015) Frontiers in Plant Science, 6 (JULY), art. no. 571, 8 p.

Golub, Gene H. Christian Hansen, Per. O'Leary, Dianne P. (1999). Tikhonov Regularization and Total Least Square. *SIAM Journal on Matrix Analysis and Applications.* 21(1), 185-194.

Höskuldsson, A. (1988). PLS regression methods. *Journal of chemometrcs,* 2(1), 2011-2028.

Jolliffe, Ian T. (1982). A note on the use of principal components in regression. *Journal of the Royal Statistical Society,* 31(3), 300-303.

Tibshirani, R. (1996). Regression Shrinkage and Selection via the Lasso. *Journal of the Royal Statistical Society,* 58(1), 267-288.

Zhang, W. Chamara Kasun, L.C. Wang, Q.J. Zheng, Y. Lin, Z.A. (2022). A review of machine learning for Near-Infrated Spectroscopy. *Sensors,* 22(24), 9764.

6. Agradecimientos

Este proyecto está financiado por el proyecto INNEST/2023/115 de la Agencia Valenciana de la Innovación (IVACE+).

EVALUACIÓN DE FUENTES FOSFÓRICAS ORGÁNICAS Y ORGÁNICAS-MINERALES EN LA NUTRICIÓN DE HORTALIZAS DE HOJA

Lucía Valverde-Vozmediano[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Miguel A. Mira-Urios[1], Silvia Sánchez-Méndez[1], Jose A. Sáez- Tovar[1], Luciano Orden[2], Ernesto Santateresa[3], M. Dolores Pérez-Murcia[1], M. Ángeles Bustamante[1], Raúl Moral[1].

[1] Grupo GIAAMA, Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental CIAGRO, Universidad Miguel Hernández de Elche. Crta Beniel km 3,2 C.P. 03312 Orihuela.
[2] Dpto. de Agronomía, Univ. Nacional del Sur, Buenos Aires, Argentina
[3] Sociedad de Fomento Agrícola Castellonense S.A. (FACSA), Castellón de la Plana, España
e.martinezs@umh.es

Resumen: La escasez de fósforo es uno de los principales retos para la agricultura en un futuro próximo. Por ello, la búsqueda de fuentes alternativas de fósforo es crucial. El objetivo de este estudio fue el análisis comparativo de fertilizantes fosfóricos recuperados de fuentes residuales alternativos a los fertilizantes inorgánicos convencionales, en mezclas con compost pelletizados. Se realizó un ensayo de macetas utilizando plántulas de lechuga *Lactuca sativa* var. baby leaf, en suelo franco-arcilloso (1500 g) de pH corregido 6,5 bajo condiciones controladas de producción (Tª 21ºC, Hª 60% y 12 h de iluminación artificial). Los fertilizantes testados a una dosis de 120 kg P ha^{-1} pelletizados con compost y sin pelletizar fueron: harina de hueso (HH), roca fosfórica (RF), fosfato monoamónico (MAP) y estruvita (STR). Durante el ciclo del cultivo se realizaron 3 muestreos (13, 24 y 41 días), donde se evaluó de forma no destructiva el contenido en clorofila (CCC) y el factor de cobertura vegetal (fCOVER) en las lechugas. La cosecha se realizó a los 45 días post plantación. Las lechugas se pesaron individualmente con el fin de determinar el rendimiento en fresco. El pellet orgánico-mineral de estruvita (P-STR) mostró los mejores resultados junto al pellet inorgánico de MAP. Ambos exhibieron una mayor biodisponibilidad de P, que permitió el mayor rendimiento de las plantas (g material vegetal $maceta^{-1}$) así como un mayor contenido en clorofila y una mayor cobertura vegetal respecto a los mismos fertilizantes sin pelletizar y respecto al resto de tratamientos.

Palabras clave: lechuga, fertilizante, compost, pelletizado, estruvita

1. Introducción

El uso inadecuado de los fertilizantes de fósforo (P) tradicionales, asociado a las prácticas agrícolas intensivas, ha provocado importantes problemas medioambientales como su acumulación en los suelos y la eutrofización de las aguas (Shu et al., 2006). Otro problema añadido es la dependencia de las reservas minerales de P_2O_5, cuyo agotamiento se prevé en las próximas décadas (Yesigat et al., 2022). Por este motivo, es crucial la búsqueda de fuentes alternativas de P que permitan satisfacer la demanda de la industria de fertilizantes y que al mismo tiempo permitan el desarrollo de un nuevo modelo agrícola con prácticas más sostenibles. Una de las vías que se está explorando es la recuperación de P a partir de distintos flujos residuales. El objetivo de este estudio fue el análisis comparativo de fertilizantes fosfóricos recuperados de fuentes residuales respecto a fertilizantes de P tradicionales en términos de eficiencia agronómica.

2. Material y Métodos

En este estudio se estableció un ensayo de macetas utilizando plántulas de lechuga (*Lactuca*

sativa L. var. *baby leaf*). Se prepararon macetas (11 cm de diámetro y 15 cm de profundidad) con 1500 g de suelo. El suelo utilizado consistió en un suelo sintético de textura franco-arcilloso (OECD 208:2006), corrigiéndose el pH a 6,5 con $FeSO_4$ con el fin de mejorar la disponibilidad de los nutrientes. Las macetas se dispusieron en condiciones controladas en un invernadero de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela de la Universidad Miguel Hernandez (EPSO-UMH) a temperatura constante de 21 ºC, 60% de humedad relativa y fotoperiodo de 12 h con iluminación artificial.

Se empleó un diseño completamente aleatorizado (n= 30) de 9 tratamientos con tres repeticiones incluyendo un testigo sin fertilizar (Tabla 1) aplicados a una misma dosis de P (120 kg P ha^{-1}) al momento del trasplante. El nitrógeno (N) fue suministrado con nitrato de potasio (13-00-46) para todos los tratamientos a una dosis 200 kg N ha^{-1}.

Tabla 1. Estrategias de fertilización evaluadas.

	Fertilizante	**N**	**P**	**K**
C	Control sin fertilización			
MAP	Fosfato monoamónico	12	61	0
STR	Estruvita	2	11	0
RF	Roca fosfórica	0	18	0
HH	Harina de Hueso	3	12	0
P-MAP	Pellet compost + MAP	7	10	1
P-STR	Pellet compost + STR	4	7	1
P-RF	Pellet compost + RF	1	6	1
P-HH	Pellet compost + HH	3	5	2

Los pellets utilizados fueron manufacturados en las instalaciones de Compolab EPSO-UMH. Estos pellets con alto contenido en P estaban compuestos por un 50% de compost de alperujo, gallinaza y hoja de olivo (en proporción 50:20:20 respectivamente) como base orgánica y por un 50% de las distintas fuentes de fósforo.

Tras la aplicación de los tratamientos en superficie, se irrigó el suelo al 60 % de capacidad de campo con agua destilada y a continuación se sembraron los plantones de lechuga. Durante el ciclo del cultivo se realizaron 3 muestreos (13, 24 y 41 días), donde se evaluó de forma no destructiva el contenido en clorofila (CCC) y el factor de cobertura vegetal (fCOVER) en las lechugas utilizando un dispositivo de medida de clorofila portátil (SPAD Minolta 502) y smartphone (Canopeo App). La cosecha se realizó a los 45 días post plantación. Las lechugas se pesaron individualmente con el fin de determinar el rendimiento en fresco (g MF). Los datos de las variables se analizaron con ANOVA mediante la prueba LSD de Fisher ($p<0.05$) con software estadístico (Infostat, v.2020).

3. Resultados y Discusión

3.1. Cobertura vegetal

Se encontraron diferencias significativas en cada uno de los muestreos ($p< 0.001$) entre las lechugas donde se aplicaron fertilizantes minerales (MAP, STR) y orgánicos (HH, RF), así como entre los pellets P-MAP y P-STR respecto a P-RF y P-HH (Figura 1). Las lechugas fertilizadas con P-MAP y P-STR exhibieron un fCOVER significativamente más alto en el momento de la cosecha (3er muestreo) que el resto de tratamientos.

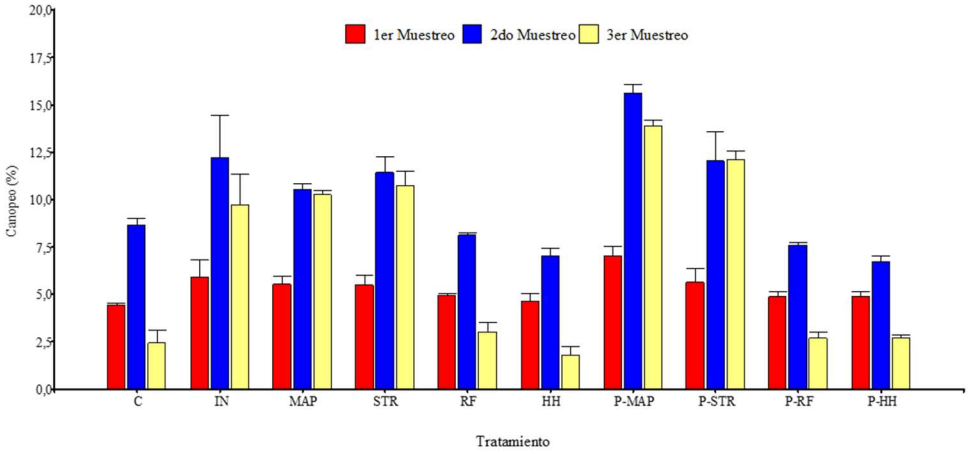


Figura 1. Cobertura vegetal de las plantas de lechuga en las fechas de muestreo evaluadas.

3.2. Contenido en clorofila

Los resultados de contenido en clorofila correlacionan con los de cobertura vegetal, observándose diferencias significativas entre lechugas fertilizadas con MAP y STR frente a HH y RF, así como entre los pellets P-MAP y P-STR respecto a P-RF y P-HH (Figura 2). Las lechugas fertilizadas con IN, P-MAP y P-STR exhibieron niveles de clorofila significativamente más altos ($p< 0.001$), que el resto de tratamientos.

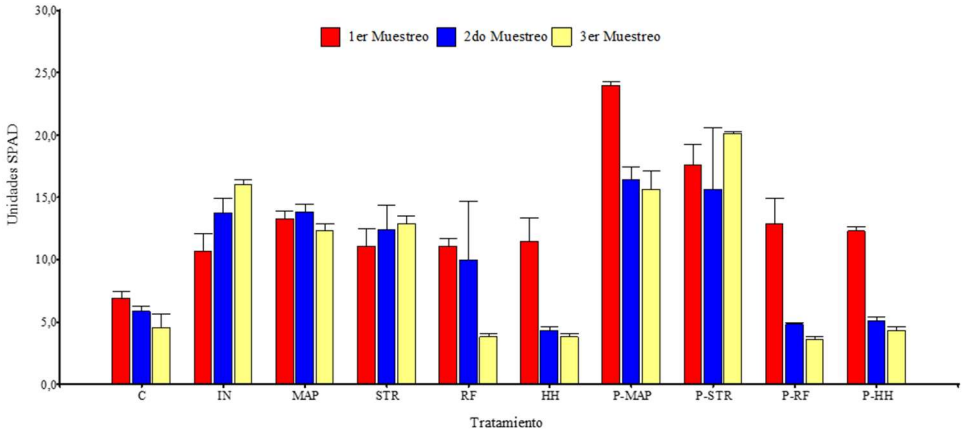


Figura 2. Contenido en clorofila del cultivo de lechuga en los tratamientos de fertilización evaluados.

3.3. Rendimiento

Los datos de biomasa fresca en el momento de la cosecha mostraron un rendimiento significativamente superior de las lechugas fertilizadas con P-MAP y P-STR (Figura 3). No se encontraron diferencias significativas en el desempeño de los fertilizantes minerales (IN, MAP y STR), que se diferenciaron significativamente de la fertilización orgánica (RF y HH).

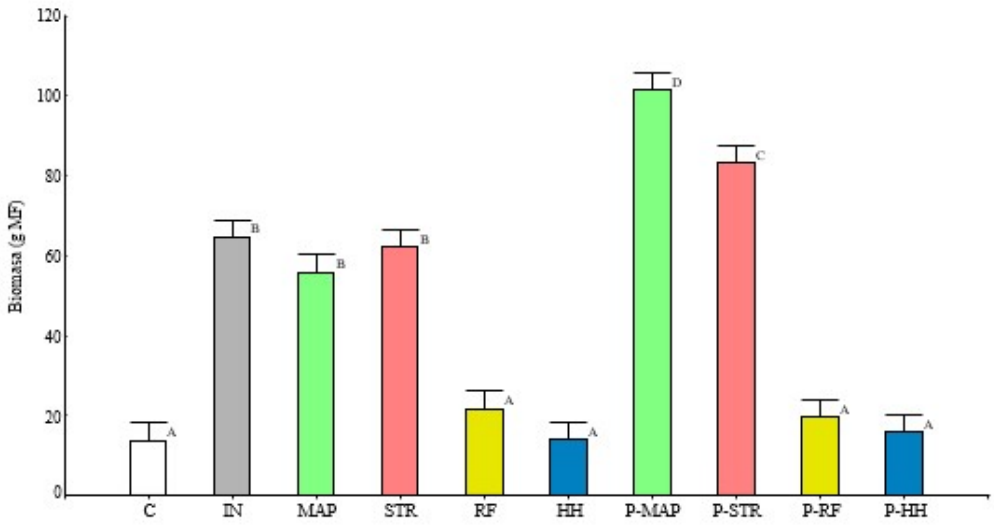


Figura 3. Rendimiento del cultivo de lechuga de los tratamientos de fertilización evaluados.

4. Conclusiones

La estruvita, tanto en forma pelletizada como sin pelletizar, obtuvo un rendimiento similar al del fertilizante inorgánico MAP. Se obtuvieron mejores datos de rendimiento en el caso de MAP y estruvita pelletizados con compost (50:50) que sin pelletizar, probablemente debido a la influencia de la matriz orgánica sobre la fertilidad del suelo. Los datos de cobertura vegetal y de clorofila hacia cosecha muestran correlación con los de rendimiento.

5. Bibliografía

Shu L., Schneider P., Jegatheesan V., & Johnson J., 2006. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology*, *97*(17), 2211–2216. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.005

Yesigat A., Worku A., Mekonnen A., Bae W., Feyisa G. L., Gatew S., Han J. L., Liu W., Wang A., & Guadie A., 2022. Phosphorus recovery as K-struvite from a waste stream: A review of influencing factors, advantages, disadvantages and challenges. *Environmental Research*, *214*(P3), 114086. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114086

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del Proyecto FERTILAB (PLEC2022-009252) financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea, Next Generation EU/PRTR, y apoyado por INVEST/2022/080 a través de un contrato de investigación a la primera autora.

EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE BIOPOLÍMEROS EN SUELOS MEDIANTE LA DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO

Aarón Lagoa[1], David Gutiérrez-Rial[1], Iria Villar[1], Salustiano Mato[1], Benedicto Soto[2]

[1]Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidade de Vigo.
[2] Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidade de Vigo.
aaron.lagoa@uvigo.gal

Resumen: El uso de bioplásticos se está convirtiendo en una alternativa sostenible a los plásticos convencionales. Sin embargo, debido a su novedad, numerosos aspectos de su degradación todavía se desconocen. En este trabajo, se evaluó la técnica de respirometrias cerradas con aireaciones periódicas como método alternativo para el estudio de la biodegradabilidad de plásticos en suelos siguiendo la norma ISO 17556:2019. Para ello, se utilizaron dos biopolímeros; el ácido poliláctico (PLA) (bioplástico compostable) cuyo uso está ampliamente extendido en la actualidad y el polihidroxibutirato (PHB) (bioplástico biodegradable) alternativa a los polímeros convencionales se espera que incremente considerablemente en los próximos años. Tras 60 días de ensayo, el PHB se degradó en tasas similares a la celulosa mientras que la degradación del PLA fue prácticamente nula hasta el mes de ensayo, alcanzando al final del experimento el 15% de degradación. Además, se demuestra la viabilidad del uso de respirómetros cerrados para evaluar la degradación de bioplásticos. Esto supone una gran ventaja por tratarse de una técnica sencilla, relativamente económica y rápida para evaluar la biodegradación de estos compuestos.

Palabras clave: Respirómetro cerrado, biodegradación, bioplásticos, PHB, PLA.

1. Introducción

Los plásticos son materiales sintéticos cuyas propiedades físicas, químicas y mecánicas les proporcionan las características adecuadas para ser utilizados en la fabricación de numerosos productos de uso diario (Faizan y col., 2021). La demanda actual de estos productos es elevada situando la producción global de plásticos en los 400 millones de toneladas en el año 2022 (Plastics Europe, 2023), siendo la mayoría, plásticos de un solo uso. De esta manera, se produce una gran cantidad de residuos plásticos que deben ser gestionados, o como ocurre en la mayoría de las ocasiones, que acaban acumulados en los ecosistemas (Geyer y col., 2017). Uno de los ecosistemas más afectados por este tipo de contaminación son los suelos (Horton y col., 2017), siendo las principales fuentes de contaminación los efluentes y lodos de depuradoras y el mantillo plástico utilizado en las actividades agrícolas (Chae y An, 2018).

Para minimizar los efectos perjudiciales de esta contaminación plástica una alternativa de popularidad creciente es el uso de bioplásticos. Bajo el nombre de bioplásticos se engloban plásticos bio-basados, biodegradables o con ambas características (Shruti y Kutralam-Muniasamy, 2019). Los bioplásticos biodegradables deben cumplir estándares específicos establecidos por las normas ISO y otros organismos internacionales para garantizar que se descomponen adecuadamente en condiciones específicas.

Como ocurre con los plásticos convencionales, su degradación en los ecosistemas puede derivar en la formación de MPs. Si bien, debido a su novedad, los efectos adversos de los MPs bioplásticos son todavía inciertos. Se sabe que pueden actuar como vectores de otros contaminantes (Liu y col., 2022), liberar aditivos al medio o modificar la biodiversidad de los ecosistemas (Ali y col., 2023). Además, debido a su pequeño tamaño interactúan fácilmente con el entorno y son capaces de incorporarse en las cadenas tróficas (Huerta Lwanga y col., 2017).

Los objetivos de este estudio fueron i) evaluar la técnica de respirometrías cerradas con aireaciones como método alternativo a los propuestos en la norma UNE-EN ISO 17556:2019 en la evaluación de degradación de plásticos en suelos y ii) comparar las diferencias en la degradación en el suelo de un film de PLA y un film de PHB en formato de MP.

2. Material y Métodos

La metodología se basa en la determinación de la demanda de oxígeno en respirómetros cerrados. Los microorganismos aeróbicos se alimentan del sustrato consumiendo el oxígeno y liberando CO_2 el cual queda retenido en una trampa de NaOH, generando un descenso de la presión, la cual es registrada por un manómetro. La bajada de presión permite determinar el consumo de oxígeno (DBO) y, mediante su comparación con la demanda teórica de oxígeno (ThOD) del material de ensayo, determinar su porcentaje de biodegradación.

En este experimento, se evaluó la degradación de dos biopolímeros (PLA y PHB) en suelo normalizado a partir de la formulación de la norma UNE-EN ISO 17556:2019 (Tabla1).

Tabla 1. Formulación del suelo normalizado en función de la norma UNE-EN ISO 17556:2019.

Constituyente	Masa seca g/Kg de suelo	Sales	g/Kg de suelo
Arena de cuarzo	700 g	KH_2PO_4	0.2 g
Arcilla caolita	100 g	$MgSO_4$	0.1 g
Suelo natural	160 g	$NaNO_3$	0.4 g
Compost	40 g	$CO(NH_2)$	0.2 g
		NH_4Cl	0.4 g

Para preparar el suelo normalizado se utilizó suelo natural del Campus Universitario de As Lagoas Marcosende clasificado como umbrisol según la WRB. Se secó a temperatura ambiente y se tamizó por una luz de malla de 2mm. En cuanto al inóculo, se empleó compost de biorresiduo (Compost Galicia S. A.) que se secó a temperatura ambiente, se tamizó por 2mm y se trituró para asegurar su homogeneidad. Antes de introducir el suelo normalizado en los recipientes, se ajustó su pH a 7.5 mediante la adición de $CaCO_3$ y se humedeció al 50% de la capacidad de campo incorporando en disolución las sales de la Tabla 1. En cada recipiente se incorporaron 100 g de suelo normalizado y 100 mg de bioplástico, además, se realizó un control negativo (100 g de suelo) y un control positivo (100 g de suelo y 100 mg de celulosa microcristalina en polvo). De cada tratamiento se realizaron tres réplicas, así como de los controles negativo y positivo. En cada recipiente, 50mL de una disolución de NaOH 1M para la captación del CO_2 resultante de la respiración microbiana. Para medir la bajada de presión en los respirómetros se utilizaron manómetros de la marca Oxitop®. El ensayo duró 60 días y se llevó a cabo en condiciones de oscuridad y temperatura constante de 25ºC. Para evitar condiciones de hipoxia, se abrieron periódicamente los respirómetros antes de que la presión descendiera de -100 hPa. De esta manera, se incluye una modificación en la metodología de respirómetros cerrados realizando la aireación de los recipientes que permite prolongar el tiempo de proceso.

3. Resultados y Discusión

En la Figura 1 se muestra la degradación del PLA y PHB frente a la celulosa en 60 días.

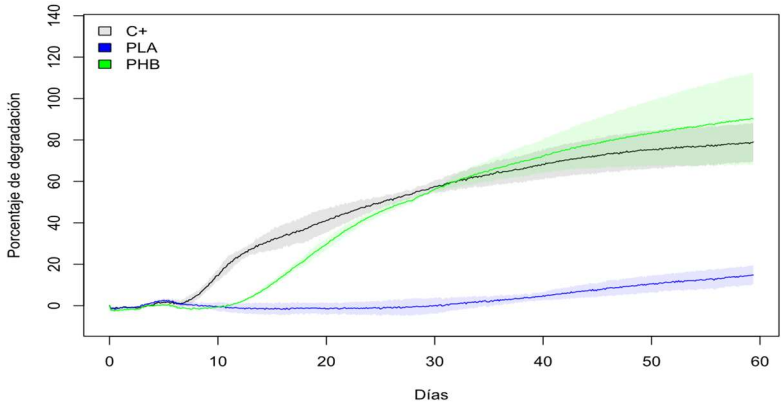


Figura 1. Curvas de biodegradación del C+, PLA y PHB (media ± SD, N=3) tras 60 días de proceso.

Como se observa en la Figura 1, tras 60 días el porcentaje de degradación de la celulosa (78.6%) fue superior al 60 % por lo que el estudio puede ser considerado válido de acuerdo con los criterios de la norma ISO 17556:2019. Por otra parte, el PHB alcanzó una degradación final del 90%, similar al de la celulosa, pero el comportamiento de ambos compuestos fue diferente. La degradación del PHB en los primeros 15 días fue mucho más elevada que en la celulosa. Esto puede deberse principalmente a dos factores. En primer lugar, la celulosa se incorporó en formato polvo, mientras que el PHB en formato film, provocando que la relación superficie/volumen fuese mayor en la celulosa y facilitando la degradación rápida por parte de los microorganismos (Adhikari y col., 2023). En segundo lugar, la celulosa es un compuesto más fácilmente digerible por parte de los microorganismos y por celulosomas, grandes enzimas extracelulares. El PHB, al igual que la mayor parte de los polímeros y biopolímeros, presenta una estructura química demasiado compleja para ser digerido directamente por los microorganismos. Éstos requieren de procesos previos de degradación llevados a cabo por enzimas extracelulares que dan lugar a compuestos de menor tamaño y degradables por enzimas intracelulares (Erdal y Hakkarainen, 2022). Altaee y col. (2016) obtuvieron valores de degradación (62 %) calculados a partir de pérdida de peso similares a los de este experimento (72 %) al enterrar durante 6 semanas films de PHB en un suelo fértil (pH 7.30, humedad 80 % y temperatura 30°C). Esto evidencia la biodegradabilidad del PHB en suelos y la viabilidad de las respirometrías cerradas para su evaluación, permitiendo optimizar los procesos de biodegradación tanto en tiempo como en costes.

El PLA, a su vez, solamente alcanzó el 15% de degradación al final del ensayo. El PLA es un termoplástico alifático lineal potencialmente degradable en suelos, sin embargo, para su degradación son necesarias temperaturas más elevadas y un alto contenido en humedad. En suelos su degradación es lenta debido a que, a bajas temperaturas, la ratio de reacciones hidrolíticas es menor. Por ello, el proceso de degradación en suelos necesita tiempos mayores, como se observó en este estudio (Pranamunda y col., 1997; Tokiwa y Calabia, 2006). Por el contrario, en condiciones de compostaje donde se alcanzan temperaturas de hasta 60 ºC el PLA es hidrolizado a moléculas de menor tamaño que posteriormente son degradadas a CO_2 y agua por los microorganismos (Vasile y col., 2018).

Para finalizar, un hecho común en los estudios de biodegradabilidad es la gran variabilidad que se obtiene tanto entre diferentes estudios como entre réplicas del mismo ensayo. Esto pone de manifiesto por una parte la ausencia de un único método completamente estandarizado en el que todas las variables que tienen influencia sobre los procesos de degradación estén controladas al 100 %. Por ejemplo, la norma UNE ISO 17556:2019 especifica que para la formulación del suelo normalizado ha de utilizarse un suelo natural pero las condiciones de éste con el tiempo, así como la composición de microorganismos (bacterias, actinomicetos y hongos) del compost utilizado como inóculo son muy variables. Esto dará lugar irremediablemente a diferencias fundamentalmente entre laboratorios, algo ya demostrado por Muller y col. (1992). Sin embargo, en ocasiones esta variabilidad puede llegar a producirse incluso entre las propias réplicas del mismo experimento, como ha ocurrido en este ensayo, donde tanto el PHB como la celulosa exhibieron una gran desviación estándar.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo demostraron que la utilización de la técnica de respirometrías cerradas es adecuada para evaluar la biodegradabilidad de bioplásticos. Mediante este procedimiento se puede evaluar en un periodo breve de tiempo cuál será el comportamiento de estos nuevos biopolímeros en el suelo, pudiendo simularse diferentes escenarios controlando la temperatura, la humedad u horas de luz. Además, se demuestra que el PHB es biodegradable bajo las condiciones de este ensayo, degradándose un 90% en 60 días. Por el contrario, el PLA es potencialmente biodegradable en suelos, pero más lentamente ya que requiere de temperatura y humedad más elevados para que tenga lugar la actividad hidrolítica. Por último, la gran variabilidad intra e interlaboratorio a la que están sometidas estas pruebas dificultan la

comparación de los datos. Sería necesario destinar más esfuerzos de investigación de cara a la obtención de un medio de ensayo que no estuviera sometido a la variabilidad que experimentan tanto el suelo natural como el inóculo empleado para formular el suelo normalizado.

5. Bibliografía

Adhikari D., Mukai M., Kubota K., Kai T., Kaneko N., Araki K. S., Kubo, M. (2016). Degradation of bioplastics in soil and their degradation effects on environmental microorganisms. *J Agric Chem Environ*, *5*(1), 23-34.

Ali W., Ali H., Souissi S., Zinck P. (2023). Are bioplastics an ecofriendly alternative to fossil fuel plastics? *Environ Chem Lett*, 21(4), 1991-2002.

Altaee N., El-Hiti G. A., Fahdil A., Sudesh K., Yousif, E. (2016). Biodegradation of different formulations of polyhydroxybutyrate films in soil. *SpringerPlus*, 5, 1-12.

Chae Y. y An Y. J. (2018). Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. *Environ pollut*, 240, 387-395.

Dissanayake P. D., Withana P. A., Sang M. K., Cho Y., Park J., Oh D. X., ... y Ok, Y. S. (2024). Effects of biodegradable poly (butylene adipate-co-terephthalate) and poly (lactic acid) plastic degradation on soil ecosystems. *Soil Use Manage*, 40(2), e13055.

Erdal N. B., y Hakkarainen M. (2022). Degradation of cellulose derivatives in laboratory, man-made, and natural environments. *Biomacromolecules*, 23(7), 2713-2729.

Faizan M., Nadeem H., Arif A., Warda Zaheer (2021) . Bioplastics from Biopolymers: An Eco-Friendly and Sustainable Solution of Plastic Pollution. *Polym. Sci. Ser.* 63, 47–63.

Fernandes M., Salvador A., Alves M. M., Vicente A. A. (2020). Factors affecting polyhydroxyalkanoates biodegradation in soil. *Polym Degrad Stab*, 182, 109408.

Geyer R., Jambeck J. R., Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv*, *3*(7), e1700782.

Horton A. A., Walton A., Spurgeon D. J., Lahive E., Svendsen C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ*., 586, 127-141.

Huerta Lwanga E., Mendoza Vega J., Ku Quej V., Chi J. D. L. A., Sanchez del Cid L., Chi C., Escalona Segura G., Gersten H., Salánki T., Van der Ploeg M., Koelmans A. A., Geissen V. (2017). Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific reports*, *7*(1), 14071.

Liu J., Wang P., Wang Y., Zhang Y., Xu T., Zhang Y., Xi J., Hou L., Li L., Zhang Z., Lin Y. (2022) Negative effects of poly (butylene adipate-co-terephthalate) microplastics on *Arabidopsis* and its root-associated microbiome. *J Hazard Mater.,* 437:129294

Muller R., Augusta J., Pantke M. (1992). An interlaboratory investigation into biodegradation of plastics: Part 1: A modified Sturm-test. *Mater. Org,* 27, 179–189.

Plastics Europe (2023) *Plastics—The facts. Plastic Europe.* https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/ (fecha de consulta 10/06/2024)

Pranamuda H., Tokiwa Y., Tanaka, H. (1997). Polylactide degradation by an *Amycolatopsis* sp. *Appl. Environ. Microbiol*., 63(4), 1637-1640.

Qi X., Yiwei R., Wang X. (2017) "New advances in the biodegradation of Poly (lactic) acid." *Int Biodeterior Biodegrad,* 117, 215-223.

Rudnik E. y Briassoulis D. (2011). Comparative Biodegradation in Soil Behaviour of two Biodegradable Polymers Based on Renewable Resources. *J Polym Environ* 19, 18–39.

Shruti V. C., Kutralam-Muniasamy G., (2019) Bioplastics: Missing link in the era of Microplastics. *Sci. Total Environ*. 697, 134139.

Tokiwa Y., Calabia B. P. (2006). Biodegradability and biodegradation of poly (lactide). *Appl. Microbiol. Biotechnol*. 72(2), 244-251.

Vasile C., Pamfil D., Râpă M., Darie-Niţă R. N., Mitelut A. C., Popa E. E., ... y Popa, M. E. (2018). Study of the soil burial degradation of some PLA/CS biocomposites. *Compos. B Eng*. 142, 251-262.

6. Agradecimientos

Esta publicación es parte del proyecto TED2021-131278B-C21, financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033/ y por la “Unión Europea NextGenerationEU/PRTR” y la ayuda FPU22/01712 financiada por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por “FSE Invierte en tu futuro”.

INFLUENCIA DE UN PRE-TRATAMIENTO CON OZONO EN LA FERMENTACIÓN OSCURA TERMOFÍLICA: EFECTO SOBRE LA MICROBIOTA DEL PROCESO

M. 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
**mariaeugenia.ibanez@uca.es*

Resumen: La eficacia la digestión anaerobia (DA) es limitada cuando se tratan sustratos complejos. por tanto, una co-digestión y un pre-tratamiento pueden ser necesarios para mejorar el proceso. Un pre-tratamiento con ozono de los lodos se ha comprobado que aumenta la producción de bio-hidrógeno y ácidos grasos volátiles (AGV) en la fermentación oscura, además de reducir la carga de patógenos inicial. Adicionalmente, la dinámica poblacional presente en el reactor permite tener un punto de vista más detallado de los procesos que están ocurriendo y las vías por las que se están generando el bio-hidrogeno y los AGV.
En este estudio se analiza el efecto de una dosis optimizada de ozono (0,018 g O_3/g ST_0) tanto en las poblaciones presentes en los biosólidos como en el reactor. El reactor utilizado era de mezcla completa, termofílico acidogénico (55ºC y pH 5,5), en co-digestión (biosólidos/vinazas, (50:50)) y un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 15 días. Para la evaluación de la microbiota se utilizaron el método Colilert® y la hibridación fluorescente in situ (FISH).
Los resultados indicaron que el ozono redujo en un orden de magnitud la concentración de *Echerichia coli* respecto a la inicial. Además, influyó en la comunidad acidogénica acetógena y en las utilizadoras de hidrogeno, donde se incrementaron las concentraciones un 76% y 33% respectivamente, mientras que las archeas metanógenas acetoclásticas se redujeron en un 55%.

Palabras clave: Hibridación Fluorescente In Situ (FISH), Colilert®, Patógenos, Biosólidos, Vinazas.

1. Introducción

El tratamiento de biorresiduos y su reintroducción en el ciclo productivo como recursos pueden incluirse en el concepto de economía circular y biorrefinería. Asimismo, dentro de ese escenario, la biorrefinería anaerobia se basa en el concepto de biorrefinería (conversión de biomasa en combustibles, energía y productos químicos) a través de los distintos procesos biológicos implicados en la digestión anaerobia (DA) (Ibáñez-López et al., 2023).

Uno de los biorresiduos generados más importantes son los biosólidos de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). A nivel de industria agroalimentaria, otro que presenta una producción elevada en nuestra zona son los subproductos de la vinificación, como son los de la destilación del vino, las conocidas como vinazas.

La eficacia la DA es limitada cuando se trata de sustratos complejos, por tanto, una co-digestión y un pre-tratamiento (ozonización) pueden mejorar el proceso. Se ha comprobado que la ozonización en lodos aumenta la producción de bio-hidrógeno y ácidos grasos volátiles (AGV) en la fermentación oscura, además de reducir la carga inicial de patógenos. Adicionalmente, la dinámica poblacional presente en el reactor permite tener una visión más detallada de los procesos que están ocurriendo y las vías por las que se está generando los subproductos.

En este estudio se analiza el efecto del ozono (0,018 g O_3/g ST_0) en las poblaciones presentes tanto en los biosólidos como en el efluente del reactor (fermentación oscura).

2. Material y Métodos

En este estudio se emplearon lodos secundarios de depuradora (L) y vinazas (V). Los lodos procedían de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Guadalete y las vinazas de la Bodega González-Byass, ambas situadas en Jerez de la Frontera, Cádiz (España).

En el ensayo se ozonizaron los lodos y después fueron mezclados con las vinazas (50:50 v/v).

2.1 Ozonización

Los ensayos de ozonización se realizaron en la Planta Piloto de Tecnologías de Ozonización ubicada en el Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO) en el Campus de Puerto de Real de la Universidad de Cádiz. La planta piloto está equipada con un generador de ozono GZ20, PROY 1536 (ZonoSistem, España), que pre-concentra el oxígeno del aire atmosférico. Los experimentos de ozonización se realizaron en semicontinuo y el ozono se introdujo en el sistema a un caudal de 0,6 $NL \cdot min^{-1}$ utilizando un difusor poroso.

Se utilizó un contactor de 2 litros, situado encima de un agitador, para garantizar una distribución uniforme del ozono por toda la columna de lodos.

2.2 Microbiología

Los ensayos para evaluar la evolución de las poblaciones se llevaron a cabo tanto de las muestras ozonizadas, como sin ozonizar.

Se empleó la técnica FISH para conocer la dinámica poblacional de las comunidades presentes en el reactor alimentado con L/V (lodo/vinaza) o LO/V (lodo ozonizado/vinaza). En cuanto a la carga de patógenos presente en los lodos se utilizó el método Colilert® para la detección de Coliformes totales y *Echerichia coli*.

2.2.1. FISH

Para conocer las poblaciones presentes en el reactor, se empleó el procedimiento de microscopia de epifluorescencia mediante hibridación molecular in situ (FISH). Esta técnica de conteo permite la identificación y cuantificación de grupos microbianos mediante el empleo de sondas de oligonucleótidos marcadas con fluorescencia (Tabla 1).

Tabla 1. Sondas de oligonucleótidos usadas en la determinación de la dinámica poblacional.

Sondas	**Secuencia**	**Diana**	**Formamida** (%)	**T** (ºC)	**Tiempo** (h)
EUB338	GCTGCCTCCCGTAGGAGT	Eubacteria	20	46	1,5
ARC915	GTGCTCCCCCGCCAATTCCT	Archaea	35	46	1,5
SYMBAC824	GTACCCGCTACACCTAGT	Syntrophobacter spp. (PUA)	10	46	2
MSAE825	TCGCACCGTGGCCGACACCTAGC	Methanosaetaceae (AUM)	20	46	1,5
MBAC1174	TACCGTCGTCCACTCCTTCCTC	Methanobacteriaceae (HUM)	35	46	1,5
MS821	CGCCATGCCTGACACCTAGCGAGC	Methanosarcinae (HAUM)	40	46	2

AUM: Acetate-utilizing Methanogens, BUA: Butyrate-utilizing Acetongs, HAUM: Hydrogen/Acetate-utilizing methanogens, HUM: Hydrogen-utilizing Methanogens y PUA: Propionate-utilizing Acetogens.

2.2.2. Colilert®

Para evaluar los patógenos (*E. coli*) se realizó el método Colilert 18 (de la empresa IDEXX), que permite cuantificar Coliformes totales y *E. coli* en 18h, sin necesidad de realizar pruebas confirmatorias y basado en el Numero Más Probable (NMP). El cálculo del NMP por gramo de matriz húmeda, Cu, será: **Cu = N × b × d/a** (**Cu:** número de *E. coli* en 1 g de muestra, **N**: índice de NMP, **b**: factor de dilución inicial, **d**: factor diluciones seriadas, **a**: volumen de muestra inoculada).

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se muestran los resultados obtenidos tras la realización del FISH, donde se puede observar cómo hay un cambio en las poblaciones presentes antes y después del tratamiento con ozono. El principal cambio se registra en la comunidad acidogénica, donde se dobla su concentración. También se ve como las archaeas metanogénicas disminuyen a la mitad después del tratamiento. Así mismo, también se observó un ligero aumento de las bacterias utilizadoras de hidrogeno.

Tabla 2. Porcentajes de las poblaciones microbianas presentes en el reactor antes y después del pre-tratamiento con ozono.

Poblaciones Microbianas	**L/V**		**LO/V**	
	Concentración (Cel/ml)	Porcentaje	Concentración (Cel/ml)	Porcentaje
Microorganismos Totales	$18x10^8$	100	$22x10^8$	100
EUB338	$15x10^8$	85	$19x10^8$	86
ARC915	$26*10^7$	14,7	$31x10^7$	14
MS821	$26x10^7$	14,5	$35x10^7$	15,7
MSAE825	$20x10^7$	11	$11x10^7$	5
SYMBAC824	$30x10^7$	17	$67x10^7$	30
MBAC1174	$25x10^7$	14	$41x10^7$	18,6

En la Figura 1 se puede observar como una pequeña dosis de ozono es suficiente para reducir en un orden de magnitud tanto los Coliformes totales como *E. coli*. Así mismo esta dosis hace que aumente la concentración total de microorganismos involucrados en la fermentación oscura, de un 44% a un 56%, hecho directamente relacionado con el aumento en la producción de bio-H_2 (58%) y de AGV (43%) respecto a la mezcla sin tratar (Ibáñez-López et al., 2023).

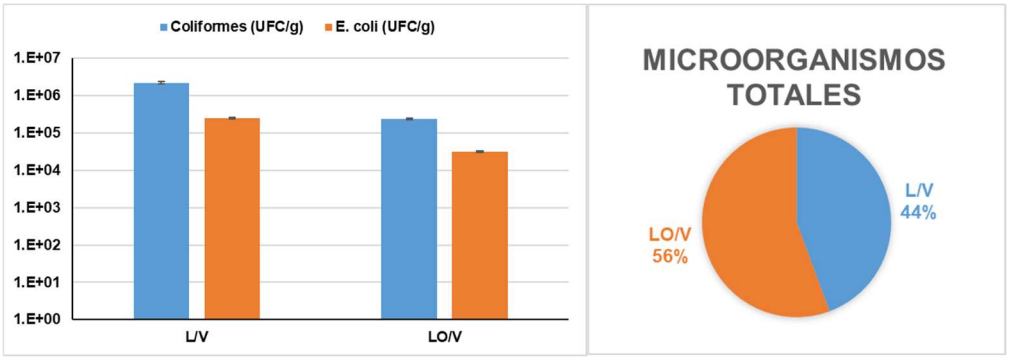


Figura 1. Evolución de la concentración total de microorganismos, así como de Coliformes totales y *E. coli* tras un tratamiento con ozono.

En la Figura 2 se aprecia como han cambiado las poblaciones microbianas especificas implicadas en la DA, donde las archaeas metanógenas acetoclásticas disminuyen su concentración en un 55%, mientras que las implicadas en la fermentación oscura, acidogénicas acetógenas y utilizadoras de hidrogeno, se incrementaron en un 76% y 33%, respectivamente (Tuncay et al., 2022).

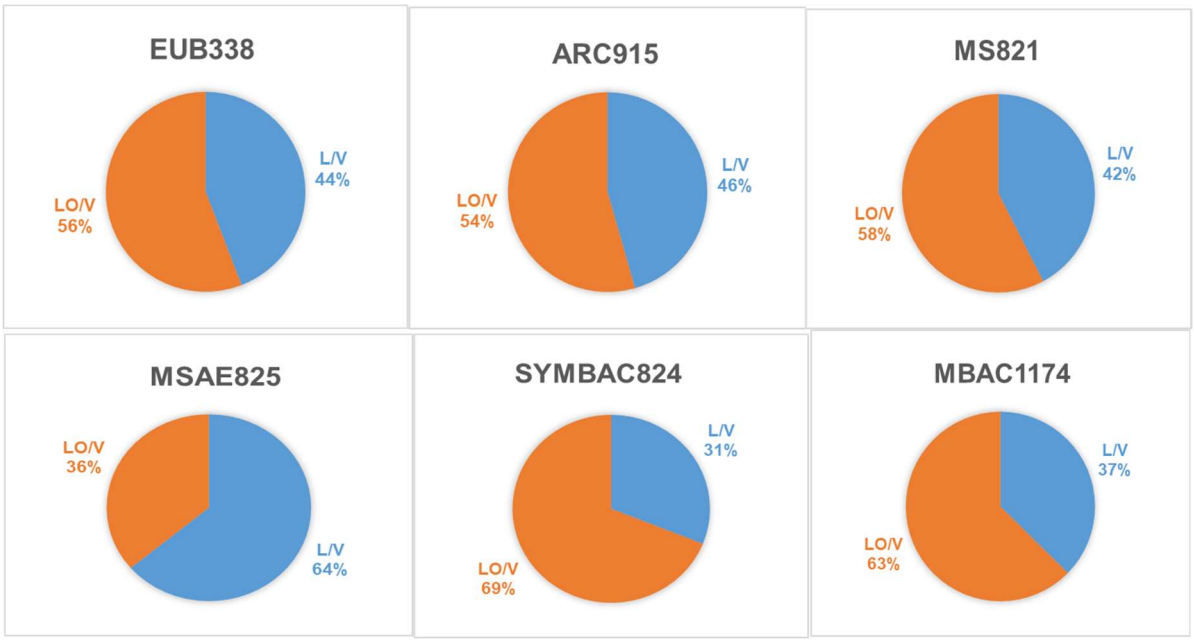


Figura 2. Evolución de los porcentajes de los microorganismos dianas antes y después de un tratamiento con ozono.

4. Conclusiones

Los resultados indicaron que el ozono redujo un orden de magnitud la concentración de *Echerichia coli* y Coliformes totales iniciales. Además, influyó en la comunidad acidogénica acetógena y en las utilizadoras de hidrogeno, donde se incrementaron las concentraciones un 76% y 33% respectivamente, mientras que las archaeas metanógenas acetoclásticas se redujeron un 55%.

5. Bibliografía

Ibáñez-López, M. E., Frison, N., Bolzonella, D., & García-Morales, J. L. (2023). Enhancing Anaerobic Digestion with an UASB Reactor of the Winery Wastewater for Producing Volatile Fatty Acid Effluent Enriched in Caproic Acid. *Fermentation*, *9*(11), 958. https://doi.org/10.3390/fermentation9110958

Tuncay, S., Akcakaya, M., & Icgen, B. (2022). Ozonation of sewage sludge prior to anaerobic digestion led to Methanosaeta dominated biomethanation. *Fuel*, *313*, 122690. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122690

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el Programa Operativo FEDER 2014-2020 y por la Consejería de Economía, Conocimiento, Empresas y Universidad de la Junta de Andalucía (FEDER-UCA18-107460). Los autores agradecen el contrato predoctoral de la Junta de Andalucía PREDOC-01870 (E. Díaz-Domínguez).

PISTAHULL: OBTENCIÓN DE UN BIOHERBICIDA A PARTIR DE LOS RESIDUOS PROCEDENTES DEL PELADO DEL PISTACHO PARA EL CONTROL DE MALAS HIERBAS DE HOJA ANCHA Y ESTRECHA

Ana Isabel González-Hernández[1,2], Verónica Ponce-López[1], Marta I. Saludes-Zanfaño[1], Ana María Vivar Quintana[2], María Remedios Morales-Corts[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, Universidad de Salamanca, Avda. Filiberto Villalobos, 119, 37007 Salamanca, Spain
[2] Escuela Politécnica Superior de Zamora, Universidad de Salamanca, Avda. de Requejo, 33, 49029 Zamora, Spain

Resumen: En la recolección del pistacho, se generan una gran cantidad de residuos procedentes del pelado, lo que hace necesario transformar estos residuos en una oportunidad de revalorización. En esta línea, algunos estudios señalan que la cantidad de compuestos fenólicos que se encuentran en el pericarpio del fruto del pistachero (*Pistacia vera* L.) pueden tener efecto inhibidor del crecimiento vegetal, permitiendo así el aprovechamiento de estos residuos orgánicos. Así pues, el objetivo de este trabajo es evaluar el efecto bioherbicida del pericarpio seco y molido y del extracto en agua al 10% en ensayos in vivo con dos cultivos (*Lens culinaris* y *Zea mays*) y tres malas hierbas (*Lactuca serriola*, *Lolium rigidum* y *Solanum nigrum*). En cada maceta se colocaron dos semillas del cultivo (*L. culinaris* o *Z. mays*) y 15 semillas de cada una de las tres malas hierbas. Se realizó un seguimiento continuo de germinación del cultivo y de las malas hierbas, y al final del ensayo se determinó el número de plantas germinadas, el peso freso y el peso seco de las plantas de cada especie. Los resultados muestran una reducción general del número de plantas germinadas, peso fresco y peso seco de las malas hierbas de hoja ancha. Asimismo, la aplicación del polvo produjo una reducción notable del peso fresco y del peso seco de *Lolium rigidum*. Ninguno de los dos cultivos se vio afectado por la aplicación de ninguno de los bioherbicidas. Todo ello, demuestra que tanto el extracto acuoso como las pieles molidas presentan potencial como herramienta para el manejo integrado de malas hierbas.

Palabras clave: bioherbicida, pericarpio, pistachero, control de malas hierbas.

1. Introducción

Cada año durante la recolección del pistacho se producen una gran cantidad de residuos procedentes del pelado del fruto. El descarte de este tipo de productos como basura causa impacto ambiental y económico, así como la pérdida de compuestos de interés (Rudke y col., 2022). Así pues, la revalorización de los residuos agroalimentarios es una solución clave para recuperar compuestos valiosos de forma sostenible.

El pericarpio del pistacho contiene altos niveles de proteínas, aceites esenciales, pectina y compuestos fenólicos (Arjeh y col., 2020). Los compuestos fenólicos han sido descritos como moléculas con carácter alelopático (Li y col., 2010). Esta alelopatía generalmente se verifica mediante la supresión de la germinación y el crecimiento de la especie receptora a través de la liberación de sustancias químicas inhibidoras emitidas por la planta emisora. Algunos estudios señalan que la cantidad de compuestos fenólicos presente en el pericarpio del fruto del pistachero (*Pistacia vera* L.) puede tener efecto inhibidor del crecimiento vegetal de algunas especies como *Diplotaxis erucoides*, *Sonchus arvensis* y *Papaver hybridum* (Alyousef e Ibrahim, 2014), permitiendo así el aprovechamiento de estos residuos orgánicos como potenciales bioherbicidas. Asimismo, Taghvaeefard y Sadeghi (2014) también encontraron efecto alelopático producido por el extracto de hojas de *Pistacia khinjuk* sobre la germinación de *Amaranthus retroflexus*. Recientemente, nuestro grupo de investigación ha comprobado un alto efecto alelopático de raíces y hojas de pistachero (*Pistacia vera* L.) sobre algunas especies de malas hierbas frecuentes en ecosistemas agrícolas (Saludes y col., 2022). En dicho trabajo, se observó que las hojas de pistachero presentaban una alta concentración de algunos compuestos

fenólicos como el ácido gálico, la rutina, la catequina, la miricetina, la quercitina y la naringenina. En la misma línea, Tahir y col. (2019) también determinaron la composición fenólica de extractos de raíces y de frutos de *Pistacia atlantica* spp. Kurdica, analizando su efecto inhibidor de la germinación de algunas malas hierbas. No obstante, parece ser que la concentración de compuestos fenólicos presentes en el pericarpio del fruto es superior al de las hojas (Rajaei y col., 2010). Teniendo en cuenta estos antecedentes, el objetivo de este trabajo es estudiar el efecto del extracto y del pericarpio seco y molido como potenciales bioherbicidas de tres malas hierbas típicas de los ecosistemas de Castilla y León (*Lactuca serriola*, *Lolium rigidum*, y *Solanum nigrum*), tomando como cultivos representantes la lenteja y el maíz.

2. Material y Métodos

2.1 Material vegetal

Se recogieron los pericarpios de frutos de *Pistachia vera* cv. Kerman de una explotación situada en Parada de Rubiales (Salamanca). Inmediatamente después de la recolección, los pericarpios se congelaron hasta su procesado.
De la misma explotación, se recogieron plantas de malas hierbas de las que se obtuvieron las semillas empleadas en la realización de este trabajo. Las semillas de cada una de las especies fueron distribuidas en sobres para su posterior empleo en el ensayo.
Para llevar a cabo este trabajo se tomaron como referencia las siguientes especies: maíz (*Zea mays*), y *Lens culinaris* (lenteja) como cultivos y *Lactuca serriola* (lechuguilla), *Lolium rigidum* (vallico) y *Solanum nigrum* (tomatillo del diablo) como malas hierbas.

2.2 Preparación de los bioherbicidas

Para la consecución del trabajo propuesto, se ensayaron distintos formatos de aplicación: en formato sólido aplicando directamente la piel o pericarpio del pistacho molido y, en formato líquido a partir de la preparación de un extracto acuoso de concentración 10% en peso. Para ello, las pieles de los pistachos se extendieron en bandejas que se introdujeron en la estufa durante 9 horas a una temperatura de 40 ºC para su secado. El secado se realizó a esta temperatura para evitar la degradación de los compuestos fenólicos. Transcurrido este periodo de tiempo, se procedió al picado o molienda de las pieles en un molinillo de cuchillas hasta la obtención de un polvo homogéneo. Una parte de este polvo se guardó a -20 ºC hasta su uso y, con la otra parte, se obtuvo el extracto. Para ello, se añadieron 100 gramos de las pieles o pericarpios molidos a un litro de agua destilada. La mezcla se agitó y, posteriormente se tapó para evitar la oxidación de los compuestos fenólicos, dejándola en reposo durante 24 horas. Posteriormente, la solución se agitó durante tres minutos y se filtró. Una vez filtrado, el extracto fue conservado en nevera a 5ºC hasta su uso.

2.3 Bioensayos en macetas con cultivo de maíz o lenteja y malas hierbas

Se llevaron a cabo dos ensayos en maceta de dos cultivos: maíz y lenteja. El sustrato empleado fue vermiculita y en cada maceta se añadieron dos semillas del cultivo y quince semillas de cada una de las malas hierbas estudiadas (*Lactuca serriola*, *Lolium rigidum* y *Solanum nigrum*). Para cada ensayo, se establecieron tres tratamientos diferentes: 1) el tratamiento control (sin ninguna aplicación), 2) el tratamiento con el extracto al 10% y, 3) el tratamiento con el polvo obtenido de la molienda de las pieles o pericarpios de pistacho. Tras la siembra y tras la emergencia, se realizó la aplicación correspondiente del bioherbicida en las macetas de los tratamientos correspondientes. En el tratamiento 2, se aplicaron por pulverización 10 ml del extracto por maceta, mientras que en las macetas del tratamiento 3, se añadió 1 g de polvo seco por maceta. La fertilización aplicada para todos los tratamientos se llevó a cabo con

Fertilent 20:12:8 y el riego se efectuó según las necesidades. Se realizó un seguimiento continuo de germinación del cultivo y de las malas hierbas, y al final del ensayo se determinó el número de plantas germinadas, el peso freso y el peso seco de las plantas de cada especie.

2.4 Análisis estadístico

El análisis estadístico se llevó a cabo con el programa Statgraphics Centurion XVIII software (Statistical Graphics Corp., Rockville, MD, USA). Las diferencias entre tratamientos se determinaron a través de ANOVA y la prueba *post hoc* de test de rangos de Tukey ($p < 0.05$).

3. Resultados y Discusión

Los resultados muestran que la aplicación del bioherbicida basado en los pericarpios de los pistachos como extracto al 10% y como polvo seco reducen entorno al 90% el número de plantas germinadas, el peso fresco y el peso seco de *Solanum nigrum* tanto en el ensayo de la lenteja (Tabla 1) como en el del maíz (Tabla 2). En el caso de la mala hierba *Lactuca serriola*, se observa que ambos formatos de bioherbicida reducen los parámetros estudiados, a pesar de que en el caso del polvo seco no se observan diferencias significativas con respecto al control en el número de plantas y en el peso fresco en el ensayo de lenteja (Tabla 1). Curiosamente, cuando se estudió el crecimiento de esta mala hierba en el ensayo del maíz no se observaron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 2), pero los valores del control fueron inferiores a los observados en el cultivo de lenteja, lo que podría deberse a que el propio cultivo del maíz parece tener un efecto alelopático (Jabran, 2017). Finalmente, para la especie de hoja estrecha *Lolium rigidum*, se observa una reducción en el peso fresco y seco en ambos ensayos con la aplicación del bioherbicida en formato pulverulento.

Tabla 1. Efecto *in vivo* del bioherbicida del extracto y pericarpio molido en las malas hierbas del ensayo de lenteja.

Especie	Tratamiento	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Número de plantas
Solanum nigrum	Control	0,41±0,08 a	0,06±0,01 a	8,33±0,88 a
	Extracto 10%	0,05±0,04 b	0,01±0,00 b	0,67±0,21 b
	Pericarpio molido	0,07±0,06 b	0,01±0,01 b	0,83±0,65 b
Lactuca serriola	Control	2,06±0,15 a	0,20±0,02 a	6,00±0,52 a
	Extracto 10%	0,24±0,05 b	0,03±0,00 b	2,50±0,43 b
	Pericarpio molido	1,29±0,57 a	0,10±0,04 b	3,83±1,14 ab
Lolium rigidum	Control	19,84±1,66 a	2,17±0,19 a	12,17±0,79 a
	Extracto 10%	17,55±1,27 ab	1,81±0,14 ab	12,50±0,62 a
	Pericarpio molido	15,24±1,22 b	1,50±0,13 b	11,50±0,56 a

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

Tabla 2. Efecto *in vivo* del bioherbicida del extracto y pericarpio molido en las malas hierbas del ensayo de maíz.

Especie	Tratamiento	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Número de plantas
Solanum nigrum	Control	0,38±0,09 a	0,06±0,02 a	5,83±0,87 a
	Extracto 10%	0,01±0,00 b	0,00±0,00 b	0,17±0,17 b
	Pericarpio molido	0,08±0,03 b	0,01±0,01 b	1,50±0,56 b
Lactuca serriola	Control	0,51±0,29 a	0,06±0,04 a	2,33±1,28 a
	Extracto 10%	0,47±0,22 a	0,06±0,03 a	2,33±0,33 a
	Pericarpio molido	0,47±0,18 a	0,05±0,03 a	2,33±0,71 a
Lolium rigidum	Control	15,69±1,00 a	1,67±0,12 a	11,50±0,76 a
	Extracto 10%	14,45±1,16 a	1,51±0,14 a	11,17±0,40 ab
	Pericarpio molido	10,57±0,77 b	1,13±0,08 b	9,67±0,56 b

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

Finalmente, se estudió que ambos formatos del bioherbicida no tuvieran efecto en ninguno de los cultivos estudiados. No se observó ninguna reducción en ninguno de los dos cultivos estudiados (Tabla 3).

Tabla 3. Efecto *in vivo* del bioherbicida del extracto y pericarpio molido en los cultivos de lenteja y maíz.

Especie	Tratamiento	Peso fresco (g)	Peso seco (g)
Lens culinaris	Control	2,76±0,21 b	0,45±0,03 a
	Extracto 10%	2,82±0,19 b	0,42±0,03 a
	Pericarpio molido	3,66±0,21 a	0,47±0,02 a
Zea mays	Control	20,20±1,34 a	2,04±0,15 a
	Extracto 10%	19,45±0,82 a	1,86±0,09 a
	Pericarpio molido	17,15±1,60 a	1,86±0,16 a

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

4. Conclusiones

El pericarpio de pistacho, como potencial bioherbicida, puede ser utilizado con éxito en agricultura debido a su efecto alelopático contribuyendo de este modo a su revalorización. Tanto la aplicación del pericarpio molido y seco como la aplicación del extracto produjeron una reducción notable de la germinación y crecimiento de malas hierbas de hoja ancha, mientras que el epicarpio molido fue también capaz de controlar el crecimiento de la mala hierba de hoja estrecha, *Lolium rigidum*.

La aplicación de estos bioherbicidas podría facilitar la gestión sostenible del sistema de este cultivo dentro de un modelo de economía circular.

5. Bibliografía

Alyousef A., Ibrahim G. 2015. Inhibitory effect of fruit hull and leaves of pistachio on weed growth in pots. *Int. J. PharmTech Res.* 7(2), 365-369.

Arjeh E., Akhavan H.R., Barzegar M., Carbonell-Barrachina, A.A. 2020. Bio-active compounds and functional properties of pistachio hull: A review. *Trends Food Sci. Technol.* 97, 55-64.

Jabran K. 2017. Maize allelopathy for weed control. In: Manipulation of allelopathic crops for weed control. SpringerBriefs in Plant Science. Springer, Cham.

Li Z.H., Wang Q., Ruan X., Pan C.D., Jiang D.A. 2010. Phenolics and plant allelopathy. *Molecules* 15(12), 8933-52.

Rajaei A., Barzegar M., Mobarez A.M., Sahari M.A., Estahani Z.H. 2010. Antioxidant, anti-microbial and antimutagenicity activities of pistachio (*Pistachia vera*) green hull extract. *Food Chem. Toxicol.* 48, 107-112.

Rudke C.R.M., Zielinski A.A.F., Ferreira S.R.S. 2022. From biorefinery to food product design: peach (*Prunus persica*) by-products deserve attention. *Food Bioprocess Technol.* 16, 1197-1215.

Saludes-Zanfaño, M.I., Vivar-Quintana, A.M., Morales-Corts, M.R. 2022. Pistacia root and leaf extracts as potential bioherbicides. *Plants* 11, 916

Taghvaeefard N., Sadeghi H. 2014. Allelopathic effect of *Pistacia khinjuk* leaf extracts on *Chenopodium album*, *Physalis alkekengi* and *Amaranthus retroflexus*. *Agric. Adv*. 3, 33-37.

Tahir N.A., Azeez H.A., Hama Amin H.H., Rashid J.S., Omer D.A. 2019. Antibacterial activity and allelopathic effects of extracts from leaf, stem and bark of Mt. Atlas mastic tree (*Pistachia atlantica* subsp. kurdica) on crops and weeds. *Allelopathy J.* 46 (1), 121-132.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el programa DESAFÍO UNIVERSIDAD–EMPRESA de la Universidad de Salamanca (NT02 PISTAHULL). Edición 2022 - PLAN TCUE.

EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS GANADEROS PARA SU TRANSFORMACIÓN EN ABONO ORGÁNICO

Paula Calvo de Diego, María Cruz García-González, Ernesto Gómez-Sobrino, Laura Buzón-Durán, Mercedes Sánchez-Báscones y Beatriz Molinuevo-Salces

Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España. beatriz.molinuevo@uva.es

Resumen: El sector ganadero ha experimentado importantes cambios hacia explotaciones más intensivas, incrementando el número de animales y concentrándolos en zonas concretas. Esto da como resultado una gran cantidad de deyecciones de difícil gestión. El objetivo de este estudio fue evaluar el compostaje como tratamiento a las deyecciones con el fin de obtener un producto estabilizado apto para uso agrícola. Para ello se llevó a cabo la formación y el seguimiento de 4 pilas de compostaje, dos réplicas de: 1) fracción sólida de purín con restos vegetales (peso inicial 2.200 kg) y 2) gallinaza con restos vegetales (peso inicial 4.000 kg). Inicialmente, se caracterizaron los distintos subproductos analizando los siguientes parámetros: pH, conductividad, amonio, nitrógeno total, sólidos totales, carbono total, fósforo, potasio y metales pesados. El proceso de compostaje duró 140 días. Se tomaron medidas diarias de temperatura y humedad y muestras periódicas de cada pila, donde se analizaron carbono orgánico (C), nitrógeno total (N) y humedad. Finalmente, se realizó una caracterización completa y un análisis de patógenos de las muestras finales de compost. Tras 140 días de compostaje se obtuvo un compost de tipo C en ambos casos, debido al alto contenido en metales pesados procedentes de las deyecciones ganaderas. Este compost cumple con las especificaciones marcadas por la normativa vigente para ser utilizado como abono orgánico en agricultura. Este estudio demuestra que el compostaje es un tratamiento efectivo para las deyecciones ganaderas, dando como resultado un producto estabilizado que puede ser utilizado como abono orgánico.

Palabras clave: Compost, deyecciones ganaderas, restos vegetales, enmienda orgánica

1. Introducción

La ganadería ha experimentado cambios a lo largo de los siglos, avanzando hacia granjas más especializadas, tecnificadas y concentradas en zonas concretas (García González y col., 2015). Por otro lado, se ha producido una separación entre los sectores agrícola y ganadero, donde el ganadero se aleja de la producción agrícola para dedicarse únicamente a la explotación animal, de tal forma que aparecen explotaciones intensivas con mayor número de animales. Esto hace que las deyecciones ganaderas, que tradicionalmente se utilizaban como fertilizantes pasen a ser subproductos difíciles de gestionar (García González y col., 2015). Como consecuencia de todo esto, aparecen problemas como malos olores, contaminación de suelos y aguas subterráneas y superficiales por metales pesados, exceso de nutrientes como fósforo o nitrógeno, emisión de gases de efecto invernadero, amoniaco, etc. Por este motivo es necesario aplicar tratamientos para valorizar estas deyecciones. Uno de los posibles tratamientos es el compostaje, que da como resultado un producto estabilizado e higienizado para un mejor aprovechamiento de los nutrientes. Para conseguir un compostaje estable, es necesario añadir un estructurante, como restos vegetales, para dar estructura al compost y conseguir una relación carbono/nitrógeno (C/N) adecuada (Jiménez y García 1989). Este estudio tiene como objetivo evaluar el compostaje como tratamiento a las deyecciones ganaderas con el fin de obtener un producto estabilizado apto para uso agrícola. Además, este estudio prentende contribuir a mejorar la gestión de otros residuos orgánicos, como son los restos de poda, que se utilizarán como estructurante para el proceso de compostaje.

2. Material y Métodos

2.1 Procedencia de las materias primas

Se formaron de 4 pilas de compostaje con 2 tipos de residuos ganaderos diferentes: fracción sólida de purín y gallinaza en combinación con un material estructurante, restos vegetales de poda. La fracción sólida del purín procedía de una granja de cerdas de cría situada en Ávila, donde se lleva a cabo una separación sólido-líquido del purín. Esta fracción sólida estuvo almacenada 15 días antes de la formación de las pilas. La gallinaza de gallinas ponedoras procedía de una granja situada en Segovia. Esta gallinaza estuvo almacenada 2 días antes de la formación de las pilas. Los restos vegetales procedían de restos de podas, talas y jardines de la comunidad de Madrid, y fueron proporcionados por una empresa de Segovia.

2.2 Formación de las pilas de compostaje

Dentro de este estudio se llevó a cabo la formación y el seguimiento de 4 pilas de compostaje. La formación de las pilas se llevó a cabo en la localidad de La Matilla (Segovia). Los ensayos tuvieron una duración total de 140 días. Para la formación de las pilas, se tuvo en cuenta la relación C/N de las materias primas y la humedad, para realizar las mezclas de las materias primas con una relación C/N adecuada, entre 25 y 35 (Jiménez y García 1989).

2.3 Toma de muestras y analisis

Se realizón un muestreo inicial de las deyecciones ganaderas y de los restos de poda. Una vez formadas las pilas se tomaron muestras iniciales de cada mezcla de éstas. Durante los dos primeros meses de compostaje se tomó una muestra semanal de cada pila. A partir del día 40 de ensayo, se tomó una muestra quincenal de cada pila. Una vez completado el proceso de compostaje se tomaron muestras finales de cada pila. En las muestras iniciales se analizaron los siguientes parámetros de su composición: carbono total, carbono orgánico, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales, humedad, fósforo total, potasio y metales pesados. En las muestras iniciales, las muestras semanales y las muestras quincenales se analizaron los siguientes parámetros: carbono total, carbono orgánico, nitrógeno total y humedad. Además, se tomaron medidas diarias de los siguientes parámetros: temperatura del interior de las pilas (mediante sonda de temperatura), temperaturas máximas y mínimas y precipitaciones (consultadas en el registro de la estación meteorológica más cercana).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evolución de la temperatura e influencia de las precipitaciones durante el proceso de compostaje

En la Figura 1 se presentan los resultados de la medición diaria de las temperaturas y el registro diario de las precipitaciones. El el caso de las pilas formadas con sólidos de purín, inicialmente, se alcanzaron valores de temperatura cercanos a los 70ºC, lo que favoreció la higienización de las pilas. Después las pilas se mantuvieron a 60ºC, coincidiendo con la fase termófila. A mitad de proceso (día 80) de observó un descenso de las temperatura. Tras los volteos se incrementó la temperatura, por lo que, al airear las pilas se favoreció el incremento de la temperatura de las mismas. En el caso de las pilas de gallinaza, inicio del proceso de compostaje las pilas alcanzaron 80ºC y fue necesario regar para disminuir su temperatura, ya que comenzaron a humear y había riesgo de que se prendieran fuego. Tras esto, la temperatura de las pilas se mantuvo en torno a 50ºC coincidiendo las fases mesófila, termófila y de enfriamiento. Se observaron incrementos de la temperatura tras los volteos. Si se atiende a las precipitaciones, se observa que influyeron notablemente en la caída de las temperaturas tanto de las pilas de sólidos de purín como en las de gallinaza. Se observaron descensos pronunciados de la temperatura tras la caída de precipitaciones y al contrario, tras periodos sin precipitaciones, la temperatura se mantuvo en valores elevados.

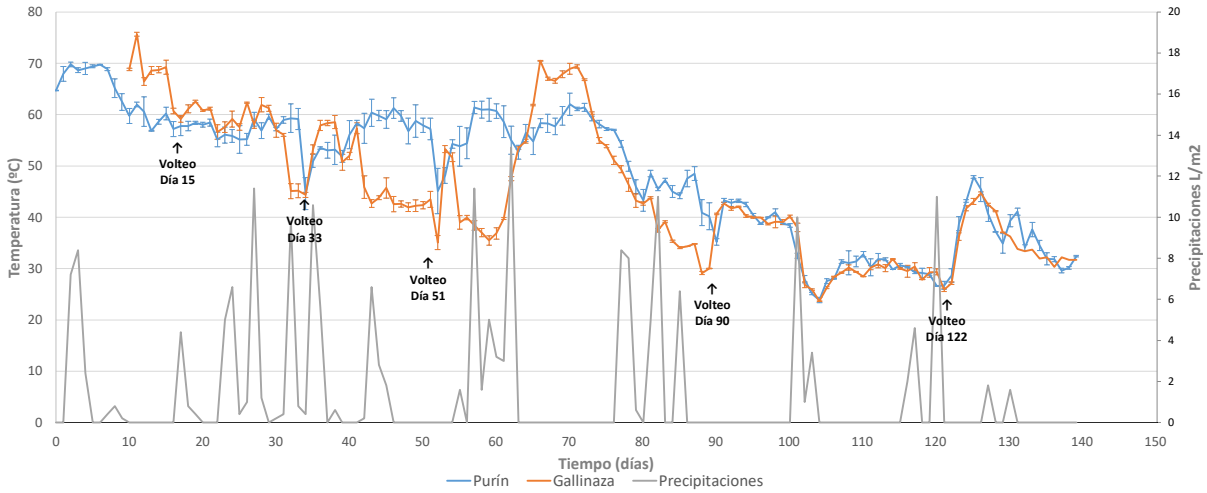


Figura 1. Evolución diaria de la temperatura en las pilas de compostaje y registro de las precipitaciones.

3.2. Evolución de la relación C/N y la humedad durante el proceso de compostaje

En la Figura 2 se muestra la evolución de la relación C/N y de la humedad durante el proceso de compostaje en las pilas de sólidos de purín y en las pilas de gallinaza. Si se observan los resultados obtenidos de los análisis de la relación C/N, los valores se mantuvieron entre 10 y 20 en ambos casos, disminuyendo levemente al final del proceso de compostaje. La relación C/N disminuyó durante el proceso de compostaje, inidcando la madurez en el compost. En relación a la humedad de las pilas de purín, se observó que inicialmente se situó entre 40 y 60%, valores óptimos para el proceso de compostaje. Durante todo el ensayo no se superó el 70% de humedad y al finalizar la humedad disminuyó hasta 30%, lo esperado al finalizar el compostaje. En el caso de las pilas de gallinaza, la humedad se situó inicialmente entre 40-60%, valores óptimos para el proceso de compostaje (Ekinci y col., 2004). A partir del día 63 la humedad disminuyó al 30%, un valor en el rango del obtenido por Vuorinen y Saharinen (1997), quienes obtuvieron valores de humedad del 24%. Al finalizar el proceso de compostaje la humedad disminuyó hasta valores del 10%, un valor bajo para un compost, ya que podría favorecer la descomposición dentro del proceso de compostaje.

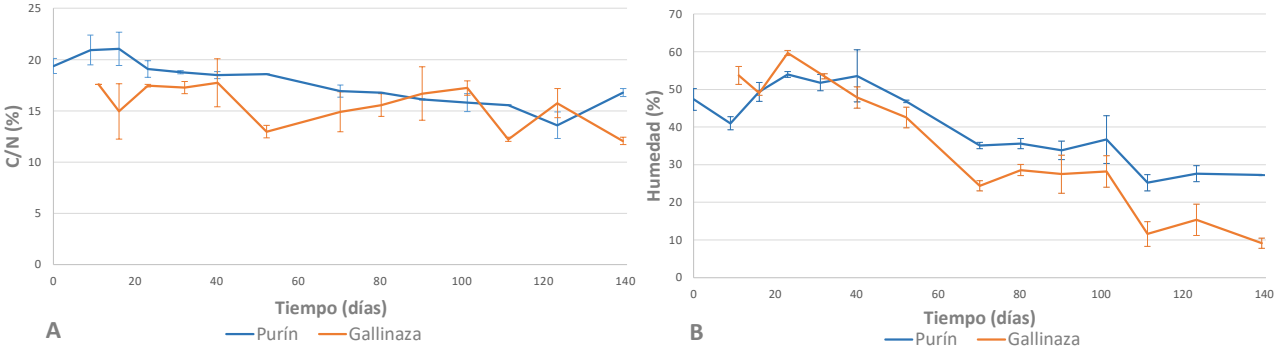


Figura 2. A) Evolución de la relación C/N. B) Evolución de la humedad.

3.3. Caracterización del compost obtenido

Tras finalizar el proceso de compostaje se caracterizaron las muestras de compost obtenidas. En la Tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización de ambos compost. El pH fue superior en las pilas de gallinaza que en las de sólidos de purín, lo cual puede deberse a una mayor concentración de nitrógeno amoniacal de la gallinaza, siendo de tres veces superior. Respecto a los metales pesados, la concentración de cromo fue muy alta en todos los casos, lo que hace que el compost obtenido sea clasificado como Clase C, según el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. La concentración de níquel también fue

muy elevada en todas las pilas, catalogando al compost en Clase C. El nitrógeno total obtenido fue similar en todas las pilas siendo aproximadamente de 1,8%. De acuerdo al RD 506/2013, el nitrógeno orgánico debe ser de al menos el 85% con respecto al contenido en nitrógeno total. En el caso de los sólidos de purín se obtuvo un 94% de nitrógeno orgánico y en el caso del compost de gallinaza un 85%, por lo que ambos cumplen con la legislación.

Tabla 1: Caracterización de los compost finales. Los resultados son medias de dos pilas réplicadas.

Parámetro	Unidades	Sólidos Purín	Gallinaza
pH		6,71(0,01)	7,32(0,06)
CE	microS/cm	2, (0,0)	4,5(0,7)
NH_4	mgN-NH_4/l	1.083 (478)	3.244(1.433)
Cu	mg/kg	70,7(0,2)	45,7(19,4)
Zn	mg/kg	205(36,35)	189(0,53)
N total	%	1,8(0,05)	1,8(0,05)
Sólidos totales	%	72,8(0,24)	90,5(3.20)
Ctotal	%	30,1(0,57)	23,2(1,80)
Corgánico	%	29,8(2,55)	22,1(1,90)
Pb	mg/kg	3,1(0,6)	5,1(2,5)
Cr	mg/kg	71,8(2,9)	83,4(20,2)
Ni	mg/kg	369,4(350,9)	190,3(12,4)
P	%	0,90(0,07)	0,69(0,01)
K	%	0,62(0,03)	1,24(0,07)

4. Conclusiones

Se ha analizado el montaje y seguimiento de pilas de compost de dos tipos diferentes de deyecciones ganaderas: sólidos de purín y gallinaza. A partir de los resultados experimentales se concluye que en las pilas de gallinaza y sólidos de purín se lleva de forma adecuada el proceso de compostaje, lo que demuestra que el compostaje es un tratamiento efectivo para las deyecciones ganaderas. El compost obtenido cumple la legislación vigente para su uso como fertilizante orgánico en agricultura. Se establece que el compost obtenido es de Clase C y que es apto como fertilizante en agricultura con un límite de uso de 5.000 toneladas de materia seca por hectárea y por año. En gran medida el compost obtenido es de clase C debido a la alta concentración de níquel y cromo presente en los restos vegetales.

5. Bibliografía

García González, M.C., Fradejas Herrera, B., Riaño Irazabal, B., León Cófreces, C. 2015. *Guía de gestión de deyecciones ganaderas en Castilla y León.* Valladolid. ISBN: 9788493824341.

Jiménez, E.I., Garcia, V.P., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biol. Wastes* 27, 115-142.

Ekinci, K., Keener, H. M., Michel, F. C., & Elwell, D. L. (2004). Modeling composting rate as a function of temperature and initial moisture content. *Compost science & utilization*, *12*(4), 356-364.

Vuorinen, A. H., & Saharinen, M. H. (1997). Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system. *Agric., ecos. & environ.*, *66*(1), 19-29.

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.(BOE núm. 164, de 10 de julio de 2013. *Actualidad Jurídica Ambiental*, (27), 55-56.

6. Agradecimientos

B. Molinuevo-Salces agradece a la AEI la financiación recibida a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/5011000110.

META-ANÁLISIS SOBRE EL EFECTO DEL COMPOST Y DEL VERMICOMPOST EN LA NODULACIÓN DE LA SIMBIOSIS RIZOBIO-LEGUMINOSA

Carol V. Amaya-Gómez[1], Diego H. Florez-Martínez[2], Mª Luz Cayuela[3], Germán Tortosa[4]

[1]Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (AGROSAVIA), Centro de Investigación La Libertad, Villavicencio, 500009, Colombia. [2]Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (AGROSAVIA), Centro de Investigación Tibaitatá, Mosquera, 250040, Colombia. [3]Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia (España). [4]Grupo Metabolismo del Nitrógeno en Bacterias Rizosféricas (NITRORHIZ), EEZ, CSIC, C/ Profesor Albareda, 1, 18008, Granada (España)
german.tortosa@eez.csic.es

Resumen: El compost y el vermicompost son una fuente de materia orgánica, nutrientes y microorganismos beneficiosos para las plantas. Ambos mejoran las propiedades físicas y químicas del suelo al que se aplican. También, estimulan los procesos biológicos que allí se producen, como las interacciones beneficiosas entre los microorganismos del suelo y las plantas. Un ejemplo es la simbiosis entre las leguminosas y los rizobios, un tipo de bacterias capaces de transformar el nitrógeno atmosférico en nitrógeno asimilable por la planta. Con el objetivo de conocer el efecto del compost y el vermicompost sobre este proceso natural, se realizó una revisión sistemática de la literatura científica existente sobre el tema. La búsqueda en la base de datos de Scopus arrojó 3141 y 776 artículos respectivamente, que se quedaron en 57 y 26 según los criterios de exclusión. Se analizó la varianza, el tamaño del efecto y el porcentaje de cambio con respecto a un control sin compost o vermicompost. Los resultados mostraron que el compost incrementa un 66 % el número de nódulos, un 52 % su peso fresco, un 48 % la biomasa vegetal, un 21 % la altura y un 20 % su rendimiento productivo. Para el caso del vermicompost, estos valores fueron incluso mayores. Esto demuestra que el compost y el vermicompost mejoran la simbiosis entre los rizobios y las leguminosas, en especial la fijación biológica de nitrógeno, por lo que su uso combinado incrementa la fertilidad de los suelos agrícolas, la productividad y la sostenibilidad de los cultivos.

Palabras clave: Fijación biológica de nitrógeno, inoculantes, análisis cienciométrico, nódulos, producción científica.

1. Introducción

Las leguminosas son la principal fuente de proteínas vegetales para la alimentación animal y humana y, también, una de las principales estrategias para la sostenibilidad de los ecosistemas agrícolas. Las leguminosas tienen la peculiaridad de establecer simbiosis con ciertos microorganismos del suelo conocidos como rizobios, formando nódulos radiculares. Dentro de ellos, los rizobios desarrollan la fijación biológica de nitrógeno (FBN), un proceso clave en el que la enzima nitrogenasa reduce el nitrógeno atmosférico a amoníaco. De esta manera, la planta tiene disponible este nutriente para su crecimiento y desarrollo, con el consiguiente ahorro de fertilización nitrogenada. El compost y el vermicompost son una fuente de materia orgánica, nutrientes esenciales y de microorganismos beneficiosos para las plantas. Y, aunque recientemente se ha demostrado que el compost puede estimular la FBN en plantas de soja (Tortosa y col., 2022), poco se conoce de su efecto sobre otros cultivos de leguminosas de interés. Por este motivo, el objetivo de este trabajo fue realizar un estudio sistemático de toda la bibliografía existente sobre el uso del compost y vermicompost en las leguminosas con el fin de dilucidar y cuantificar su efecto en su simbiosis con los rizobios.

2. Material y Métodos

2.1 Definición del problema y búsqueda sistemática de la bibliografía

El estudio de meta-análisis se realizó según la metodología SALSA propuesta por Mengist y colaboradores (2020) con ligeras modificaciones. El primer paso consistió en definir las preguntas básicas a resolver, que fueron: *¿puede el compost o vermicompost mejorar la nodulación?*, *¿mejora el compost la fijación biológica de nitrógeno?* Además, se plantearon otras preguntas específicas como *¿hay diferencia entre compost y vermicompost?*, *¿depende del tipo de compost o vermicompost?*, *¿cuánto nitrógeno puede ayudar a fijar el compost?*, *¿depende del tipo de leguminosa o endosimbionte?* Basado en esto se definieron las palabras clave representativas y sus posibles combinaciones para encontrar los artículos de interés disponibles en la base de datos de Scopus (fecha de búsqueda: agosto-septiembre de 2023). Se usaron combinaciones dobles y triples de palabras clave entre *compost*, *nodule* y conceptos relacionados con cuatro bloques temáticos tales como:

- Simbiosis: *Nodulation, Legumes* y *Biological nitrogen fixation.*
- Inoculantes: *Inoculation, Symbiotic bacteria, PGPR* y *PGPB*
- Leguminosas: *Glycine, Phaseolus, Pisum, Cicer, Vicia, Arachis, Medicago* y *Lotus*
- Endosimbiontes: *Rhizobium, Ensifer, Mesorhizobium* y *Bradyrhizobium*

De forma paralela, se realizó una búsqueda similar con *vermicompost*. Con estas búsquedas se encontraron 3141 y 776 para compost y vermicompost respectivamente, que se quedaron en 170 y 66. Estos artículos se seleccionaron en base a los criterios de inclusión: no duplicidad, ser artículo científico, estar en inglés, tener DOI y presentar un tratamiento control sin compost o vermicompost. Tras su lectura se eligieron 57 (de compost) y 26 (de vermicompost) artículos que incluían datos de, al menos, una de las siguientes variables: número de nódulos, biomasa nodular, biomasa vegetal, peso parte aérea, peso raíz, altura de la planta, rendimiento productivo y contenido total de nitrógeno. Con la información de los artículos se construyó una meta-tabla con los datos empíricos de estas variables (valores promedio, errores asociados y el tamaño de muestra o repeticiones experimentales). A su vez, los datos se agruparon según co-variables como el tipo de leguminosa, tipo de simbionte, tipo de compost o vermicompost, dosis aplicada y escala de trabajo (en invernadero o en campo).

2.2 Estudio cienciométrico y de meta-análisis

Se realizó un análisis de co-ocurrencia de las palabras presentes en los títulos, los resúmenes y las palabras clave de todos los artículos seleccionados. Se creó un mapa de distribución temática según tendencias de interacción usando el software VOSviewer® (Aria & Cuccurullo, 2017). Para el meta-análisis se calculó la varianza, el tamaño del efecto y el porcentaje de cambio con respecto al control sin compost (o vermicompost), usando el modelo de efectos aleatorios con el programa de distribución libre Metawin 3.0 (Rosenberg, 2024; accesible en https://www.metawinsoft.com/).

3. Resultados y Discusión

Utilizando las palabras que aparecían con mayor frecuencia tanto en las secciones título, resumen como palabras clave, así como su relación entre ellas, se construyó un mapa de co-ocurrencia (Figura 1). Este mapa consistió en 440 palabras distribuidas en 8 agrupaciones, diferenciadas por colores, que permiten determinar la relevancia de los términos científicos según su interconexión y frecuencia. La agrupación de mayor tamaño, en rojo y compuesto por 83 palabras, señala la importancia del compost en la formación de nódulos, la presencia de rizobios y su papel como biofertilizante para aumentar la productividad de los cultivos. En las demás

agrupaciones destacan la nutrición del suelo, la fijación de nitrógeno, el proceso de nodulación, la promoción del crecimiento vegetal y los fertilizantes orgánicos como términos con alta interconectividad. Es interesante resaltar que, aunque aparece en menor proporción, el término biochar figura como una agrupación diferenciada del resto. Esto se debe posiblemente a que, en parte de la literatura analizada, el biochar se empleó habitualmente como un tratamiento más de estudio, lo que hace interesante evaluar su efecto en la simbiosis en un futuro.

Además, se cuantificó el efecto del compost y el vermicompost sobre varios parámetros fisiológicos y simbióticos característicos de la simbiosis rizobio-leguminosa. Así, se evaluó el porcentaje de cambio de la varianza con respecto a un control sin añadir compost o vermicompost sobre el número de nódulos, la biomasa nodular, la biomasa de la planta, de la parte aérea y de la raíz, la altura, el rendimiento productivo y en contenido de nitrógeno acumulado en las hojas y tallos (Figura 2). Según esto, el compost incrementó significativamente casi todos los parámetros analizados, en especial el número (66,0 %) y la biomasa de los nódulos (52,4 %), la biomasa de la planta (47,6 %), su altura (20,9 %) y el rendimiento productivo de semillas (20,1 %). Resultados similares se encontraron para el vermicompost, con valores ligeramente superiores a los del compost, aunque con mayor dispersión, debido esencialmente al menor número de trabajos encontrados.

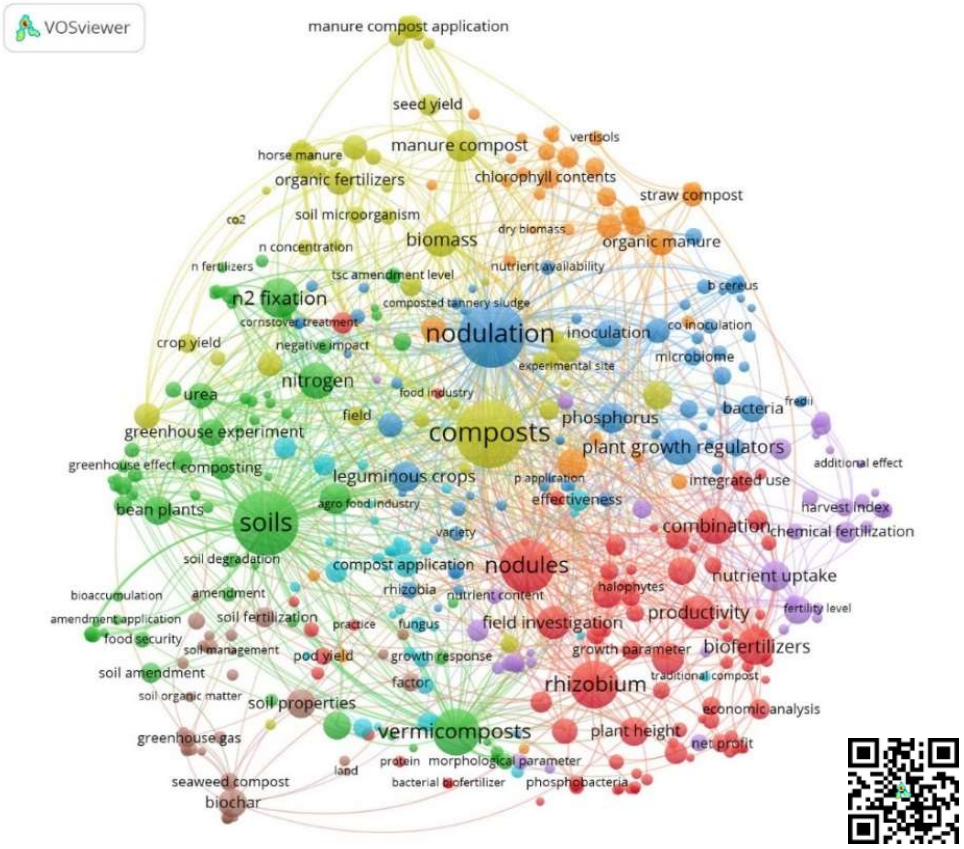


Figura 1. Mapa de co-ocurrencia de los principales términos que se encuentran en las secciones título, resumen y palabras clave de la bibliografía usada en este estudio. El código QR da acceso a la versión interactiva del gráfico.

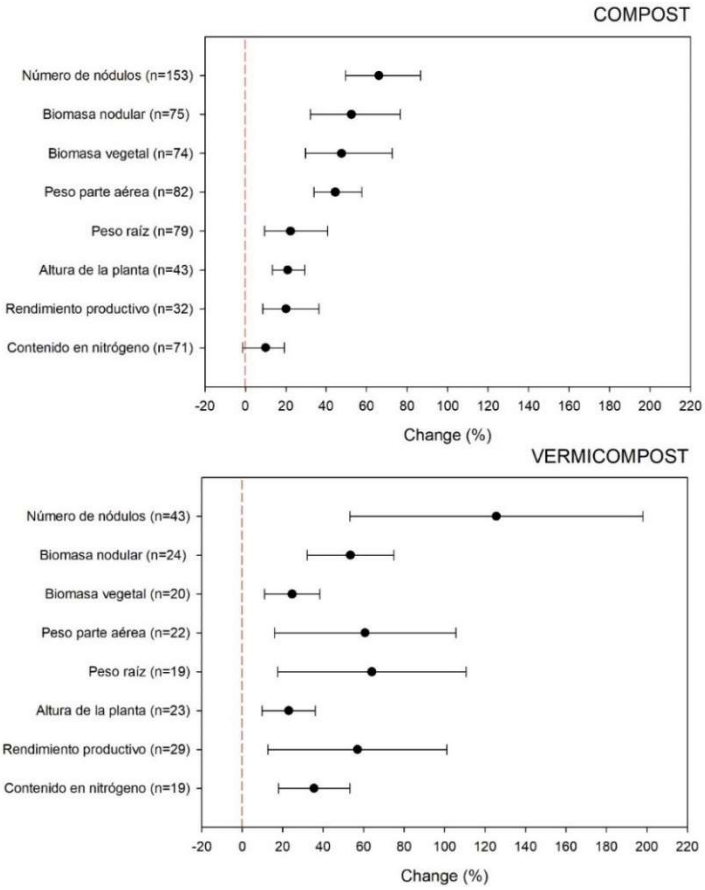


Figura 2. Efecto de la aplicación de compost y vermicompost sobre el número de nódulos, la biomasa nodular, la biomasa vegetal, el peso de la parte aérea y raíz, la altura de la planta, el rendimiento productivo y el nitrógeno acumulado por los cultivos de leguminosas. Los datos se expresan como porcentaje de cambio respecto a los controles sin adición de compost o vermicompost. Se considera que los niveles son estadísticamente diferentes cuando los intervalos no se solapan. Valores positivos del porcentaje de cambio significan un incremento de las variables.

4. Conclusiones

Estos resultados muestran que el compost y el vermicompost mejoran la simbiosis entre rizobios y leguminosas, así como la FBN. Se demuestra que su uso combinado es una estrategia factible y amigable con el medio ambiente, que permite mejorar la fertilidad de los suelos agrícolas, la productividad y la sostenibilidad del cultivo de legumbres.

5. Bibliografía

Aria M., Cuccurullo C., 2017. Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of Informetrics*. DOI: 10.1016/j.joi.2017.08.007

Mengist W., Soromessa T., Legese G., 2020. Method for conducting systematic literature review and meta-analysis for environmental science research. *MethodsX*. 7, 100777.

Rosenberg MS., 2024. MetaWin 3: open-source software for meta-analysis. *Front. Bioinform*. 4:1305969.

Tortosa G., Mesa S., Delgado M.J., Amaya-Gómez C.V., 2023. "Alperujo" Compost Improves Nodulation and Symbiotic Nitrogen Fixation of Soybean Inoculated with *Bradyrhizobium diazoefficiens*. *Nitrogen*. 4, 223–230.

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al proyecto Intramural Especial CSIC (202440E071).

VALIDACIÓN AGRONÓMICA DE NUEVAS ESTRATEGIAS DE FERTILIZACION ORGANICAS Y ORGÁNICO MINERALES EN UN CULTIVO DE TRIGO

Silvia Sánchez-Méndez[1], Luciano Orden[1,2], Miguel A. Mira-Urios[1], Javier Andreu-Rodríguez[1], José A. Saéz[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Jorge Álvaro-Fuentes[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, España
[2] Estación Experimental Agropecuaria INTA Ascasubi (EEA INTA Ascasubi). Ruta 3 Km 794, 8142, Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina
[3] Dpto. Suelo y Agua, Estación Experimental Aula Dei (EEAD), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), 50059, Avda. de Montañana 1005, Zaragoza, España.

Resumen: El uso de compost en cultivos extensivos resulta inviable económicamente debido a las altas dosis necesarias para cubrir sus necesidades nutricionales. La *pelletización* del compost permite la densificación y concentración de esos nutrientes disminuyendo los costos de almacenamiento, distribución y aplicación. En este trabajo se ha realizado un estudio de la eficiencia agronómica de la fertilización con pellets aditivados en base a compost (fracción sólida purín de cerdo, chip de poda y alperujo) en comparación con la fertilización convencional en un cultivo de trigo. Se aplicaron 11 tratamientos en parcelas de 24m^2 con tres repeticiones (n=33) en la EEA-AD CSIC (Zaragoza, España) durante el ciclo 2022-2023 de cultivo de trigo. Los tratamientos consistieron en la combinación de pellets con alto contenido en P aplicado a la siembra (50 kg P ha^{-1}) y pellets con alto contenido en N aplicados al ahijamiento (150 kg N ha^{-1}). Los fertilizantes utilizados fueron i) pellets orgánicos, aditivados con subproductos orgánicos de la industria agroalimentaria ii) pellets orgánico-minerales y iii) fertilizantes de síntesis. Tras la cosecha se cuantificó la producción (kg ha^{-1}), proteína bruta (%) y se calcularon índices de extracción de nutrientes (NUE y PUE). Se encontraron diferencias significativas entre las estrategias de fertilización evaluadas. Los tratamientos con pellets orgánico-minerales mostraron los mayores rendimientos y contenido de proteína bruta, sin diferenciarse con respecto a la fertilización convencional. La eficiencia de extracción de N fue significativamente mayor ($p<0,001$) en los fertilizantes inorgánicos de nitrógeno. Estas estrategias son potencialmente aplicables como nueva alternativa a la fertilización convencional sin presentar grandes restricciones en el rendimiento.

Palabras clave: fertilizantes organo-minerales, grano, eficiencia de extracción, rendimiento

1. Introducción

Entre los países europeos, España es el segundo mayor consumidor de fertilizantes de P y K y el cuarto mayor consumidor de fertilizantes de N para la producción de trigo (La producción de fertilizantes representa el 1% de la demanda total de energía, de la que los fertilizantes N suponen el 16%, contribuyendo así a las emisiones de N_2O (Aguilera y col, 2013). Además, alrededor del 90% de la roca fosfórica utilizada para producir fertilizantes de P se importa de otros países (Fertilizers Europe, 2022).

La valorización de los residuos orgánicos se ha convertido en una cuestión prioritaria en el marco político de la Unión Europea (UE). El uso de compost es una alternativa al uso de fertilizantes sintéticos, ya que mejora las propiedades químicas y físicas y aumenta la actividad biológica del suelo. En cultivos extensivos se requieren grandes cantidades de compost para cubrir las necesidades de N y otros nutrientes a corto plazo (Wang y col, 2016). En estos casos, el uso de compost presenta algunas limitaciones para su almacenamiento, transporte y aplicación debido a su baja densidad y a la emisión de polvo y posible inhalación de compuestos orgánicos volátiles durante su aplicación (Papandrea y col, 2021). La peletización permite densificar este compost

y solventar las limitaciones mencionadas, mejorando los costes de almacenamiento, transporte y distribución mecánica (Chew y col, 2018).
El objetivo de este estudio es evaluar la eficiencia agronómica de los diferentes fertilizantes órgano-minerales pelletizados (OMF) y fertilizantes orgánicos (OF).

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

El experimento de campo se llevó a cabo durante la temporada de cultivo 2022/2023 de trigo (*Triticum turgidum* L. Subsp. *durum* cv. *SCULPTUR*) en la Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC) en Zaragoza, España (41º43'16,62 «N; 0º48'52,31 »W), en un agroecosistema semiárido del valle del Ebro caracterizado por precipitaciones anuales erráticas y alta evapotranspiración (Álvaro-Fuentes y col, 2007), con una precipitación media de 390 mm y una temperatura media de 14,5 ºC. El suelo es franco (Calciorthid Xerollic fino-limoso, mixto, térmico). La caracterización de la capa superficial del suelo (0-20 cm) son: pH (1:25 p/v), CE (relación suelo-agua 1:2,5) de 8,43 y 236 µS m^{-1} respectivamente, 1,67 % de materia orgánica (MO). La temperatura media durante el ensayo fue de 12,5 ºC, la precipitación total de 129,6 mm y la humedad relativa media del 72 %. La tasa de evapotranspiración potencial supera los 1.200 mm $año^{-1}$.
El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones (tamaño de parcela 8 m x 3 m). Se ensayaron 11 tratamientos fertilizantes en un cultivo de trigo aplicados en dos fases: Los fertilizantes de P se aplicaron en la siembra el 18 de noviembre (día 0, $Z_{0.0}$) (Zadoks y col, 1974) mediante aplicación superficial manual, mientras que el N se aplicó al voleo superficial en el ahijamiento (día 80, $Z_{2.3}$), según la recomendación para la zona de estudio.

2.2. Rendimiento y calidad de grano

Para calcular el rendimiento en grano se cosecharon las parcelas (Z9.0), estandarizando el peso del grano al 10% de humedad. Se cosecharon 8 m^2, 1m^2 manualmente para medir la biomasa aérea del cultivo y el resto con una cosechadora de 1,5m de ancho. Se separaron las espigas de la paja y se secaron ambas fracciones a 60°C durante 48 h y se pesaron. A continuación, se contaron las espigas y los granos de 20 espigas y se pesaron. Estas mediciones permitieron obtener el número de espigas m^{-2} y el peso de mil granos (TGW). El contenido de proteínas se calculó a partir del contenido total de nitrógeno (Wringley y Batey, 2003) y se midió la densidad aparente expresada en kilogramos por hectolitro (HW) para indicar el rendimiento de la harina en la molienda.
La extracción de nutrientes (N-P) del grano se determinó analizando el contenido de N-P y se expresó en kg ha^{-1} para mostrar los efectos de cada tratamiento. La eficiencia de extracción de nitrógeno y fósforo (NUE y PUE respectivamente) se calcularon como la relación entre la tasa de aplicación de nutrientes de los fertilizantes y la extracción de nutrientes, expresada en porcentaje (López-Bellido, 2005). El contenido total de N del tejido se analizó en un microanalizador elemental automático (EuroVector elemental analyzer, Milán, Italia) y el P se determinó utilizando un espectrofotómetro de análisis multielemental (ICP-OES).

2.3. Análisis estadístico

El efecto de los tratamientos fertilizantes sobre el rendimiento de grano y sus componentes se probó mediante un ANOVA. Se confirmó la normalidad de los datos y la homogeneidad de la varianza, y las medias se compararon mediante la prueba de Fisher ($\alpha = 0,05$).
La normalidad de los datos se comprobó mediante la prueba de Shapiro-Wilks y la homogeneidad de la varianza se evaluó y confirmó mediante la prueba de Levene ($p > 0,05$) mediante el software

Infostat. Las comparaciones de medias para diferencias significativas se realizaron mediante una prueba de Fisher (α = 0,05).

3. Resultados y Discusión

El ANOVA mostró que todos los tratamientos produjeron rendimientos significativamente superiores al control (p<0,001) (Tabla 1.). El trigo en parcelas fertilizadas con P(Str+C)+N(Urea) no mostró penalizaciones en el rendimiento. En otros estudios también han reportado que con OMFs se pueden conseguir rendimientos comparables a estrategias convencionales (Antille y col,2017). Las parcelas fertilizadas mostraron un incremento en HW y proteína en comparación con el control, con alta significación estadística (p<0.0001). Se puede observar que la fertilización con P combinada con tratamientos de N con urea; N(urea) y N(urea+C) tienen un efecto positivo sobre el contenido de proteína. Todos los tratamientos excepto el N (BIM+C) aumentaron el peso hectolítrico (PH), que está correlacionado con los resultados de rendimiento. Estos resultados concuerdan con otros estudios (Marcińska-Mazur y col, 2023) Las subparcelas con urea al ahijamiento superaron a las demás estrategias presentando el mayor número de granos ha^{-1}, otros autores han observado una correlación entre este parámetro y el rendimiento en grano (Wu y col, 2019). La cantidad de paja se vio favorecida tanto con fuente orgánica-mineral como inorgánica de N (Urea+C y Urea).

Tabla 1. Parámetros de rendimiento y calidad de grano

Tratamiento	**Paja** (kg ha^{-1})	**Nºgranos** (Nº m^{-2})	**TGW** (g)	**Rendimiento** (kg ha^{-1})	**PH** (kg hL^{-1})	**Proteína** (%)
Control	4660 a	14598 a	49.3 abcde	6429 a	75.4 a	7.6 a
P(MAP)+N(Urea)	6283 cd	26149 e	50.2 abcde	8618 g	79.4 c	10.6 de
P(MAP+C)+N(Urea)	7516 e	17106 abc	48.4 abcd	7708 def	79.7 c	11.1 e
P(MAP+C)+N(Urea+C)	6347 cd	18205 abcd	46.0 ab	7524 cde	79.3 c	10.1 cd
P(MAP+C)+N(BIM+C)	6029 bc	18015 abcd	53.1 de	6993 bc	78.2 b	9.2 b
P(BM+C)+N(Urea)	7080 de	23480 de	47.8 abc	7965 ef	79.7 c	10.6 de
P(BM+C)+N(Urea+C)	7792 e	21296 bcde	48.8 abcd	7219 bcd	79.3 c	10.5 de
P(BM+C)+N(BIM+C)	5877 bc	18900 abcd	52.4 cde	6823 ab	79.0 bc	9.0 b
P(Str+C)+N(Urea)	7099 de	22653 cde	45.5 a	8183 fg	79.7 c	9.6 bc
P(Str+C)+N(Urea+C)	7382 e	20746 abcde	50.9 bcde	7761 def	79.5 c	10.2 cd
P(Str+C)+N(BIM+C)	5347 ab	15744 ab	54.18 e	7068 bc	79.1 c	9.2 b
F-anova	12.15 ***	2.65 *	2.65 *	11.95 ***	15.64 ***	19.19 ***

TGW: Peso de 1000 granos,PH: Peso Hectolítrico *, **, ***: diferencias significativas entre tratamientos a p < 0.01, p < 0.001 and p < 0.0001,respectivamente. ns= no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas (p< 0.05).

En general, el NUE disminuye en este orden N(Urea)>N(Urea+C)>N(BIM+C), esto indica que la extracción de N del grano depende de la fuente y disponibilidad de N, como sugieren Antille y col, 2017 en un ensayo OMF a largo plazo en cultivos de trigo. La fuente inorgánica de P fue el tratamiento con mayor PUE (Figura 1.). En este sentido el bajo índice de PUE en los OMF sugiere que se ha producido un proceso de inmovilización en el suelo debido al compost, provocando la formación de complejos orgánicos y el bloqueo de los sitios de adsorción de P por compuestos orgánicos. (Castán y col, 2016).

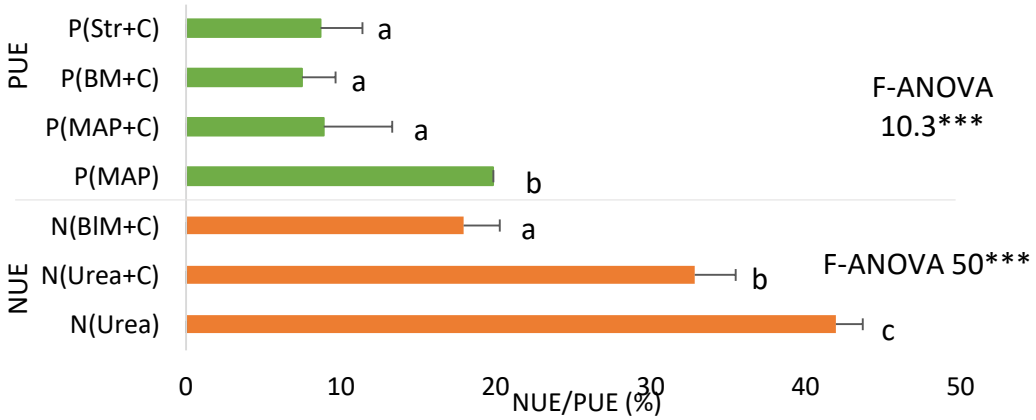


Figura 1. Eficiencia de extracción de N y de P del grano de trigo.

4. Conclusiones

Algunas de las estrategias propuestas en este trabajo como P(Str+C) y P(MAP+C) con urea y P(Str+C)+N(Urea+C) presentan unos rendimientos comparables a las estrategias puramente convencionales, por eso estas estrategias podrían ser potencialmente utilizadas como alternativa a la fertilización convencional sin que ello suponga restricciones en la producción de grano.

5. Bibliografía

Aguilera, E; Lassaleta, L; Sanz-Cobena, A; Garnier, J; Vallejo, A. (2013) The potential of organic fertilizers and water management to reduce N2O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. Agric. Ecosyst. Enviro.

Álvaro-Fuentes, J; Cantero-Martínez, C; López, M.V; Arrúe, J.L. (2007) Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems., Soil and Tillage Research

Antille, D.L.; Godwin, R.J.; Sakrabani, R.; Seneweera, S.; Tyrrel, S.F.; Johnston, A.E.(2017). Field-scale evaluation of biosolids-derived organo-mineral fertilizers applied to winter wheat in England.

Castán, E.; Satti, P.; González-Polo, M.; Iglesias, M.C.; Mazzarino, M.J. (2016) Managing the value of compost as organic amendments and fertilizers

Chew, K.W.; Chia, S.R.; Yap, Y.J.; Ling, T.C.; Tao, Y.; Show, P.L. (2018). Densification of food waste compost: Effects of moisture content anddairy powder waste additives on pellet quality

Fertilizers Europe (2022) https://www.fertilizerseurope.com/AnnualOverview/images/FER-AR22%20web.pdf

López-Bellido, L.; López-Bellido, J.; Redondo, R. (2005). Nitrogen efficiency in wheat under rainfed Mediterranean conditions as affected by split nitrogen application.

Marcińska-Mazur, L.; Mierzwa-Hersztek, M.(2023).Enhancing Productivity and Technological Quality of Wheat and Oilseed Rape through Diverse Fertilization Practices - an overview.

Papandrea, S.F.; Cataldo, M.F.; Palma, A.; Gallucci, F.; Zimbalatti, G.; Proto, A.R. (2021) Pelletization of Compost from Different Mixtures with the Addition of Exhausted Extinguishing Powders.

Wang, F.; Wang, Z.; Kou, C.; Ma, Z.; Zhao, D. (2016) Responses of Wheat Yield, Macro- and MicroNutrients, and Heavy Metals in Soil and Wheat following the Application of Manure Compost on the North China Plain

Wringley, C., Batey, I. Assessing grain quality, ed Stanley P. Cauvain,

Wu, W., Ma, B.L., Fan, J., Sun, M., Yi, Y., Guo, W., Voldeng, H.D.(2019). Management of nitrogen fertilization to balance reducing lodging risk and increasing yield and protein content in spring wheat.

Zadoks, J.C.; Chang, T.T.; Konzak, C.F. (1974). A decimal code for the growth stages of cereals. Weed Res.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto AGROALNEXT/2022/016 del MCIN con fondos de NextGenerationEU (PRTR-C17.I1) y la Generalitat Valenciana.

EXTRACCIÓN DE P DE RESIDUOS ORGÁNICOS MEDIANTE FERMENTACIÓN LÁCTICA Y RECUPERACIÓN DE MINERALES DE P

Lucía Valverde-Vozmediano[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Miguel A. Mira-Urios[1], Luciano Orden[2], Ernesto Santateresa[3], Javier Andreu[1], M. Dolores Pérez-Murcia[1], M. Ángeles Bustamante[1], Matias Vanotti[4], Raúl Moral[1]

[1] Grupo GIAAMA, Instituto Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental CIAGRO, Univ. Miguel Hernández, EPSO, Orihuela, España
[2] Dpto. de Agronomía, Univ. Nacional del Sur, Buenos Aires, Argentina
[3] Sociedad de Fomento Agrícola Castellonense S.A. (FACSA), Castellón de la Plana, España
[4] USDA-ARS, United States
l.valverde@umh.es

Resumen: En un contexto de necesidad de fuentes de fósforo alternativas a la roca fosfórica, debido a su agotamiento, en este trabajo planteamos la recuperación de P a partir de flujos residuales por medio de fermentación láctica utilizando *Lactobacillus acidophilus* y su posterior precipitación en forma de minerales de P como estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). Se han ensayado 17 residuos orgánicos agrupados en 3 clases: estiércoles, lodos de depuradora y lodos agroalimentarios. Se aplicó la estrategia desarrollada por Vanotti y Szogi (2019), comparando fuentes de azúcar como sacarosa y melaza de remolacha. La temperatura de reacción se fijó en 37ºC, y el tiempo de reacción, en 48 h. Tras la incubación, las muestras se centrifugaron y se obtuvo el sobrenadante con el P disuelto. Medimos los niveles de P recuperado por colorimetría. Finalmente, utilizamos $MgCl_2$ para precipitar estruvita a partir de los sobrenadantes, ajustando los ratios Mg:P y NH_4:P. Observamos un descenso de pH por debajo de 5, el cual se considera suficiente para una extracción óptima de P. Se obtuvieron porcentajes de P recuperado variables (20-70%), mayores en el caso de estiércoles y lodos de depuradora. Utilizando $MgCl_2$ a distintas dosis obtuvimos estruvita pero también precipitados de Ca y P como hidroxiapatita. Esto hace necesario elevar el ratio Mg:P para favorecer la formación de estruvita. Nuestros resultados muestran que la fermentación láctica es un método eficiente para extraer P de residuos orgánicos, sin embargo cabe optimizar el proceso de precipitación de estruvita.

Palabras clave: incubación, precipitación, $MgCl_2$, estruvita.

1. Introducción

Las reservas minerales de P_2O_5 son la principal fuente de fósforo. Estimadas en 7000 millones de toneladas, estas reservas se están consumiendo rápidamente conforme la tasa de consumo de P crece y es previsible su agotamiento en los próximos 60-130 años (Yesigat et al., 2022).
La recuperación de fósforo de flujos residuales es una tecnología prometedora. La estruvita es un mineral que está ganando popularidad como fertilizante fosfórico debido a su acción como fertilizante de liberación lenta, propiedad que no sólo es ventajosa para las plantas sino también para la salud de los suelos y del medio ambiente (Kataki et al., 2016).

2. Material y Métodos

2.1 Colección y caracterización de residuos

Se reunió una colección de 16 residuos orgánicos procedentes de distintas ubicaciones de la Comunidad Valenciana y Región de Murcia, agrupados en 3 clases: estiércoles/purines, lodos urbanos y lodos agroalimentarios.

Tabla 1. Clasificación de los residuos

Residuo	Clase de residuo	Descripción
M1	Estiércol	Fracción sólida de purín de cerdo
M2	Estiércol	Estiércol de cabra
M3	Estiércol	Estiércol de vaca
M4	Estiércol	Estiércol de vaca
SS1	Lodo urbano	
SS2	Lodo urbano	
SS3	Lodo urbano	
SS4	Lodo urbano	
SS5	Lodo urbano	
AS1	Lodo agroalimentario	Industria conservera de vegetales
AS2	Lodo agroalimentario	Industria quesera
AS3	Lodo agroalimentario	Industria de zumos
AS4	Lodo agroalimentario	Industria de zumos
AS5	Lodo agroalimentario	Industria de zumos
AS6	Lodo agroalimentario	Industria almidonera
AS7	Lodo agroalimentario	Industria harinera

Los residuos se conservaron a 4ºC.

2.2. Recuperación de P

2.2.1. Fermentación láctica

La extracción ácida de fósforo se llevó a cabo por medio de un proceso de fermentación biótica, de acuerdo a la patente de Vanotti y col., 2019. Para ello, se incubó el residuo con el microorganismo acidófilo *Lactobacillus acidophilus* en tubos Falcon en un baño termostático a 37ºC con agitación, con 2 g de sacarosa durante 48h. Se controló el pH a lo largo del proceso.

2.2.2. Determinación de P recuperado

Tras la fase fermentativa, la mezcla se sometió a centrifugación para separar el sobrenadante con el fósforo disuelto, cuya concentración se determinó mediante espectrofotometría a 460 nm por el método del ácido vanadomolibdofosfórico.

2.3. Precipitación de estruvita

Una vez completada la extracción de P del residuo, a partir de los sobrenadantes se llevó a cabo la precipitación de estruvita. Los sobrenadantes se depositaron en un vaso de precipitados y se añadió la cantidad requerida de $MgCl_2$ y NaOH 4M gota a gota hasta un pH final de 9, con agitación magnética. Tras esto, los precipitados se filtraron usando filtros de vidrio en un sistema de vacío, y posteriormente se secaron en una estufa a una temperatura no superior a 60ºC. Inicialmente se usó el ratio Mg:P 1,2:1. Posteriormente, se estudió el efecto del aumento de dicho ratio en el proceso de cristalización y la composición de los minerales de P precipitados. Asimismo, se estudiaron los ratios 2:1, 4:1, 5:1, 6:1, 10:1. Se evaluaron los precipitados obtenidos en los diferentes supuestos mediante su análisis en lupa binocular (Motic) acoplada a una cámara sCMOS (Moticam S3).

3. Resultados y Discusión

3.1. Recuperación de P

Se registró una bajada de pH a lo largo del tiempo de incubación, consistente con el correcto desarrollo de la fermentación láctica, en torno a 5 o inferior en todos los casos (**Tabla 2**). Se considera que un pH de 5,5 es efectivo para disolver el 70% del fósforo total del residuo (Christensen et al., 2009).

Tabla 2. pH inicial vs final de los residuos en incubación a T=37ºC

Residuo	pH t_0	pH t=6h	pH t=12h	pH t=24 h	pH t_f=48h
M1	8,73	7,51	6,49	5,24	5,06
M2	8,97	7,96	7,25	5,32	5,12
M3	8,54	6,72	5,91	4,53	3,90
M4	8,59	6,46	5,64	4,33	3,86
SS1	6,13	6,00	5,49	4,43	3,97
SS2	7,10	6,32	5,60	4,87	4,13
SS3	5,90	5,38	4,88	4,12	3,58
SS4	7,44	6,50	5,80	4,75	4,58
SS5	8,37	7,50	6,90	5,87	5,19
AS1	7,56	5,77	5,06	3,77	3,53
AS2	7,51	6,18	5,47	4,37	4,04
AS3	5,42	4,91	4,38	3,45	3,28
AS4	5,63	4,96	4,49	3,73	3,64
AS5	6,40	5,73	5,16	4,08	3,76
AS6	6,56	5,13	4,54	3,52	3,40
AS7	7,76	6,77	6,39	5,66	4,97

En cuanto a los porcentajes de P recuperado, estos fueron variables incluso entre residuos de un mismo grupo. Dichos porcentajes fueron desde el 20% hasta el 100% en función del residuo (**Tabla 3**).

Tabla 3. %P recuperado según residuo

Residuo	mg P totales	mg P extraídos	%P recuperado
M1	32,4	36,2	112%
M2	66,3	12,9	19%
M3	67,2	14,9	22%
M4	50,9	20,4	40%
SS1	77,7	26,7	35%
SS2	80,8	50,7	16%
SS3	20,1	20,4	101%
SS4	14,0	3,6	26%
SS5	27,7	10,0	36%
AS1	15,5	15,8	102%
AS2	36,5	19,0	52%
AS3	26,2	11,5	44%
AS4	10,7	4,4	46%
AS5	9,5	5,0	41%
AS6	22,8	10,5	52%
AS7	1,0	0,8	77%

3.2. Precipitación de estruvita

Al emplear el ratio molar Mg:P 1,2:1 observamos la formación de material no cristalino, amorfo. Debido a la alta concentración de Ca en estos residuos, se forma preferencialmente

hidroxiapatita, que inhibe parcialmente la cristalización de la estruvita (Cichy et al., 2019). A medida que se aumenta dicha ratio Mg:P podemos observar diferencias morfológicas en los precipitados resultantes. Encontramos mayor pureza de los precipitados que resultan a ratios Mg:P mayores (**Figura 1**).

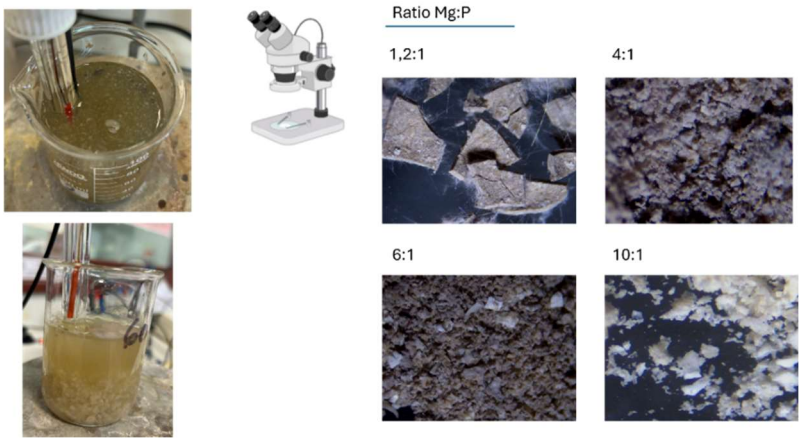


Figura 1. Imágenes de precipitados obtenidos a distintas ratios molares Mg:P durante el proceso de cristalización y tras su filtrado y secado. Obtención de imágenes de los precipitados secos mediante cámara Moticam S3.

4. Conclusiones

- La fermentación láctica de residuos orgánicos es un método eficiente para extraer hasta un 100% de P de una variedad de residuos orgánicos. De media, el porcentaje de extracción conseguido en estiércoles, lodos urbanos y lodos agroalimentarios fue de un 59-60%.
- Los altos niveles de Ca en los residuos interfieren con la precipitación de estruvita, apareciendo otros precipitados de Ca y P como hidroxiapatita. Una solución a esta problemática es el aumento de la dosificación de $MgCl_2$, de modo que exista un exceso de Mg respecto al Ca.

5. Bibliografía

Vanotti, M.B., Szogi, A.A., Moral, R. 2019. Extraction of amino acids and phosphorus from biological materials using sugars (acid precursors). US Patent Application SN 16/406,707. US Patent & Trademark Office.

Christensen, M. L., Hjorth, M., & Keiding, K. (2009). Characterization of pig slurry with reference to flocculation and separation. *Water Research*, *43*(3), 773–783. https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.010

Cichy, B., Kużdżał, E., & Krztoń, H. (2019). Phosphorus recovery from acidic wastewater by hydroxyapatite precipitation. *Journal of Environmental Management*, *232*(October 2018), 421–427. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.072

Kataki, S., West, H., Clarke, M., & Baruah, D. C. (2016). Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments. *Waste Management*, *49*, 437–454. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.003

Yesigat, A., Worku, A., Mekonnen, A., Bae, W., Feyisa, G. L., Gatew, S., Han, J. L., Liu, W., Wang, A., & Guadie, A. (2022). Phosphorus recovery as K-struvite from a waste stream: A review of influencing factors, advantages, disadvantages and challenges. *Environmental Research*, *214*(P3), 114086. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114086

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del Proyecto FERTILAB (PLEC2022-009252) financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea, Next Generation EU/PRTR, y apoyado por INVEST/2022/080 de la Conselleria de Educación, Universidades y Empleo de la Generalitat Valenciana a través de un contrato de investigación a la primera autora.

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES COMO HARINAS DE PIENSO ANIMAL DEL ALTO VALOR NUTRICIONAL USANDO LARVAS DE MOSCA SOLDADO NEGRA.

Jesús D. Fernández Bayo[1], Nazaret Rubiejo Pérez[1]

[1] *Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada. España*
jdfbayo@ugr.es

Resumen: La creciente población mundial requiere soluciones sostenibles para la demanda de alimentos y para hacer frente también al problema conocido como hambre oculta (p.e. deficiencia en minerales). Por ello se propone un modelo de economía circular en el que se estudia la co-digestión de subproductos del aceite de oliva y del procesado de la carne para revalorizarlos como harinas para pienso animal usando larvas de mosca soldado-negra (MSN). En este estudio se evaluó la calidad nutricional de las larvas MSN, midiendo el contenido en nitrógeno (N) y en hierro (Fe) como indicadores de concentración de proteínas y de procesos de biofortificación en nutrientes esenciales, respectivamente. Las larvas de MSN sobrevivieron y se alimentaron de los subproductos utilizados, aunque la biomasa de las larvas fue menor en comparación con las larvas alimentadas con pienso para gallinas. Los residuos del olivar aumentaron el contenido de Fe en las larvas mientras que la harina de sangre incrementó la concentración de N. Los sustratos estudiados pueden usarse para producir harina de larvas de MSN disminuyendo el uso de piensos tradicionales, aunque es necesario optimizar la dieta de las larvas para mejorar la cantidad y calidad de las harinas.

Palabras clave: larva de mosca soldado-negra, pienso animal, economía circular, harina de sangre, alperujo.

1. Introducción

Debido al aumento exponencial de la población mundial se tiene la necesidad de encontrar alternativas sostenibles en la producción de alimentos nutritivos. Concretamente, la producción de piensos para animales tiene un gran impacto medioambiental contribuyendo a la deforestación, agotamiento de recursos marinos y consumo excesivo de agua. Como solución a este reto, surge la aplicación de insectos, en particular la larva de la mosca soldado-negra (MSN, *Hermetia illucens*) para la producción de piensos para animales, gracias a su capacidad para convertir subproductos orgánicos en biomasa. Este enfoque no solo promueve la economía circular y el concepto de residuo cero, sino que también busca reducir los impactos ambientales y maximizar la eficiencia en el uso de recursos (Pederiva et al., 2023).

Las larvas de MSN poseen grandes beneficios para la revalorización de subproductos agroindustriales porque no presentan un riesgo en la propagación de enfermedades ni de convertirse en plaga para cultivos agrícolas. Además, se alimentan de materia orgánica en descomposición convirtiendo desechos en biomasa rica en proteína que es considerada sostenible por las bajas emisiones y alta eficiencia de conversión de alimentos, proporcionando así alimentos muy interesantes para la acuicultura y animales domésticos (Lalander et al., 2015).

Subproductos agroindustriales problemáticos como el alperujo y la harina de sangre son difíciles de digerir individualmente. Por tanto, su co-digestión puede favorecer su digestibilidad por las larvas de MSN. Anualmente se puede generar hasta 4 millones de toneladas de alperujo en Andalucía, que son difíciles de gestionar debido a su alta toxicidad, baja digestibilidad, las grandes producciones en periodos cortos de tiempo y la contaminación de agua y suelo (Ghilardi et al., 2020; Williams et al., 2017). Por otro lado, el sector cárnico produce 150 millones de toneladas anuales de residuos de subproductos. Estos son biomasa rica en proteínas, colágeno, queratina, grasas, aminoácidos y productos minerales. Estos subproductos presentan

inconvenientes como la contaminación por gases de efecto invernadero y NOx, infecciones sépticas y propagación de enfermedades a través del agua (Berraquero-García et al., 2022; da Silva Bambirra Alves et al., 2021). Por otro lado, el contenido en minerales como el hierro (Fe) de estos subproductos puede mejorar el contenido de este micronutriente favoreciendo procesos de biofortificación y dar una respuesta al fenómeno conocido como hambre oculta (Finkelstein et al., 2019; Ramadas et al., 2020; Srivastav et al., 2022).

El objetivo general es evaluar si los residuos agroindustriales seleccionados pueden ser usados como fuente de alimento para larvas MSN y producir harinas en cantidad y calidad suficiente, dando respuesta a problemas como la gestión de residuos que conduce a graves problemas ambientales y el desarrollo de dietas deficientes en nutrientes esenciales como el Fe (hambre oculta). Para ello se estudió la supervivencia y el crecimiento larvario durante la co-digestión de harina de sangre y alperujo, así como la concentración de Fe presente tanto en los sustratos iniciales como en las larvas finales.

2. Material y Métodos

2.1 Materia prima

Para este experimento las larvas de mosca soldado-negra fueron suministradas por la empresa ControlBio de Almería, España. Los sustratos para alimentar a las larvas fueron una mezcla de residuos de almazara (alperujo, restos de hojas y lodos depositados en las balsas de aguas residuales, ROMq) proporcionada por Loxa (cooperativa agrícola de San Isidro de Loja, España); harina de sangre (HS) (Farpro de Spilamberto, Italia) y pienso completo para gallinas de la (PiensosHerben, España).

Los biorreactores se prepararon con 50 g (peso seco) de sustrato con cuatro tratamientos (tres repeticiones por tratamiento) diferentes: sólo subproductos del olivo (ROMq); una mezcla de ROMq y HS (ROMHS84) para tener un 84% de ROMq y otra mezcla para tener un 61% de ROMq (ROMHS61). El pienso para pollos se utilizó como control. Cada reactor se preparó con 50 larvas de 7-8 días de vida.

Pasados los 9 días se colectan las larvas de cada biorreactor, se dejaron 24 horas en la incubadora a 31°C para que puedan eliminar los restos que queden en su tracto digestivo, se sacrificaron por congelación y se pesaron en húmedo y en seco.

El contenido total de C y N en el material molido de las larvas alimentadas con los sustratos se midió en un analizador LECO (TruSpec CN). Para medir el Fe se empleó un espectrómetro de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES; de Waltham, MA, EE. UU.).

3. Resultados y Discusión

3.1. Influencia de la dieta en las larvas.

Al final del experimento se observó que cada tipo de sustrato tuvo un efecto significativo ($P<0.05$) sobre el peso fresco por larva (Figura 1), donde la biomasa fue similar en ROMq y ROMHS84, y significativamente más alta en ROMHS61 y mayor en el control.

En la figura 2a se observa el porcentaje en nitrógeno presente en las larvas MSN dependiendo del sustrato administrado como alimento. Según los datos se obtiene que el contenido en N es similar en ROMq y ROMHS84, y significativamente más alto en ROMHS61 y mayor en el control ($P<0.05$).

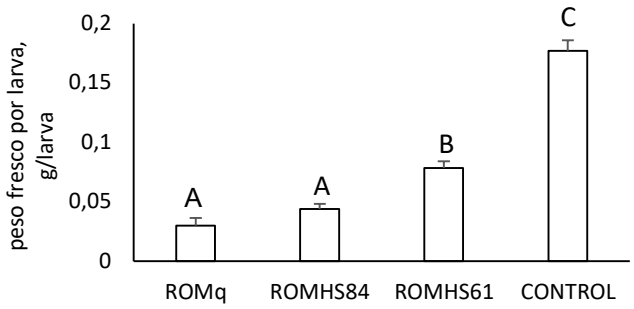


Figura 1. Peso fresco, en gramos, que se alcanza por larva, mostrando la media de cada grupo con su desviación. Las letras A, B y C pertenecen a conjuntos de datos normales diferentes, con una significancia de $p<0,05$ y $n=3$.

Se observó que el aumento de peso fue relacionado principalmente con el porcentaje en nitrógeno. A un mayor porcentaje de nitrógeno en el sustrato, se produce un mayor crecimiento de la larva. Además, un mayor porcentaje en nitrógeno se traduce en una mayor cantidad de proteínas. Esto se debe a que el nitrógeno suplementado realiza un papel importante para el crecimiento de microorganismos y la síntesis de enzimas necesarias para descomponer la lignocelulosa en sustratos pobres en nitrógeno (Lalander et al., 2019).

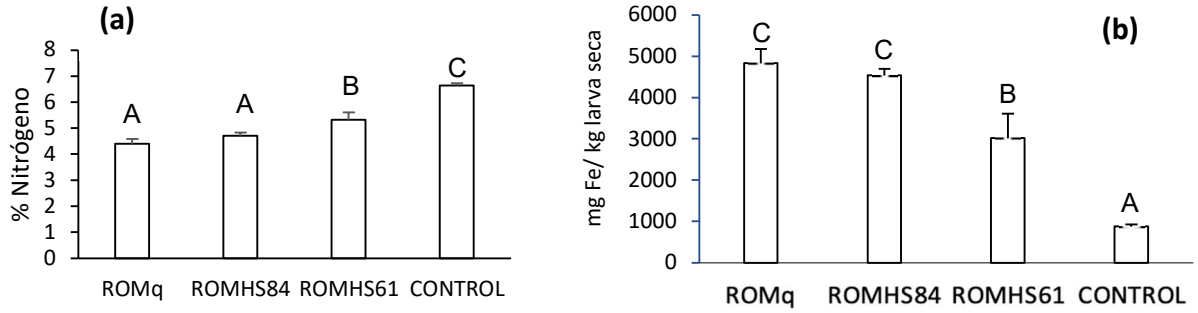


Figura 2. Porcentaje de nitrógeno (a) y concentración de Fe (b) presente en las larvas alimentadas por distintos sustratos, mostrando la media de cada grupo con su desviación. Las letras A, B y C pertenecen a conjuntos de datos normales diferentes, con una significancia de $p<0,05$ y $n=3$.

Finalmente, en relación con la figura 2b se puede apreciar el contenido en Fe que poseen las larvas MSN dependiendo del sustrato administrado. La concentración de Fe en las larvas fue significativamente más alta en los sustratos ROMq y ROMHS84 comparada con el sustrato ROMHS61 y con el control que presentó el contenido más bajo en Fe. Por lo tanto, los resultados parecen indicar que hubo una mayor bioacumulación de Fe en sustratos más ricos en residuos del aceite de oliva. Sin embargo, el incremento en harina de sangre no supuso una mayor concentración de Fe biodisponible.

4. Conclusiones

En este estudio se ha demostrado que los residuos utilizados han servido para alimentar a las larvas MSN, aunque no hayan alcanzado el crecimiento óptimo. El aumento de la harina de sangre en la co-digestión dio lugar a mejor crecimiento de la larva de MSN pero no llegó a valores de biomasa similares al control. El contenido de N aportado por la dieta administrada fue directamente proporcional a la masa final de las larvas MSN. La posible biofortificación de Fe en

las larvas de MSN fue más importante en las larvas alimentadas solo con residuos provenientes de la producción de aceite de oliva.

5. Bibliografía

Berraquero-García, C., Almécija, M. C., Guadix, E. M., & Pérez-Gálvez, R. (2022). Valorisation of blood protein from livestock to produce haem iron-fortified hydrolysates with antioxidant activity. *International Journal of Food Science and Technology*, *57*(4). https://doi.org/10.1111/ijfs.15616

da Silva Bambirra Alves, F. E., Carpiné, D., Teixeira, G. L., Goedert, A. C., de Paula Scheer, A., & Ribani, R. H. (2021). Valorization of an Abundant Slaughterhouse By-product as a Source of Highly Technofunctional and Antioxidant Protein Hydrolysates. *Waste and Biomass Valorization*, *12*(1), 263–279. https://doi.org/10.1007/s12649-020-00985-8

Finkelstein, J. L., Fothergill, A., Hackl, L. S., Haas, J. D., & Mehta, S. (2019). Iron biofortification interventions to improve iron status and functional outcomes. *Proceedings of the Nutrition Society*, *78*(2). https://doi.org/10.1017/S0029665118002847

Ghilardi, C., Sanmartin Negrete, P., Carelli, A. A., & Borroni, V. (2020). Evaluation of olive mill waste as substrate for carotenoid production by Rhodotorula mucilaginosa. *Bioresources and Bioprocessing*, *7*(1). https://doi.org/10.1186/s40643-020-00341-7

Lalander, C., Diener, S., Zurbrügg, C., & Vinnerås, B. (2019). Effects of feedstock on larval development and process efficiency in waste treatment with black soldier fly (Hermetia illucens). *Journal of Cleaner Production*, *208*, 211–219. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.017

Lalander, C. H., Fidjeland, J., Diener, S., Eriksson, S., & Vinnerås, B. (2015). High waste-to-biomass conversion and efficient Salmonella spp. reduction using black soldier fly for waste recycling. *Agronomy for Sustainable Development*, *35*(1), 261–271. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0235-4

Pederiva, S., Avolio, R., Marchis, D., Abete, M. C., & Squadrone, S. (2023). Preliminary Data on Essential and Non-essential Element Occurrence in Processed Animal Proteins from Insects. *Biological Trace Element Research*, *201*(8). https://doi.org/10.1007/s12011-022-03462-6

Ramadas, S., Vellaichamy, S., Ramasundaram, P., Kumar, A., & Singh, S. (2020). Biofortification for enhancing nutritional outcomes and policy imperatives. In *Wheat and Barley Grain Biofortification*. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818444-8.00013-4

Srivastav, P., Vutukuru, M., Ravindran, G., & Awad, M. M. (2022). Biofortification—Present Scenario, Possibilities and Challenges: A Scientometric Approach. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 14, Issue 18). https://doi.org/10.3390/su141811632

Williams, O., Eastwick, C., Kingman, S., Giddings, D., Lormor, S., & Lester, E. (2017). Overcoming the caking phenomenon in olive mill wastes. *Industrial Crops and Products*, *101*. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.02.036

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el Programa Operativo FEDER 2014-2020 y por la Consejería de Economía, Conocimiento, Empresas y Universidad de la Junta de Andalucía. financiado (E-RNM-494-UGR20). Los autores agradecen a la Cooperativa Agrícola de San Isidro de Loja SCA. España por su desinteresada provisión de residuos del aceite de oliva.

APROVECHAMIENTO DE ALPEORUJO PARA OBTENCIÓN DE CARBONES ACTIVADOS ALTAMENTE POROSOS

Mª Carmen Gutiérrez[1], Hansi Martínez[1], Almudena Benítez[2], Mª Ángeles Martín[1], Álvaro Caballero[2]

[1] Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, RNM-271 UCO-Greening. Córdoba
[2] Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, FQM-175. Córdoba
a12gumam@uco.es

Resumen: La producción de aceite de oliva es una de las principales actividades agrícolas de los países mediterráneos, especialmente de España. No obstante, la extracción de este aceite genera una gran cantidad de un residuo conocido como alpeorujo, lo que provoca una importante contaminación ambiental. Este estudio aborda la valorización del alpeorujo transformándolo en carbones activados (CA), ofreciendo una solución tecnológicamente sostenible a esta problemática. El proceso propuesto para convertir el alpeorujo en CA incluye tres etapas: i) pre-activación mecánica, mezclando el alpeorujo con KOH en diferentes proporciones (1:1, 2:1, 3:1 y 4:1, respectivamente); ii) tratamiento termoquímico en atmósfera inerte a temperaturas entre 600-1000ºC (pirólisis); y, iii) purificación química con HCl 6 M y lavado con agua para eliminar impurezas. Este proceso produjo CA con un contenido en carbono de hasta el 95 % y superficies específicas elevadas, alcanzando los 1600 m^2/g. Estos CA, por sus propiedades, podrían utilizarse en diversas aplicaciones, como en la adsorción de contaminantes emergentes, tanto líquidos como gaseosos, como cátodo de baterías metal-azufre, etc. Además, se realizó un análisis integral del proceso de transformación, analizando los gases generados durante la pirólisis y los efluentes líquidos producidos en la purificación ácida. Finalmente, se llevó a cabo un estudio económico para determinar el coste de producción de estos CA y evaluar su rentabilidad.

Palabras clave: Residuo de aceite de oliva; tratamiento termoquímico; materiales carbonosos; análisis de efluentes; balance económico

1. Introducción

La producción de aceite de oliva es uno de los procesos agroindustriales más importantes a nivel mundial (Roselló-Soto y col., 2015), siendo Europa el mayor productor, exportador y consumidor de aceite de oliva (66 % del consumo global). El problema de esta industria es que el proceso para obtener aceite genera una gran cantidad de residuo comúnmente conocido como alpeorujo. Se generan alrededor de 80 kg de alpeorujo por cada 20 kg de aceite de oliva producido (Carmona y col., 2023). Esto provoca una gran acumulación de este residuo generando una elevada contaminación ambiental.

Por esta razón, su valorización mediante la transformación en productos de alta calidad está ganando relevancia. En esta línea, la literatura propone una amplia variedad de metodologías de valorización, como el co-compostaje, digestión anaerobia, producción de biochars, etc. Entre las diferentes propuestas descritas en literatura cabe resaltar la producción de carbones activados (CA), materiales con alta superficie específica que pueden ser ampliamente utilizados en tratamientos de adsorción de contaminantes y sistemas de almacenamiento de energía. En este sentido, este estudio presenta una síntesis integral y simple de CA a partir de alpeorujo, destacando el análisis de los efluentes gaseosos y líquidos generados durante el proceso, con objeto de evaluar sus posibles tratamientos y/o valorizaciones posteriores. Además, con el fin de estimar la viabilidad económica, se realizaron balances de masa, energía y económicos.

2. Material y Métodos

2.1. Caracterización del alpeorujo

El alpeorujo estudiado en esta investigación fue suministrado por la sociedad cooperativa andaluza "Ntra. Sra. de la Consolación" (Doña Mencía, Córdoba), generado durante la campaña oleícola 2021/22. En primer lugar, la muestra se sometió a un secado a 65 ºC y, posteriormente, a un proceso de molienda. La caracterización físico-química de la materia prima se realizó para cuantificar múltiples variables como el pH, conductividad (mS/cm), carbono total (CT, mg/kg), sólidos minerales (SM, mg/kg), nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK, mg/kg), contenido de fósforo (P-P_2O_5, mg/kg), entre otros. Paralelamente, se determinó la composición multielemental del alpeorujo a partir de sus cenizas utilizando fluorescencia de rayos X (FRX).

2.2. Proceso de conversión de alpeorujo en carbón activado (CA)

La conversión de alpeorujo en CA se llevó a cabo por triplicado mediante un proceso simple, sostenible y de bajo costo, en el cual se utilizaron diferentes proporciones de alpeorujo y KOH utilizado como agente activante (Alpeorujo: KOH = 1:1, 2:1, 3:1, 4:1 p/p), así como diferentes temperaturas de pirólisis (600, 700, 800, 900 y 1000 ºC). En la Figura 1 se muestra un diagrama del proceso de conversión.

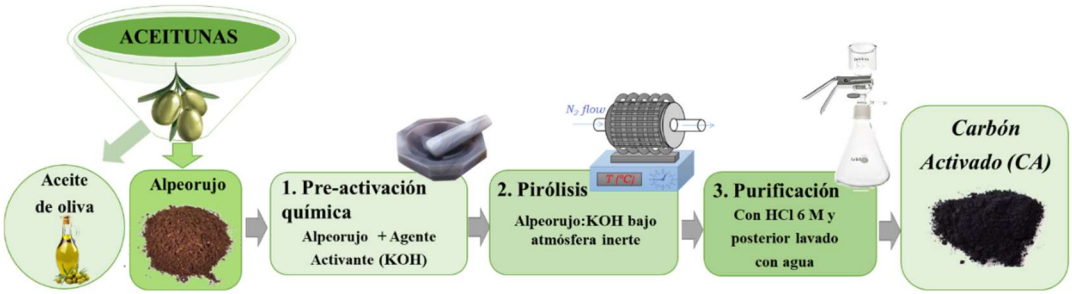


Figura 1. Esquema de transformación del alpeorujo en carbón activado

2.3. Caracterización de los CA

Los CA fueron estudiados mediante diversas técnicas de caracterización, destacando el análisis fisicoquímico, análisis termogravimétrico (ATG) en atmósfera oxidante, análisis elemental, y las isotermas de adsorción-desorción de nitrógeno con la distribución de tamaño de poros a través de la teoría de la densidad funcional.

2.4. Evaluación de los efluentes gaseosos y líquidos generados en el proceso

Los gases generados durante la pirólisis pasan a través de un tubo de teflón hacia una cámara de enfriamiento. Los compuestos gaseosos no condensados se determinaron mediante un cromatógrafo de gases específico para detección de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y compuestos de azufre volátiles (CSVs). A su vez se determinó mediante FRX la composición multielemental de los CA después de la purificación, para conocer la cantidad de elementos eliminados.

2.5. Análisis económico

Se realizó un balance energético del proceso de secado y pirólisis a escala de laboratorio, con el objetivo de evaluar el coste de producción. La hipótesis inicial incluyó los siguientes precios: electricidad a 0.174 €/kWh, gas N_2 a 0.5 €/m³ y KOH a 800 €/t, considerando el coste del alpeorujo como cero por ser un residuo. A nivel de laboratorio, la potencia del horno y del caudalímetro era de 2500 W y 2,00 W, respectivamente.

3. Resultados y Discusión

3.1. Análisis del alpeorujo como materia prima

Mediante el análisis físico-químico, como cabía esperar, el alpeorujo presentó un alto contenido de humedad (70 %), y un pH ligeramente ácido (5,97). Su carácter ácido podría dificultar la valorización de este residuo mediante procesos biológicos lo que propicia la valorización de este residuo mediante otros métodos como los tratamientos térmicos con objeto de obtener CA. Además, contiene carbono, nitrógeno y fósforo siendo beneficiosos para la estructura de materiales carbonosos. La cantidad de SM indica la presencia de materia mineral en el alpeorujo, y por medio de FRX se han determinado los elementos mayoritarios, destacando el K, Ca y Si con valores de 40800, 10900 y 4340 mg/kg, respectivamente.

3.2. Efecto de la relación de masa alpeorujo y KOH sobre las propiedades de la CA

Cabe destacar que no se observaron diferencias significativas en cuanto a las características fisicoquímicas de los diferentes CA preparados. Se observó una ligera tendencia de aumento tanto de los SV como del contenido de nitrógeno con el aumento progresivo de la cantidad de alpeorujo en la mezcla. Las curvas de ATG mostraron perfiles similares en todos los casos, proporcionando un contenido de carbono por encima del 80 % (Figura 2).

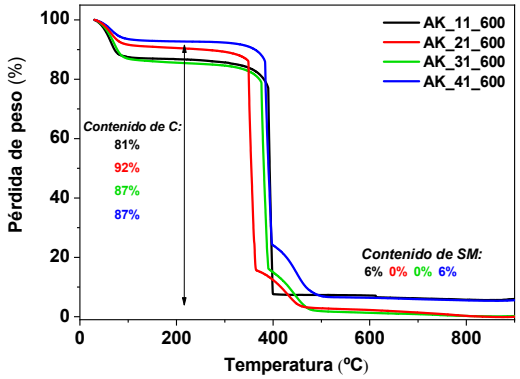


Figura 2. Curvas de ATG en oxígeno para los CA preparados en diferentes proporciones a 600 ºC

En cuanto a las propiedades texturales, los CA de proporción 1:1 y 2:1 mostraron los valores más altos de superficie específica (S_{BET}), 786 y 726 m^2/g, respectivamente. Por lo tanto, teniendo en cuenta las propiedades texturales principalmente, y con el fin de utilizar la cantidad más baja posible de KOH para reducir tanto el consumo de recursos, como los riesgos ambientales y el coste final del producto, la relación de masa alpeorujo:KOH seleccionada cómo óptima fue la 2:1.

3.3. Efecto de la temperatura de pirólisis en las propiedades de los CA

La composición de los diferentes CA sintetizados varió significativamente cuando se modificó la temperatura En la Tabla 1 se presentan los resultados obtenidos.

Tabla 1. Caracterización físico-química de los CA a distintas temperaturas

Muestras	**Caracterización físico-química**		**Análisis Termogravimétrico**		**Análisis Elemental**
	SM (%)	*SV (%)*	*Humedad (%)*	*C (%)*	*N (%)*
AK_21_600	7.27 ± 0.02	92.72 ± 3.60	8	92	0.95
AK_21_700	2.37 ± 0.13	97.63 ± 2.84	7	88	0.63
AK_21_800	2.55 ± 1.20	97.45 ± 2.24	7	93	0.60
AK_21_900	4.43 ± 3.35	95.57 ± 0.63	5	94	0.64
AK_21_1000	10.04 ± 0.00	89.96 ± 6.51	5	91	0.62

Los valores de S_{BET} tendieron a aumentar a medida que la temperatura aumentaba. A 600 ºC se obtuvo un área superficial de 726 m^2/g, en cambio a 900 ºC se lograron valores de hasta 1639

m^2/g. Sin embargo, este comportamiento varió a 1000 ºC porque la estructura porosa se saturó a altas temperaturas.

3.4. Evaluación de los efluentes gaseosos y líquidos generados en el proceso

Las emisiones de los gases no condensables durante el proceso pirolítico, resultó en 874 $mg_{COV}/kg_{Alpeorujo}$ y 2605 $mg_{CSV}/kg_{Alpeorujo}$, con la generación principal de sulfuro de dimetilo (DMS) y H_2S. En cuanto al análisis de los efluentes líquidos, se verificó que la cantidad de elementos originalmente presentes en el alpeorujo fueron casi completamente eliminados.

3.5. Balance de enegía y económico

Mediante el balance de energía, se ha determinado que la energía total consumida durante los procesos de secado y pirólisis fue de 1829 $MJ/t_{alpeorujo\ húmedo}$ y 7942 $MJ/t_{alpeorujo\ húmedo}$, respectivamente. Finalmente, a través del balance económico se ha obtenido un coste de producción total de 9,28 € por kilogramo de CA generado derivado de alpeorujo.

4. Conclusiones

Este estudio propone la valorización de alpeorujo mediante su transformación en CA, analizando dos parámetros principales, la relación de masa entre el alpeorujo y el KOH, y la temperatura de pirólisis. La relación de masa se ha confirmado que no afecta en manera significativa en las características de los CA, en cambio las muestras que presentan los valores más elevados de S_{BET} son las de proporciones más bajas (1:1 y 2:1). En cuanto a la temperatura de pirólisis, se observó una clara influencia de este efecto en las propiedades de los CA, aumentando la S_{BET} hasta 913 m^2/g entre los CA obtenidos a 600 y 900 ºC. Mediante el análisis de los efluentes gaseosos de la fracción no condensable, predominaron en un 75 % los CSV con respecto a los COV. Finalmente, se determinó que el 81 % de la energía total consumida corresponde a la energía utilizada durante el proceso pirolítico y el 19 % restante a la etapa de secado, obteniendo un precio final de producción de 9 $€/kg_{CA}$.

5. Bibliografía

Roselló-Soto E., Koubaa M., Moubarik A., Lopes R.P., Saraiva J.A., Boussetta N., Grimi N., Barba F.J., 2015. Emerging opportunities for the effective valorization of wastes and by-products generated during olive oil production process: Non-conventional methods for the recovery of high-added value compounds. *Trends Food Sci. Technol.* 45, 296-310.

Carmona I., Aguirre I., Griffith D.M., García-Borrego A., 2023. Towards a circular economy in virgin olive oil production: Valorization of the olive mill waste (OMW) “alpeorujo” through polyphenol recovery with natural deep eutectic solvents (NADESs) and vermicomposting. *Sci. Total Environ*. 872, 162198.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario (Project OLIVE2ENERGY PYC20 RE 048 UCO), Universidad de Córdoba (Plan Propio de Investigación 2023, UCOLIDERA), Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-117438RB-I00 y PID2020-113931RB-I00), Unión Europea “NextGenerationEU”/PRTR (PDC2021-120903-I00 y TED2021-130668B-I00) y la beca Juan de la Cierva – Incorporación (IJC2020-045041-I).

ESTUDIO DE LA REDUCCIÓN DE LA HUMEDAD DEL ALPERUJO PARA FACILITAR SU COMPOSTAJE

María Elena Escuderos[1], Mercedes García Ruiz[1], Concepción García-Ortiz Civantos[1], Jose Antonio García Mesa[1]

[1]Centro IFAPA Venta del Llano
Ctra. Bailén-Motril Km. 18,5. 23620 Mengíbar, Jaén
mariae.escuderos@juntadeandalucia.es

Resumen: La sustitución del sistema de 3F por el de 2F en la industria de extracción del aceite de oliva fue una importante reforma tecnológica que originó un nuevo subproducto, denominado alperujo, consistente en un orujo mucho más húmedo. La gestión del alperujo ha sido siempre un gran reto debido a la gran humedad que presenta (70-80%) y a las grandes cantidades que se producen en cada campaña. La administración del alperujo por parte de las almazaras es vital para su funcionamiento y existen diferentes formas de revalorización de dicho subproducto. Una de las vías de reutilización que se pueden emplear es el compostaje. El principal inconveniente para compostar el alperujo fresco es su elevado contenido de agua, el cual dificulta su gestión y el propio proceso de compostaje.
Para tratar de eliminar dicho problema se ha realizado un estudio de la deshidratación parcial del alperujo empleando una deshidratadora industrial. Este equipo permite transformar un alperujo de elevada humedad y difícil manejo en otro con una humedad óptima para su compostaje, con lo que se eliminan los tiempos muertos que habitualmente son necesarios para una deshidratación natural del alperujo. El funcionamiento del equipo es sencillo y robusto, no necesitando de la atención de un operario durante su funcionamiento.
Se comprueba que se reduce la humedad del alperujo lo suficiente para permitir el manejo y compostaje de éste sin problemas. Además se puede observar que el contenido en polifenoles también disminuye en el alperujo de la salida, lo que facilita su compostaje, ya que, según varios estudios, estos compuestos ralentizan el proceso de compostaje.

Palabras clave: Alperujo; Compostaje; Deshidratación.

1. Introducción

El alperujo es el subproducto que se genera en una almazara oleícola, tras la extracción del aceite de oliva virgen. Está compuesto de piel, pulpa, hueso, agua y un 2% de aceite de oliva virgen. El alperujo no se puede aplicar directamente al suelo debido a: 1) su elevada fitotoxicidad por su alto contenido en compuestos fenólicos, azúcares, ácidos orgánicos y polialcoholes; 2) su elevada relación C/N, lo que provoca desequilibrios nutricionales en la planta (García-Ortiz y Fernández, 2014).

La producción anual de alperujo es elevada (entre un 70-75% de la aceituna que entra) y, además, ocurre en un corto espacio de tiempo (4-5 meses al año). Por ello, es primordial que esta industria disponga de un buen sistema de gestión de este subproducto, para no afectar a su actividad.

Actualmente, la principal alternativa de valorización del alperujo es su envío a una orujera para la extracción de aceite de orujo. Sin embargo, el escenario actual (disminución de la disponibilidad de agua, elevación del precio de los fertilizantes de síntesis, pérdida de fertilidad de los suelos, erosión, cambio climático, dependencia de un tercero con sus propias limitaciones e intereses, etc) convierte al compostaje en una opción con muchas ventajas.

El compostaje es una vía alternativa, económica y sencilla, para la gestión del alperujo y otros subproductos de la almazara mediante un proceso que genera un único producto final, inocuo y libre de patógenos, que puede ser aplicado directamente al suelo como enmienda orgánica, actuando sobre las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, y como abono, mejorando además la nutrición mineral de las plantas, lo que permite reducir el uso de fertilizantes minerales.

Sin embargo, el alperujo fresco tiene un alto contenido de humedad (entre 70 – 80%) y esto dificulta mucho su manejo directo y genera varios inconvenientes para poder ser compostado: 1)

Complicado transporte a la planta de compostaje; 2) Dificultad para formar la pila de compost, ya que por la excesiva humedad, el alperujo se extiende y no mantiene la estructura piramidal, lo que obliga a emplear una excesiva cantidad de material estructurante, que aporta compuestos lignocelulósicos, que elevan la relación inicial C/N; 3) Se ralentiza el proceso de compostaje, debido a que el exceso de agua bloquea el paso de aire al interior de la pila, generando un ambiente anaeróbico limitante para el desarrollo de los microorganismos compostadores.

Normalmente para reducir la humedad del alperujo fresco, éste se almacena en balsas, para su deshidratación natural. Pero esto consume tiempo (6 a 9 meses) y espacio, para poder almacenar las miles de toneladas que genera una almazara.

El objetivo de este trabajo consiste en el estudio y puesta a punto de un equipo para la deshidratación parcial del alperujo, que permitirá su compostaje inmediato empleando una deshidratadora industrial, evitando así los inconvenientes citados anteriormente.

2. Material y Métodos

El estudio se realizó en la almazara experimental del centro IFAPA Venta del Llano (Mengibar, Jaén, España) durante la campaña 23/24 (Figura 1a).

2.1 Funcionamiento de la deshidratadora

El alperujo entra en la tolva de alimentación y pasa a un cilindro, que contiene en su interior una criba y un tornillo sinfín. La criba posee diferentes tamaños de poro (de mayor a menor en sentido del movimiento del alperujo) con objeto de eliminar de forma gradual la cantidad de agua presente en el alperujo (Figura 1b): a medida que el alperujo avanza por la criba, es sometido a mayor presión, con lo que se va consiguiendo una mayor eliminación de agua.

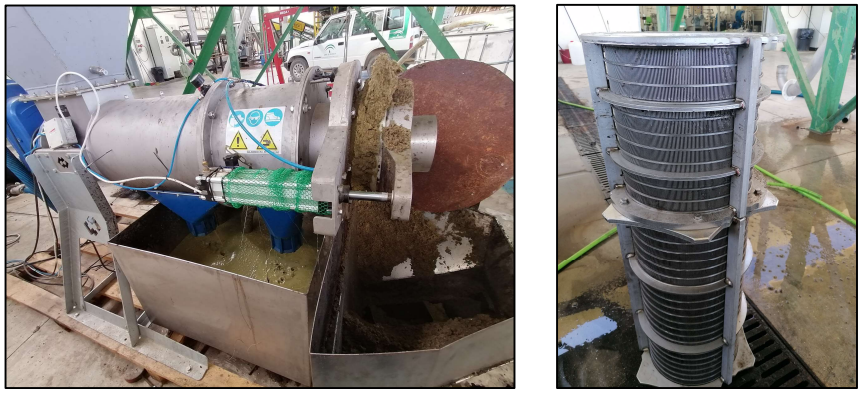


Figura 1. Deshidratadora (a) y criba interior (b)

2.2 Determinaciones analíticas

Se ha tomado muestras en tres puntos de la deshidratadora: entrada de alperujo (alperujo fresco), salida de alperujo (alperujo deshidratado) y salida del agua de vegetación (lodo).

Se han analizado dos parámetros claves en el control del proceso de compostaje: el contenido en humedad (%) y el contenido en compuestos fenólicos totales (%).

3. Resultados y Discusión

3.1 Contenido en humedad

La tabla 1 muestra los contenidos en humedad de las tres corrientes analizadas durante el ensayo. El alperujo fresco obtenido en la almazara tenía un contenido medio de humedad de 74,59 % (Figura 2a). El alperujo deshidratado ha salido del equipo con un contenido medio de humedad del 58,04% (Figura 2b), es decir, 16,55 puntos porcentuales menos.

Tabla 1. Humedades en las diferentes corrientes de la deshidratadora.

	HUMEDAD (%)		
Fecha	**Entrada (%)**	**Salida (%)**	**Lodo (%)**
20/11/23	76,98	63,77	87,08
21/11/23	78,14	63,36	83,48
22/11/23	79,69	68,03	84,64
23/11/23	73,81	67,40	80,95
12/12/23	72,80	58,62	80,72
13/12/24	70,17	57,63	79,07
14/12/23	72,03	62,30	79,01
17/01/24	78,41	48,89	83,70
18/01/24	73,55	47,54	80,09
19/01/24	74,30	46,97	80,89
22/01/24	80,46	50,28	85,39
23/01/24	80,28	50,58	85,10
24/01/24	75,93	49,12	84,25
25/01/24	74,09	69,92	82,61
30/01/24	79,89	54,15	86,29
31/01/24	81,26	62,43	86,22
01/02/24	80,13	64,22	85,98
05/02/24	79,44	63,35	86,01
06/02/24	80,00	50,08	86,24
07/02/24	76,83	51,44	85,07
08/02/24	69,72	63,43	80,12
09/02/24	69,22	61,27	80,07
20/02/24	69,87	63,02	79,90
21/02/24	69,29	59,99	80,04
22/02/24	68,92	58,37	79,54
23/02/24	69,23	57,66	79,50
26/02/24	69,71	56,76	79,30
27/02/24	70,32	55,89	79,41
28/02/24	68,69	56,62	79,01
Valor medio	**74,59**	**58,04**	**82,41**

Figura 2. Alperujo fresco (a) y alperujo deshidratado (b)

3.2 Contenido en compuestos fenólicos totales

El contenido fenólico total (CFT) de las muestras analizadas se detalla en la tabla 2. El alperujo fresco presenta un CFT medio de 0,59 %, que es un valor bajo comparado con lo mostrado en

bibliografía (Roig y col., 2006). Debido al carácter polar de los compuestos fenólicos, el alperujo deshidratado ha reducido su valor hasta 0,37 %, manteniéndose la mayoría en el lodo de la estrujadora, que presentaba una humedad media del 82,41 %.

Tabla 2. Contenido fenólico total en las diferentes corrientes de la deshidratadora.

CONTENIDO FENÓLICO TOTAL – CFT (%)			
Fecha	**Entrada**	**Salida**	**Lodo**
20/11/23	0,59	0,47	0,44
21/11/23	0,64	0,55	0,59
22/11/23	0,63	0,46	0,52
23/11/23	0,74	0,70	0,91
12/12/23	0,67	0,30	0,66
13/12/23	0,74	0,48	0,72
14/12/23	0,58	0,48	0,84
17/01/24	0,79	0,20	0,43
18/01/24	0,81	0,38	0,57
19/01/24	0,53	0,33	1,10
20/02/24	0,51	0,45	0,63
21/02/24	0,39	0,22	0,44
22/02/24	0,42	0,36	0,44
23/02/24	0,41	0,36	0,48
26/02/24	0,44	0,37	0,49
27/02/24	0,34	0,23	0,46
28/02/24	0,38	0,27	0,44
Valor medio	**0,59**	**0,37**	**0,60**

4. Conclusiones

El contenido de humedad del alperujo es un factor a tener en cuenta por su relevancia en la gestión y en el desarrollo de su compostaje. En este ensayo, la humedad del alperujo fresco era demasiado elevada para aplicar o compostar este subproducto (Figura 2a), y tras su paso por la deshidratadora se ha reducido en más de un 22% (Figura 2b), permitiendo: 1) un mejor manejo para el transporte hasta la planta de compostaje y para la formación de la pila; 2) incorporar menor cantidad de material estructurante, que eleva la relación inicial C/N, además de incrementar el coste total del proceso. .

El contenido de compuestos fenólicos también es otro factor clave, dado que pueden generar procesos fitotóxicos en el cultivo sobre el que se aplique. En este ensayo, se ha conseguido una reducción de casi el 40% en este parámetro, lo que facilita la actividad biológica de los microorganismos responsables de su degradación.

5. Bibliografía

- García-Ortiz, C., Fernández, A. 2014. Resultados del ensayo de evolución de compuestos fenólicos durante el proceso de compostaje. Junta de Andalucía. Plataforma SERVIFAPA.
- Roig, A., Cayuela, M.L., Sánchez-Monedeero, M.A. 2006. An overview on olive mill wastes and their valorisation methods. Waste Management 26, 960-969.

6. Agradecimientos

Este proyecto, titulado Reutilización de Subproductos y Reducción de Residuos y Emisiones de las almazaras andaluzas (ORULAND), está siendo cofinanciado por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). Los autores también agradecen al personal de la almazara del centro IFAPA Venta del Llano la ayuda recibida para la consecución de este ensayo.

ESTUDIO DEL EFECTO DEL USO DE DIFERENTES ADITIVOS Y CUBIERTA GEOTEXTIL EN EL CO-COMPOSTAJE CON DIFERENTES PODAS DE FRUTALES COMO ESTRUCTURANTE

Miguel Ángel Mira Urios[1], José A. Sáez[1], Enrique Agulló[1], Encarnación Martínez Sabater[1], Zbigniew Emil Blesa Marco[1], Luciano Orden[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1].

[1] Grupo GIAAMA, Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental CIAGRO, Universidad Miguel Hernández de Elche. Crta Beniel km 3,2 C.P. 03312 Orihuela.
e-mail: miguel.mirau@umh.es

Resumen: En toda actividad agrícola se producen grandes cantidades de material vegetal en forma de poda. El compostaje aparece como alternativa para la gestión y tratamiento de estos residuos. Este trabajo propone diferentes mezclas para su valorización como producto fertilizante. Para ello se utilizaron como materiales estiércol vacuno (CM) y caprino (GM); poda de almendro (AlP) y albaricoque (ApP); y alpechín (OMW). Se proponen de este modo 5 mezclas, las cuales se utilizaron para preparar 6 pilas cada una, en distintas condiciones de manejo y con aplicación de diferentes aditivos. Para ello se utilizaron Biochar (B), un aditivo orgánico-mineral (MM) y una cubierta geotextil. Los compost mostraron salinidad ligeramente elevada y el uso de alpechín supuso un aumento de los polifenoles hidrosolubles (PPH) en el compost resultante. La cobertura geotextil no provocó cambios en el comportamiento térmico ni la composición de las pilas, pero el uso de aditivos sí que cambió la actividad térmica, elevando las temperaturas medias y máximas. No se observaron grandes cambios debidos al tipo de poda.

Palabras clave: Biochar; estiércol; almendro; albaricoque, cobertura

1. Introducción

Durante la actividad agrícola se producen grandes cantidades de material vegetal en forma de poda a consecuencia del desarrollo natural de los cultivos. La gestión de estos flujos residuales en la propia finca mediante triturado es una opción viable, pero puede contribuir a propagar enfermedades ligadas a la leña. Por ello, el compostaje se ha establecido como una alternativa de valorización de estos restos vegetales, permitiendo el retorno del carbono al suelo a la vez que favorece el reciclado de nutrientes esenciales para el crecimiento de cultivos. Debido a la función estructurante y de aireación que ejercen estos residuos, son idóneos para el co-compostaje junto a otros materiales más recalcitrantes o de origen animal como lodos, estiércoles o restos de almazara. Este estudio plantea el uso de podas de almendro y albaricoque, junto con ciertos aditivos orgánicos y orgánico-minerales, estudiados recientemente como facilitadores del proceso de compostaje, para observar las diferencias en el comportamiento térmico y las características finales de los compost. Adicionalmente, se utilizó una cubierta geotextil para comprobar si una menor exposición a los efectos ambientales supondría variaciones en el comportamiento térmico.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales utilizados

Los materiales utilizados fueron estiércoles de vaca (CM) y de cabra (GM) como fuentes de N; con función estructurante y como fuente de C, se utilizó poda de almendro (AlP) y sarmiento (VT) procedentes de explotaciones comerciales del sureste español dentro de las actividades del Grupo Operativo AGROALMUR II; adicionalmente se incluyó en algunas mezclas alpechín (OMW). Con los materiales anteriores se prepararon cinco mezclas, con diferentes proporciones de estos materiales, mostradas en la Tabla 1. Con cada una de ellas se realizaron las distintas

pilas de compostaje. Las características de los materiales de partida utilizados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 1. Composición porcentual sobre peso fresco de los materiales utilizados en las mezclas

Mezcla	Fuente N	Fuente C	Material extra
M1	CM (90%)	AIP (10%)	
M2	CM (40%)	AIP (10%)	OMW (50%)
M3	GM (90%)	AIP (10%)	
M4	GM (90%)	ApP (10%)	
M5	GM (40%)	AIP (10%)	OMW (50%)

CM: estiércol bovino; GM: estiércol caprino; AIP: poda de almendro; ApP: poda de almendro; OMW: alpechín.

Tabla 2. Características de los materiales iniciales de las mezclas de compostaje.

	CM	GM	AIP	ApP	OMW
pH	8,11	8,79	6,76	6,63	6,06
CE (dS m-1)	9,46	9,31	1,11	1,46	1,48
COT (%)	36,8	36,6	45,3	44,0	51,1
NT (%)	2,15	1,87	0,44	0,59	1,74
COT/TN	17,1	19,6	104	75,1	29,5
Elementos totales					
P (g kg-1)	0,71	0,74	0,04	0,08	0,26
K (g kg-1)	2,32	2,53	0,21	0,28	3,32
Ca (g kg-1)	2,63	3,17	0,50	2,18	0,80
Mg (g kg-1)	0,59	0,64	0,06	0,13	0,24
Na (g kg-1)	0,73	0,71	0,06	0,01	0,14

2.2 Manejo del proceso

A partir de cada mezcla se produjeron seis pilas trapezoidales (3m × 4,5m × 1,3m), para un total de treinta pilas de compostaje. De cada mezcla, dos pilas de compostaje recibieron un 1% s.m.f. de Biochar (B) y otras dos recibieron una adición en igual proporción de un aditivo orgánico-mineral (MM) compuesto de varias fuentes de carbono lábil y varias fuentes de nutrientes de origen mineral, permaneciendo dos pilas de cada mezcla sin ningún aditivo. Posteriormente, una pila de cada tipo fue tapada con una cubierta geotextil. Todas las pilas se voltearon tras 25, 46, 71, 100 y 119 días y fueron regadas manualmente para mantener la humedad en torno al 60%. El proceso concluyó tras 119 días en fase bio-oxidativa y 47 días en maduración. Durante todo el proceso se midió la temperatura de todas las pilas cuatro veces al día mediante sondas de temperatura conectadas a un datalogger. Se calculó el índice exotérmico (EXI2) como la suma cuadrática de la diferencia entre la temperatura interna de la pila y la ambiente durante la fase bio-oxidativa (Vico et al., 2018).

2.3 Muestreo y analítica

Se realizaron muestreos los días 0, 71, 119 (Final fase bioxidativa) y 165 (madurez) respecto al inicio del proceso de compostaje. En cada caso, la muestra se tomó en 5 puntos diferentes de cada pila y fueron mezcladas para componer una muestra final representativa. Todas las muestras fueron secadas a 60ºC, en estufa de aire forzado y posteriormente molidas y tamizadas a 0.5 mm antes de realizar los análisis. Tanto los materiales iniciales como las muestras de compost fueron analizadas de acuerdo a los métodos utilizados por Bustamante y col., (2008): se analizaron la conductividad eléctrica (CE) y el pH en un extracto acuoso 1:10 (p/v). La materia orgánica total (MOT) se determinó por pérdida de peso por ignición a 430 ºC durante 24 h. El nitrógeno total (NT) y Carbono orgánico total (COT) se midió mediante analizador elemental automático (EuroVector Elemental Analyser). Los polifenoles hidrosolubles (PPH) se

determinaron mediante el método Folin-Ciocalteu modificado en un extracto acuoso 1:30 (p/v) (Paredes y col., 2009). La capacidad de Intercambio catiónico (CIC) se determinó mediante método $BaCl_2$-Trietanolamina.El índice de germinación (IG) se determinó usando *Lepidium sativum* (Zucconi y col., 1984). Tras digestión ácida, el contenido elemental en P, K, Ca, Mg, Na y metales pesados fue analizado mediante ICP-OES.

2.4 Estadística

El análisis estadístico se realizó mediante el software Infostat® (v.2020), un pack de software enlazado al entorno de programación de R (Di Rienzo et al., 2020). Se utilizaron el análisis de varianza unidireccional (ANOVA) y un test de diferencia menos significativa (LSD) de $p < 0.05$ para evaluar la significancia estadística de la diferencia entre valores de cada parámetro estudiado durante el compostaje.

3. Resultados y Discusión

Aunque el uso de aditivos y lona no supuso un cambio significativo en las características finales del compost, los aditivos mostraron diferencias en el comportamiento térmico de las pilas. El uso de MM supuso temperaturas medias y máximas más altas que en el resto de los casos, así como en el número de días a más de 50 y 60 ºC (Figura 1). El EXI2 fue más elevado en aquellos casos en los que se utilizó MM (+30,5%, p ≤ 0.001) comparados con el resto. Estas pueden estar relacionadas a la fácil disponibilidad de los nutrientes de los aditivos, pudiendo ser de gran utilidad en procesos de compostaje difíciles de iniciar o en aquellos donde asegurar la higienización sea una prioridad.

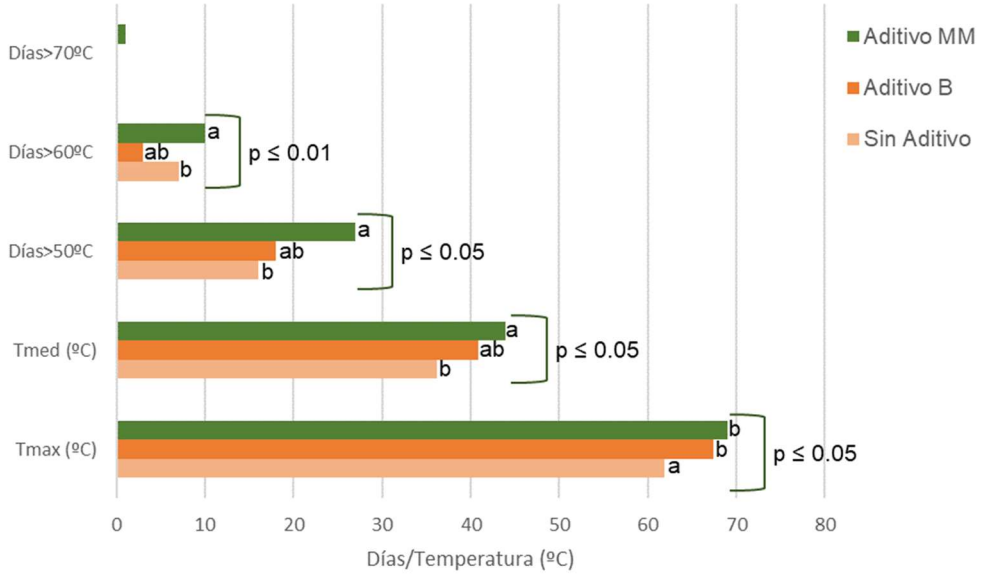


Figura 1. Comportamiento térmico de las pilas de compostaje en función de los aditivos utilizados.

Todos los compost mostraron un pH ligeramente básico, pero M1 y M2 se encuentran dentro del rango recomendado para uso agronómico (de 6 a 8,5). Además, todos ellos mostraron alta salinidad (CE > 4 dS/m). Esto puede estar relacionado con los niveles de Na elevados en los materiales iniciales, junto al efecto de concentración que se da durante la reducción de volumen y la mineralización de MOT en la pila. La MOT es, en todos los casos, superior a los requerimientos mínimos del Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes. Observamos que, debido a los niveles de zinc, tres de las mezclas han sido clasificadas como compost tipo B y dos como tipo C. También se observa un mejor balance NPK en el compost M3, mostrando

mayores cantidades de P y K junto a cantidades aceptables de N (Tabla 3). La concentración en PPH fue más elevada en los casos en los que se utilizó alpechín en la mezcla (+98.6%), diferenciándose una menor concentración en M2 (3004 mg/kg) que en M5 (4510 mg/kg). Entre M3 (AlP) y M4 (ApP) se observan unas MOT y COT algo mayores en la mezcla con ApP. El porcentaje de K en la mezcla M3 fue notablemente superior al de la mezcla M4.

Tabla 3. Características del compost final en función de la mezcla utilizada.

	pH	CE (dS/m)	MOT (%)	COT (%)	NT (%)	P (%)	K (%)	Clase [1]
M1	8,14 a	12,3 c	60,0 c	32,7 c	3,06 d	1,48 c	2,95 a	B
M2	8,34 b	10,4 b	64,2 d	35,7 d	3,08 d	1,11 a	2,98 a	B
M3	8,97 c	12,3 c	50,3 a	27,9 a	2,68 b	1,97 e	4,17 d	C
M4	8,90 c	9,29 a	53,3 b	30,2 b	2,74 c	1,71 d	3,45 b	C
M5	9,29 d	9,13 a	59,8 c	32,8 c	2,61 a	1,37 b	3,79 c	B
F-ANOVA	75 ***	53 ***	204 ***	207 ***	133 ***	154 ***	87 ***	

[1] Según establece el Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes.

4. Conclusiones

Todos los compost fueron ligeramente salinos y la MOT cumplieron los requerimientos legales para su comercialización. El mejor balance NPK se encuentra en los compost M3. El uso de alpechín supuso un aumento en los PPH del compost final y, a pesar de que la cubierta geotextil no produjo cambios en la composición ni el comportamiento térmico, este último se vio modificado por el uso de aditivos, en especial MM, que incrementó el índice exotérmico y las temperaturas máximas y medias. La capacidad de los aditivos para aumentar las temperaturas de las pilas puede suponer nuevas técnicas para facilitar procesos de compostaje difíciles de iniciar o para asegurar temperaturas más elevadas en procesos de compostaje más cortos.

El uso de AlP o ApP no parece suponer grandes diferencias en las características finales del compost, pero sí parece observarse un pequeño incremento de MOT y COT en la mezcla con ApP. Nuevos ensayos similares podrían mostrar diferencias más relevantes. En todos los casos se obtuvieron compost estables.

5. Bibliografía

Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C., Vargas-García, M. C., Suárez-Estrella, F., & Moreno, J. (2008). Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes. *Bioresource Technology*, *99*(15), 7299–7306. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2007.12.051

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. (2020). *InfoStat Versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*. Http://Www. Infostat. Com. Ar.

Paredes, C., Medina, E., Moral, R., Pérez-Murcia, M. D., Moreno-Caselles, J., Angeles Bustamante, M., & Cecilia, J. A. (2009). Characterization of the Different Organic Matter Fractions of Spent Mushroom Substrate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *40*(1–6), 150–161. https://doi.org/10.1080/00103620802625575

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. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.08.035

Zucconi, F., Monaco, A., & Forte, M. (1984). Phytotoxins during the stabilization of organic matter. *Composting of Agricultural and Other Wastes*, 73–86.

6. Agradecimientos

Agradecemos al GRUPO OPERATIVO PARA LA PROMOCIÓN Y FOMENTO DE LA ALMENDRA MURCIANA PRODUCIDA EN ESCENARIO DE AMBIO CLIMÁTICO (PROALMUR) financiado por la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de la Región de Murcia dentro del programa de Desarrollo Rural de la Región de Murcia 2014-2020.

INFLUENCIA DE LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS SOBRE LA PRODUCCIÓN DE CARBONES ACTIVADOS DE LODOS DE DEPURADORA

Hansi Martínez[1], Mª Carmen Gutiérrez[1], Almudena Benítez[2], Juan Luis Gómez-Cámer[2], Álvaro Caballero[2], Mª Ángeles Martín[1]

[1] Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, RNM-271 UCO-Greening. Córdoba
[2] Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Instituto Químico para la Energía y el Medioambiente (IQUEMA), FQM-175. Córdoba
g72maalh@uco.es

Resumen: Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) se encargan del tratamiento de las aguas residuales para devolverlas a su cauce. La tecnología utilizada para llevar a cabo el tratamiento depende de diferentes factores como el caudal, la carga orgánica y la población a la que da servicio. La tecnología conocida como Aireación prolongada es la común en municipios medianos y utiliza un proceso aerobio intensivo para oxidar la carga orgánica. Otra tecnología, menos frecuente, es la de Biodiscos o Contactor biológico rotatorio, que emplea discos rotatorios para fijar microorganismos aerobios en su superficie. El principal desafío que presentan estos sistemas, cualquiera sea la tecnología utilizada, es la gestión de los lodos de depuradora (LD). Con el objetivo de proponer una solución a este problema, el presente estudio plantea la conversión de LD en carbones activados (CA), materiales con propiedades texturales óptimas para aplicaciones de alto valor. Se compararon LD provenientes de las dos tecnologías mencionadas, Aireación prolongada y Biodiscos, para evaluar su influencia en el proceso y las propiedades de los CA. Los resultados muestran variaciones en la composición química de los CA derivados de los LD de diferentes tecnologías, con un contenido en carbono del 30% en Aireación prolongada y del 55% en Biodiscos. Sin embargo, las propiedades texturales no mostraron diferencias significativas entre los CA procedentes de las tecnologías utilizadas.

Palabras clave: Aireación prolongada; Biodiscos; tratamiento termoquímico; materiales porosos; estudio comparativo.

1. Introducción

El crecimiento excesivo de la población, junto con el desarrollo industrial, ha contribuido a un aumento significativo de la construcción de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) para su tratamiento, mediante una combinación de procesos físico-químicos y biológicos. Actualmente, se utilizan diferentes tecnologías, siendo el sistema de Aireación prolongada el más común, donde las aguas residuales se mezclan con aire en un tanque de aireación prolongada proporcionando oxígeno para que los microorganismos aerobios descompongan la materia orgánica (Mohammadi y col., 2012). Otro tratamiento menos extendido se basa en un contactor biológico rotatorio que consiste en biodiscos parcialmente sumergidos en aguas residuales proporcionando una superficie para la adhesión de microorganismos aerobios que da lugar a la descomposición de la materia orgánica (Tawfik y col., 2005). El principal problema de las EDAR es la acumulación y gestión de la gran cantidad de lodos de depuradora (LD) generados. Este material sólido está compuesto de materia orgánica, sustancias biogénicas y metales pesados, por lo que su disposición inadecuada puede resultar en problemas de contaminación que afectan tanto al medio ambiente como a la salud humana (Tytla, 2019). Por ello, muchos estudios han sido desarrollados para valorizar y mitigar la acumulación de LD. Sin embargo, una alternativa interesante es la producción de carbones activados (CA). La generación de estos materiales representa una opción prometedora para múltiples aplicaciones de alto valor. Existen numerosos estudios que proponen la transformación de LD en CA, pero este trabajo plantea un proceso más simple, sostenible y fácilmente escalable. Además, como novedad, se presenta un estudio comparativo para conocer las propiedades de los LD producidos por las dos tecnologías estudiadas y su impacto en la calidad de los CA resultantes.

2. Material y Métodos

2.1 Caracterización de la materia prima

Los LD utilizados como materia prima fueron proporcionados por dos EDAR urbanas situadas en Villaviciosa y Espiel, dos pueblos ubicados en Córdoba. En el caso de Espiel, los LD se generaron mediante el proceso de Aireación prolongada, en cambio, en Villaviciosa los LD se produjeron a través de la tecnología de Biodiscos. El primer tratamiento de los LD consistió en una etapa de secado a 65 °C, para eliminar la alta humedad que contenía originalmente. Para cuantificar las principales propiedades de los LD en ambos casos, se realizó una caracterización físico-química analizando las variables pH, conductividad (µS/cm), humedad (%), carbono total (CT, %), carbono inorgánico (CI, %), carbono orgánico total (COT, %) y nitrógeno total soluble (N-TNS, %) en el extracto acuoso (relación 1:25 v/v), mientras que los sólidos minerales (SM, %), sólidos volátiles (SV, %), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+, %), nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK, %) y contenido de fósforo (P-P_2O_5, %) se determinaron en la fracción sólida. Al mismo tiempo, se analizó la composición elemental de ambos LD mediante fluorescencia de rayos X (FRX)

2.2 Proceso de transformación de LD en CA

La transformación de LD en CA involucró principalmente tres etapas diferentes: (i) preactivación mecánica, donde manualmente se mezcla el LD con el KOH utilizado como agente activante en tres relaciones de masa LD:KOH (1:1, 2:1 y 3:1), (ii) tratamiento termoquímico, donde la mezcla se somete a una pirólisis en atmósfera inerte hasta dos temperaturas objetivos (600 y 800 ºC) y (iii) purificación química, mediante una tratamiento ácido con 120 mL de HCl 6 M y posterior lavado con agua.

2.3 Caracterización de los CA obtenidos

Después de obtener los diferentes CA, se realizó un estudio exhaustivo de los materiales utilizando diversas técnicas. En primer lugar, se llevó a cabo una caracterización físico-química para determinar la fracción de sólidos minerales (SM, %) y sólidos volátiles (SV, %) de los CA. Complementariamente, mediante análisis termogravimétrico (ATG) en atmósfera de oxígeno se determinaron los SM y el contenido de carbono (C, %). Las propiedades texturales se analizaron mediante isotermas de adsorción-desorción de nitrógeno y la distribución del tamaño de poro se determinó mediante el método de teoría funcional de densidad aplicado a la rama de adsorción de las isotermas (Muttakin y col., 2018). Además, se realizó un estudio en profundidad de las muestras seleccionadas como óptimas, basándose en sus propiedades texturales, mediante difracción de rayos X (XRD), espectroscopia Raman, espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR) y mediciones de potencial zeta.

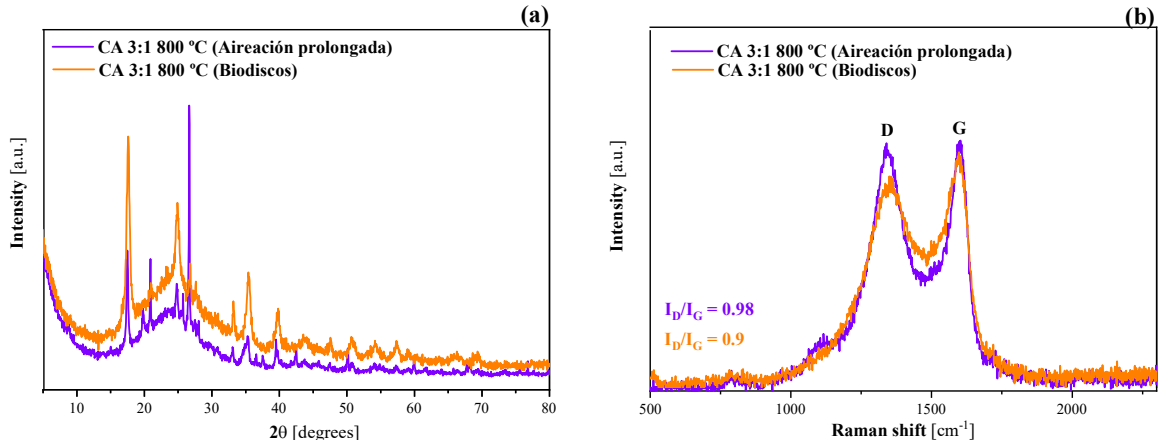
3. Resultados y Discusión

La composición de los LD generados durante el tratamiento de aguas residuales dependió principalmente de la tecnología aplicada en las diferentes plantas. El pH y la conductividad en ambos LD mostraron valores adecuados para la biodegradación. Es notable el alto contenido de humedad presentado por los LD, en ambos casos superior al 90 %. Como era de esperar, presentan una cantidad significativa de materia mineral, confirmado mediante la variedad de elementos detectados por FRX, destacando el Si, Ca, Al, K, Fe, Mg, Na, Zn y Cu. Sin embargo, los LD de Biodiscos contiene un menor porcentaje de materia mineral (23,34 %) y, por lo tanto, una mayor proporción de materia orgánica (76,66 %) en comparación con los LD procedentes de Aireación prolongada (38,31 % y 61,69 %, respectivamente). Los LD de Biodiscos tiene un mayor porcentaje de nitrógeno (8,29 %) debido a la ausencia de procesos de desnitrificación

durante su tratamiento. En cuanto al fósforo, su contenido adecuado en ambos LD permite su uso para fines agrícolas.

Una vez obtenidos todos los CA, se evaluó la composición química. El análisis fisicoquímico reveló que todos los CA derivados de Aireación prolongada presentaron valores de SM significativamente mayores (60-67 %) en comparación con las muestras derivadas de Biodiscos (35-49 %), siendo la cantidad de SM de los CA sintetizados a 800 °C ligeramente superiores a los obtenidos a 600 °C. Estos resultados son consistentes con los valores de SM obtenidos a través de ATG, a partir del cual también se ha determinado el porcentaje de C presente en las muestras. Los CA derivados de Biodiscos exhibieron un alto contenido de C (62-65 %), que aumenta a medida que disminuye la cantidad de KOH. En cambio, el porcentaje de C presente en las muestras derivadas de Aireación prolongada fue significativamente menor, siendo la muestra de relación 3:1 a 600 ºC la que presentó el porcentaje más alto (37 %). También se evaluaron las propiedades texturales para comprender las posibles aplicaciones futuras de estos materiales. Según la clasificación de la IUPAC, las isotermas de adsorción/desorción obtenidas para todos los CA se pueden definir como una mezcla de tipo I y IV. En relación con la distribución del tamaño de poro, se observó la presencia de microporos y mesoporos, confirmando la doble porosidad exhibida por estos CA, aun así, también se observó la presencia de macroporos en el rango de 50-100 nm. Cabe destacar que las muestras con la menor cantidad de KOH pirolizadas a 800 ºC exhibieron una mayor microporosidad. En la mayoría de los casos, se observó un aumento en la superficie específica (S_{BET}) con una disminución en la cantidad de KOH en la mezcla. Es notable la elevada área superficial exhibida por las muestras con relación 3:1 a 800 ºC para los CA derivados de Aireación prolongada (919 m^2/g) y Biodiscos (865 m^2/g). Una vez evaluados todos los CA, se determinó que las muestras que mostraron los mejores resultados para futuras aplicaciones son aquellas sintetizadas a 800 °C y con la menor proporción de KOH.

Por esta razón, se realizó una caracterización más exhaustiva de ambas muestras. Primero, se llevó a cabo un análisis estructural de los materiales mediante XRD. En la Figura 1a se observan ambos difractogramas, donde aparecen los picos anchos típicos de un carbono altamente desordenado, a 26 y 40º, y múltiples picos de señales correspondientes a materiales cristalinos presentes en los SM de estos materiales. Además, la naturaleza altamente desordenada de estos CA se ha confirmado mediante espectroscopía Raman. En el espectro de la Figura 1b, se observan las bandas D y G típicas de los carbonos, situadas aproximadamente a 1334 y 1587 cm^{-1}, respectivamente. La correlación entre la intensidad de ambas bandas (I_D/I_G) es de 0.90 para el CA procedente de Aireación prolongada, y de 0.98 para el CA de Biodiscos, confirmando la baja estructura cristalina. Con el fin de determinar los grupos funcionales superficiales presentes en las muestras, se tomaron espectros FT-IR. En ambos CA, se han identificado los mismos grupos funcionales como se observa en la Figura 1c. Finalmente, con el objetivo de estudiar más a fondo los materiales para sus futuras aplicaciones, se realizaron mediciones de potencial zeta. En ambos casos, como se puede observar en la Figura 1d, el punto isoeléctrico se alcanzó a valores de pH ácidos. La carga superficial externa de ambos CA disminuyó a medida que aumentaba el pH, lo que indica la idoneidad de este material para su aplicación como adsorbente de contaminantes catiónicos.



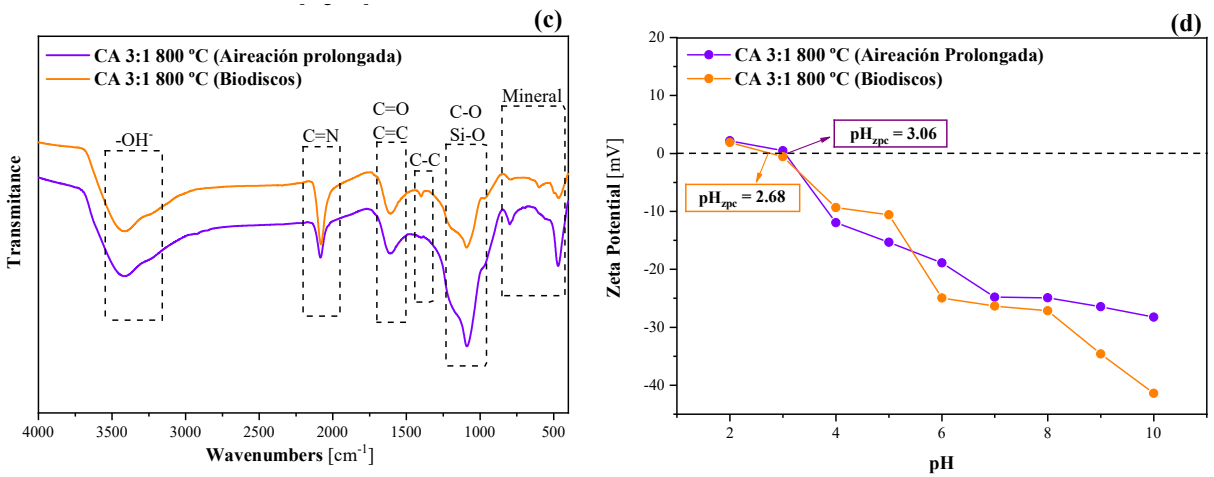


Figura 1. (a) Difractograma, (b) Espectro Raman, (c) Espectro FT-IR y (d) Potencial Zeta de los CA con ratio 3:1 y 800 ºC procedentes de LD de Aireación Prolongada y Biodiscos.

4. Conclusiones

Este estudio propone la valorización de LD mediante su conversión en CA, a través de un proceso simple basado en tres etapas consecutivas. Con el objetivo de llevar a cabo un estudio comparativo, se emplearon dos LD de EDAR que utilizan tecnologías de Aireación prolongada y Biodiscos. En cuanto a la composición química de los diferentes CA, la diferencia más significativa radica en el contenido de carbono, donde los CA de Aireación prolongada exhiben un contenido inferior entre 13-37 %, mientras que los CA de Biodiscos entre 50-65 %. Las áreas superficiales aumentaron al aumentar tanto la cantidad de LD en la mezcla como la temperatura de pirólisis, con valores ligeramente superiores para los CA derivados de Aireación prolongada, alcanzando una S_{BET} de 919 m^2/g. En base a los resultados obtenidos, las muestras que exhibieron las mejores propiedades texturales y un mayor contenido de carbono en ambos casos fueron los CA con menor cantidad de KOH en la mezcla (3:1) y la temperatura de pirólisis más alta (800 ºC). Estos resultados confirman el potencial que los CA obtenidos presentan para aplicaciones como adsorción de contaminantes emergentes o almacenamiento de energía, entre otras.

5. Bibliografía

Mohammadi H., Sabzali A., Gholami M., Dehghanifard E., Mirzaei R., 2012. Comparative study of SMBR and extended aeration activated sludge processes in the treatment of high-strength wastewaters. *Desalination.* 287, 109-115.

Tawfik A., Klapwijk A., El-Gohary F., Lettinga G., 2005. Potentials of using a rotating biological contactor (RBC) for post-treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Biochem. Eng. J*. 25, 89-98.

Tytla M., 2019. Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk in Sewage Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant Located in the Most Industrialized Region in Poland—Case Study. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 16(13), 2430.

Muttakin M., Mitra S., Thu K., Ito K., Saha B., 2018. Theoretical framework to evaluate minimum desorption temperature for IUPAC classified adsorption isotherms. *International Journal of Heat and Mass Transfer*. 122, 795-805.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Andalucía (P20_00432), Universidad de Cordoba (Plan Propio de Investigación 2023, UCOLIDERA), Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-117438RB-I00 y PID2020-113931RB-I00), Unión Europea "NextGenerationEU"/PRTR (PDC2021-120903-I00 y TED2021-130668B-I00 y la beca Juan de la Cierva – Incorporación (IJC2020-045041-I).

OBTENCIÓN DE EXTRACTOS DE COMPOST A LA CARTA MEDIANTE BIOAUMENTACIÓN CON MICROORGANISMOS AUTÓCTONOS Y SU EFECTO SOBRE EL CONTROL DE *FUSARIUM OXYSPORUM* F.SP. *LYCOPERSICUM* EN PLANTAS DE TOMATE

Francisca Suárez-Estrella, Daniel Lorente Escánez, Juan A. López-González, Raúl Jiménez, Rosario Lerma-Moliz, Ana J. Toribio 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
fsuarez@ual.es

Resumen: Los extractos acuosos de compost contienen sustancias bioactivas y microorganismos procedentes de los materiales compostados que juegan un papel clave en la promoción del crecimiento vegetal y en la protección contra patógenos vegetales. Tales propiedades podrían verse afectadas por los materiales de partida, el protocolo de extracción, o los grupos microbianos que componen el extracto. El objetivo de esta investigación fue evaluar la actividad biológica de un extracto de compost obtenido mediante un protocolo de extracción estándar, en comparación con otro mejorado mediante bioaumentación.
Una vez obtenido el extracto bajo condiciones estándar, se caracterizó en función del pH, conductividad y la presencia de microorganismos quitinolíticos y glucanolíticos. Dos morfotipos mayoritarios obtenidos a partir del recuento microbiano e identificados como *Pseudomonas* sp. y *Bacillus* sp, fueron seleccionados como bioinoculantes para llevar a cabo el protocolo de bioaumentación. A partir del extracto de compost estándar y del modificado, se analizó la diversidad funcional de las muestras mediante el uso de microplacas Biolog® EcoPlate™, y se realizó un bioensayo en plantas de tomate para evaluar cómo afectaba la bioaumentación al crecimiento de la planta y a la supresión del patógeno *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersicum*.
Gracias al trabajo realizado se pudieron establecer diferencias funcionales entre los extractos de compost obtenidos mediante un protocolo estándar y aquellos mejorados mediante un protocolo de bioaumentación, pudiéndose establecer relaciones de interés entre la diversidad funcional de los extractos, la promoción del crecimiento vegetal y la capacidad supresiva frente al hongo *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersicum*

Palabras clave: té de compost, biodiversidad, fitopromoción, fitoprotección, biopesticida

1. Introducción

Actualmente, los extractos acuosos de compost despiertan un gran interés como alternativa eco-compatible con el control químico de patógenos vegetales, debido a sus demostradas capacidades para combatir enfermedades fúngicas y bacterianas en los cultivos hortofrutícolas (Pilla y col., 2023). Las poblaciones microbianas que colonizan los extractos de compost son consideradas el principal factor responsable del efecto supresor de enfermedades. Entre los microrganismos antagonistas comúnmente presentes en tés de compost se incluyen especies de los géneros fúngicos *Penicillium* y *Trichoderma*, así como bacterias identificadas como *Bacillus* spp., *Nitrobacter* spp. y *Pseudomonas* spp. (Din y col., 2017). La presencia de microorganismos en los extractos no es el único factor crucial en el control de enfermedades. Las sustancias húmicas y fenólicas de los extractos pueden ejercer efectos directos que restringen la actividad patogénica de algunas especies de hongos (Al-Dahmani y col., 2003). Los extractos de compost poseen además propiedades fisicoquímicas ideales para su integración en sistemas de fertirrigación intensiva. Esto permite su administración conjunta con los requerimientos nutricionales e hídricos de los cultivos, reemplazando así a los pesticidas tradicionales de origen químico

Así, el objetivo principal de este trabajo fue evaluar el efecto de la bioaumentación de extractos acuosos de compost con microorganismos autóctonos sobre la diversidad microbiológica y

funcional del propio extracto, así como sobre el potencial fitoprotector frente al hongo fitopatógeno *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici.*

2. Material y Métodos

Para la consecución de los objetivos se utilizaron 2 muestras compost procedentes de restos vegetales y con distinto tamaño de partícula (3 y 20 mm). A partir de dichas muestras se llevó a cabo la obtención de extractos mediante un protocolo que consistió en incubar el compost durante 14 días en una suspensión acuosa a un ratio 1:5 (p:v), temperatura ambiente y oscuridad. Una vez transcurrido el tiempo de incubación, se centrifugó la muestra y se pasó a través de un filtro de fibra de vidrio. Finalmente, los extractos fueron fortificados con dos cepas previamente aisladas de compost, *Pseudomonas monteilii* LW-BIO175 y *Bacillus safensis* ZK-BIO175, las cuales mostraban actividad glucanolítica y quitinolítica. Dichas cepas fueron inoculadas en los extractos a razón de 10^6 UFC / mL de extracto.

A partir de los extractos se llevó a cabo el recuento de bacterias aerobias mesófilas (BAM), hongos totales (HT), microorganismos glucanolíticos y quitinolíticos, así como el estudio de perfiles enzimáticos e índices de biodiversidad (Shannon, AWCD y SAWCD) con el sistema de microplacas Biolog Ecoplates. Posteriormente, se estudió el Índice de Germinación (IG) mediante la realización de bioensayos con semillas de berro (*Lepidium sativum*) (Said-Pullicino y col., 2007; Zucconi y col., 1985), así como la capacidad fitoestimulante de los extractos en plántulas de tomate (*Solanum lycopersicum* var. Marmande), mediante la medida del peso fresco y de la longitud de la raíz. Finalmente, se evaluó la capacidad supresora de los extractos frente al hongo fitopatógeno *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* (Fol) en plántulas de tomate previamente tratadas

Para determinar la presencia de diferencias significativas entre las variables analizadas en los extractos, se llevaron a cabo Análisis Varianza (ANOVA) a un intervalo de confianza del 95% (valor $p < 0,05$). Por otro lado, para establecer grupos de homogeneidad en función de los valores de cada factor se realizaron test de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher.

3. Resultados y Discusión

La fortificación de los extractos con las dos cepas seleccionadas dio lugar al aumento significativo de la abundancia de bacterias aerobias mesófilas (Figura 1a). La densidad de hongos totales en los extractos no fortificados fue considerablemente baja, pues los datos oscilaron entre 1,10 y 1,8 log UFC/mL. En el caso de este grupo microbiano, un menor tamaño de partícula supuso la obtención de un mayor recuento de colonias. A su vez, el extracto de compost de 3 mm de partícula fortificado fue el que mostró una mayor densidad de hongos, con un recuento promedio de 3,74 log UFC/mL.

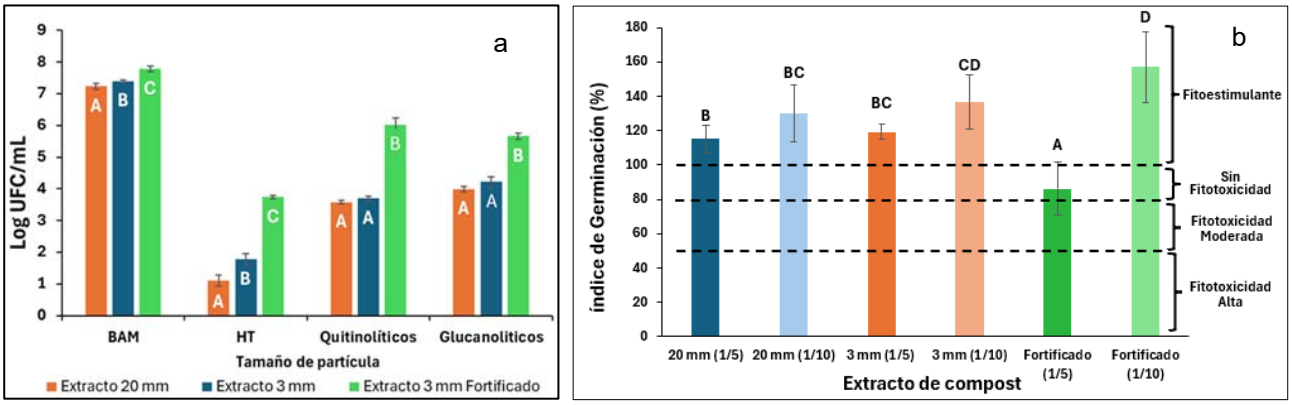


Figura 1. a) Recuento de los grupos microbianos presentes en los extractos acuosos de compost analizados. UFC, unidades formadoras de colonia. b) Estudio del Índice de germinación (IG, %) en semillas de berro tras la aplicación de los extractos acuosos de compost de distinto tamaño de partícula

sometidos a distintas tasas de dilución. Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

De igual modo, la fortificación de los extractos con las dos cepas seleccionadas dio lugar al aumento significativo de la densidad de los grupos microbianos específicos analizados (Figura 1a). Concretamente, en el caso de los microorganismos quitinolíticos, el extracto fortificado presentó una concentración de este grupo considerablemente más elevada que la de los extractos no fortificados, del orden de 6 log UFC/mL, lo que podría ser indicativo de que la inoculación con la cepa quitinolítica *Bacillus safensis* fue efectiva. La presencia de la actividad quitinasa ha sido detectada en diversos tipos de compost y se ha relacionado con el aumento de la diversidad bacteriana y fúngica del compost (Poulsen y col., 2008). En lo referente al Índice de Germinación (Figura 1b), el extracto fortificado, aplicado a una dilución 1/10 mostró un marcado carácter fitoestimulante, pues con él se obtuvo el mayor índice de germinación promedio, superior al 150% (Figura 1b).

Respecto a los resultados de biodiversidad, los índices de Shannon y de intensidad metabólica (AWCD) fueron superiores en el caso de los extractos fortificados (Figura 2a), lo que pone de manifiesto la eficacia del proceso de bioaumentación con cepas autóctonas en este tipo de extractos. Los valores de AWCD obtenidos fueron más elevados que los obtenidos por Pane y col. (2014) en tés de compost procedentes de diversos residuos vegetales, los cuales estaban comprendidos entre 0,1 y 0,5. Además, la influencia de la bioaumentación sobre la intensidad metabólica de los distintos grupos de actividades reveló también un incremento significativo del índice SAWCD respecto a los extractos no fortificados (Figura 2b). Además, en el extracto fortificado, el nivel de uso de las distintas fuentes de carbono por parte de la comunidad microbiana residente estuvo más equilibrado.

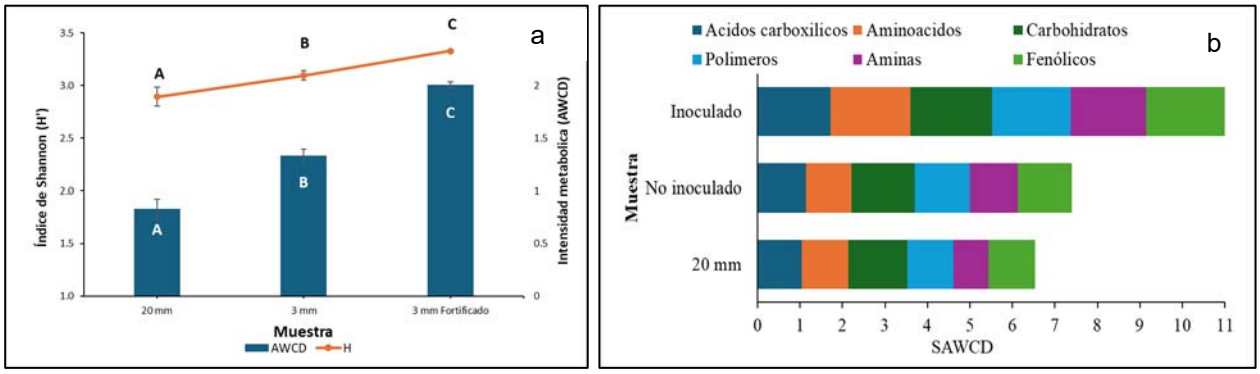


Figura 2. a) Estudio de la diversidad funcional de los extractos, expresada por el índice de intensidad metabólica AWCD (*Average Well Color Development, indicado* como barras) y el índice de Shannon de diversidad funcional (Línea). Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$. b) Evaluación de la intensidad metabólica en los extractos de compost, expresada por el índice SAWCD (*Substrate Average Well Color Development*).

Las plantas de tomate tratadas con el extracto de compost fortificado manifestaron un incremento del peso fresco, además de un mayor desarrollo radicular (Figuras 3a y 3b). Además, en condiciones de infección, la aplicación de los extractos fortificado y no fortificado amortiguó de forma significativa los daños causados por Fol a nivel de la raíz (Figura 3b).

El potencial fertilizante de los extractos acuosos de compost ha sido evaluado y confirmado por numerosos estudios (Kim y col., 2015, El-Shaieny y col., 2022). Lo resultados obtenidos en este trabajo evidenciaron que la aplicación de los extractos acuosos de compost de 3 mm de partícula de residuos vegetales provocó un leve efecto fitoestimulante en plantas de tomate. Dicha capacidad fue más evidente cuando el extracto fue inoculado con cepas que mostraban la capacidad de producir enzimas líticas (glucanasa y quitinasa). De igual modo, la aplicación preventiva de los extractos permitió reducir los efectos negativos en plantas de tomate causados por el patógeno fúngico *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersici*

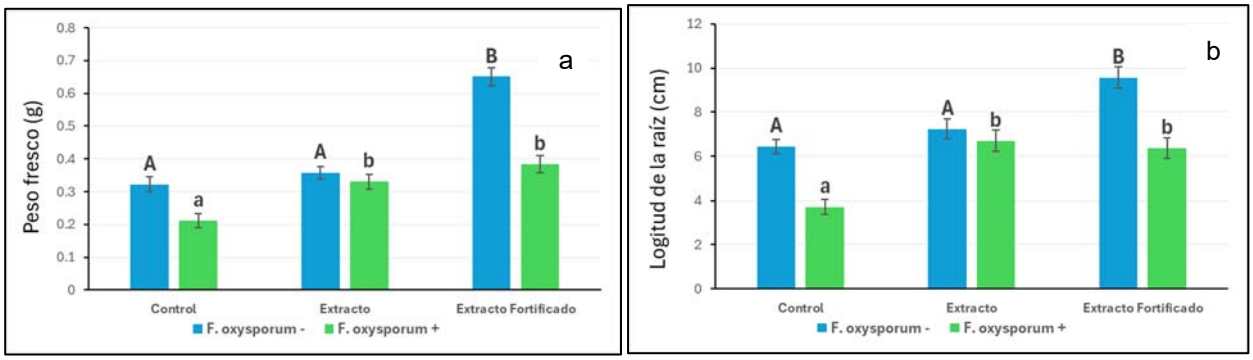


Figura 3. a) Longitud de la raíz y b) Peso fresco de las plantas tratadas con los extractos acuosos de compost e infectadas con Fol. Fol -: Plantas no infectadas. Fol +: plantas infectadas. Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

4. Conclusiones

De forma general, un tamaño de partícula inferior se relacionó con mayores recuentos microbianos y perfiles enzimáticos más intensos y diversos. Por otro lado, la biodiversidad de los extractos acuosos de compost procedente de residuos vegetales se vio incrementada por la bioaumentación con cepas bacterianas autóctonas con capacidad glucanolítica y quitinolítica. Además, la aplicación de dichos extractos dio como resultado un importante efecto fitoestimulante en plantas de tomate y un notable efecto protector frente al estrés causado por el hongo fitopatógeno *F. oxysporum* f.sp. *lycopersici.*

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(8), 913-919.

Din, A.R.J., Hanapi S.Z., Sarip S.H.M., Sarmidi M.R. 2018. Disease-suppressive effect of compost tea against phytopathogens in sustaining herbal plant productivity. En: Z. Zakaria (ed) *Sustainable Technologies for the Management of Agricultural Wastes*. *Applied Environmental Science and Engineering for a Sustainable Future.* Springer, Singapore, pp. 99-118.

Kim M.J., Shim C.K., Kim Y.K., Hong S.J., Park J.H., Han E.J., Kim J.H., Kim S.C. 2015. Effect of aerated compost tea on the growth promotion of lettuce, soybean, and sweet corn in organic cultivation. *Plant Pathol. J.*, 31(3), 259-268.

Pane C., Celano G., Zaccardelli, M., 2014. Metabolic patterns of bacterial communities in aerobic compost teas associated with potential biocontrol of soilborne plant diseases. *Phytopathol. Med*. 53(2), 277-286.

Pilla N., Tranchida-Lombardo V., Gabrielli P., Aguzzi A., Caputo M., Lucarini M., Durazzo A., Zaccardelli M., 2023. Effect of Compost Tea in Horticulture. *Horticulturae* 9(9), 984.

Poulsen P.H., Møller J., Magid J., 2008. Determination of a relationship between chitinase activity and microbial diversity in chitin amended compost. *Bioresource Technol*. 99(10), 4355-4359.

Said-Pullicino D., Erriquens F.G., Gigliotti G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technol.* 98 (9), 1822-1831.

Zucconi F., Monaco A., Forte M., de Bertoldi M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: J.K.R. Gasser (Ed.), Composting of Agricultural and Other Wastes, Elsevier Applied Science Publication, New York (1985), pp. 73-86.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado gracias a una Ayuda Puente del Plan Propio de Investigación y Transferencia 2022 de la UAL (PID2020-118402RB-I00) así como a un Proyecto del Plan Propio de la UAL (PYTUAL_2024_001).

OPTIMIZACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DEL AGUA EN UN HUERTO URBANO EN CUBIERTA

Guillem Roura[1], Francisco Iranzo[1], Ignasi Riera[2], Josep Maria Vallès[2], Marga López[1]

[1]Universitat Politècnica de Catalunya. EEABB-DEAB. Esteve Terradas, 8. 08860 Castelldefels.
[2]Cooperativa Tarpuna
marga.lopez@upc.edu

Resumen: El huerto urbano del mercado de la Vall d'Hebron de Barcelona se ubica en la terraza del propio mercado y presenta una superficie útil de cultivo de 1.218 m^2. El suelo está compuesto por un sustrato de 38 cm de profundidad dispuesto sobre un geotextil y una base constituida por una lámina nodular, que tiene por objeto almacenar una parte del agua que no es retenida por el suelo. Se cuenta con una instalación de riego por goteo abastecida por la red de agua potable. Los goteros son autocompensantes, con un caudal de 2,5 L/h y dispuestos en un marco de 30 x 30 cm. El objetivo de este estudio es proponer la mejora de la gestión del agua mediante la reducción de su consumo y la búsqueda de fuentes alternativas. Para ello, se plantea (i) una mejora de la gestión del sistema del riego, (ii) la posibilidad de aprovechar el agua de lluvia que cae sobre la cubierta del mercado y su posterior almacenamiento en depósitos enterrados en la vía pública y (iii) la utilización de agua del freático. Los costes del agua actuales son elevados debido a que se utiliza agua potable. Las características del suelo le confieren unas propiedades adecuadas en relación a la retención de humedad que juntamente con la mejora esperada en la gestión del riego puede revertir en una notable disminución de los costes directos que tiene actualmente el Proyecto.

Palabras clave: sequía, manejo del riego, riego por goteo, consumo de agua en huerto

1. Introducción

Los huertos urbanos se han distribuido ampliamente asociados a prácticas sociales, educacionales y ambientales, mejorando la sensibilización y promoviendo la producción de alimentos locales. A su vez, permite reintegrar espacios baldíos de las zonas urbanas. Para la FAO, los huertos urbanos constituyen una estrategia realista para la obtención de alimentos en entornos urbanos en ciertas comunidades, aunque no para alcance global, y es un tema abordado en proyectos de investigación (Proyecto DECISIVE). Los huertos urbanos se han ubicado en parques, parterres y diversas zonas, algunas de manera libre y otras auspiciadas por las administraciones locales, tanto en espacios públicos como privados, haciendo partícipes a diferentes segmentos de edad y actividad, desde escolares hasta personas jubiladas.

Figura 1. Huerto del Mercado.

Uno de los riesgos que conlleva la utilización de zonas urbanas como huertos es la contaminación del suelo, en especial si anteriormente ha existido actividad industrial en el terreno. Otro de los posibles inconvenientes es el consumo de agua puede ser elevado para la producción de cultivos, y es particularmente relevante en zonas urbanas pues el principal suministro proviene de la red pública de agua potable (Dondini y col., 2024).

La situación planteada se encuentra en una cubierta sobre el mercado municipal de la Vall d'Hebron, en Barcelona (Hort del Mercat de la Teixonera i la Vall d'Hebron, X:428.373,0 Y:4.586.174,8 de la hoja 31N). El Huerto del Mercado es un espacio dirigido a la comunidad del distrito de Horta-Guinardó, en Barcelona. Este singular huerto en cubierta es, a día de hoy, el más grande de España y dispone de unos 1700 m^2 de cultivo ecológico a la vez que cubre

aspectos de utilidad social (Figura 1). El huerto lleva en marcha desde 2021 y está gestionado por la Cooperativa Tarpuna.

El objetivo de este estudio es proponer la mejora de la gestión del agua mediante la reducción de su consumo y la búsqueda de fuentes alternativas. Para ello, se plantea (i) una mejora de la gestión del sistema del riego, (ii) la posibilidad de aprovechar el agua de lluvia que cae sobre la cubierta del mercado y su posterior almacenamiento en un depósito dentro del mismo edificio y (iii) la utilización de agua del freático aprovechando la existencia de aguas freáticas en las proximidades del mercado.

2. Material y Métodos

El suelo sobre el que se realizan los cultivos está compuesto de tierra volcánica, jabre y sustrato orgánico a base compost, en una capa de 38 cm de profundidad dispuesta sobre un geotextil y una base constituida por una lámina nodular (comúnmente “lámina huevera”). Esta base tiene por objeto almacenar una parte del agua que no es retenida por el suelo bien sea por exceso de riego o por las precipitaciones. La gestión del huerto no permite la utilización de fertilizantes y sólo se puede utilizar el producto del compostaje en origen de los residuos de las paradas del mercado y de los restos de cultivo del huerto (Guzmán et al., 2024). Se cuenta con una instalación de riego por goteo abastecida por la red de agua potable. Los goteros son autocompensantes, con un caudal de 2,5 L/h y dispuestos en un marco de 30 x 30 cm.

Para la caracterización del suelo se dispone de los análisis realizados para la puesta en marcha de la experiencia en 2021 pero en el marco de la presente investigación se analizaron también propiedades físicas como el contenido en humedad (gravimetría indirecta por secado en estufa a 105ºC), la densidad (aparente y real), la textura (método simplificado de Bouyoucos) y la capacidad de retención de agua (Método de saturación). Actualmente, el riego se realiza con un sistema automático programado para regar cada dos días. Hay un programa base de 1 hora, y dependiendo del mes, la dosis de riego es un porcentaje de este programa base. Cada bancal mide 1,1 m de ancho y tiene 4 líneas de goteros, con goteros separados a 33 cm, cada uno con un caudal nominal de 2,29 litros por hora. Esto genera un consumo total muy elevado, ya que las líneas de riego están muy juntas, lo cual, junto con el tiempo de riego, resulta en un consumo anual total de 3.236 m³.

2.3 Análisis del consumo de agua

Las necesidades totales del cultivo se han calculado según los datos de las estaciones meteorológicas de Barcelona. Para el consumo total, se ha tenido en cuenta el porcentaje de ocupación del huerto y las variables meteorológicas. Se ha estimado que, llevando a cabo un riego suficiente para cubrir las necesidades hídricas del huerto, se puede ahorrar un 62% de agua respecto al riego actual, reduciendo el consumo anual a 1.223 m³.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización del suelo

El sustrato utilizado presenta una textura arenosa (88% de arena) que facilita las tareas de labranza pero reduce la capacidad de retención de agua.

Tabla 1. Caracterización del sustrato de suelo.

Humedad (%)	Densidad aparente g/L	Capacidad de retención de agua	Textura (USDA)
9,79	996	50,60%	Arenosa

No obstante, la presencia de material orgánico reduce la densidad aparente que se podría esperar y contribuye a la retención de agua (Porta y López-Acevedo, 2005).

3.2 Análisis de alternativas

A efectos de determinar el coste de las alternativas se ha realizado un presupuesto a nivel de anteproyecto de las actuaciones que deberían realizarse para cada una de las alternativas. El presupuesto valora la *ejecución por contrata* así como los costes derivados de la formulación, dirección de obra y licencias administrativas.

Los gastos anuales considerados contemplan (i) un 3% en concepto de mantenimiento sobre el valor de la inversión y (ii) el gasto eléctrico derivado de la elevación del agua bien del depósito de pluviales o del freático. Como coste se ha considerado la amortización, calculándose de forma lineal en 30 años tanto para la obra civil como para las instalaciones.

Alternativa-1. *Situación actual*. Se sigue utilizando únicamente agua de red sin modificar el consumo actual. El agua consumida se ha valorado en 3,89 €/m^3, precio obtenido de las tarifas oficiales de la empresa suministradora para los volúmenes consumidos.

Alternativa-2. *Reducción de la dosis anual de riego.* El análisis de los consumos actuales permite considerar una reducción significativa del consumo. La alternativa se refuerza con una inversión de 4.556 € consistente en la instalación de una estación meteorológica, configuración del programador de riego e instalación de dos contadores Woltmann así como diversos manómetros en la red de riego existente.

Alternativa-3. *Captación del agua del freático.* La alternativa supone un coste de 143.637 € y consistiría en la ejecución de un pozo, equipo de bombeo, realización de zanjas en zona urbana con alto grado de dificultad, instalaciones hidráulicas de conducción y control, así como pequeñas obras de fábrica como arquetas.

Alternativa-4. La alternativa combina el uso de la red pública de agua potable existente con la posibilidad de *almacenar el agua de lluvia en un depósito de hormigón de 120 m^3*, construido en el parquin del mercado. El volumen del depósito se ha calculado mediante un balance entre las necesidades hídricas de los cultivos y la lluvia que puede captarse en la cubierta del mercado a lo largo del año. El coste de la alternativa asciende a 190.410 € y consistiría en la ejecución del depósito de hormigón con forjado transitable a efectos de poder seguir utilizando el espacio como parquin una vez finalizadas las obras y las instalaciones hidráulicas de bombeo, conducción y control.

Alternativa-5. La alternativa con mayor inversión atiende a los criterios de (i) no utilizar agua potable con fines de riego y (ii) maximizar la captación de agua de lluvia. Se trata de combinar la construcción del depósito de pluviales con la captación de agua del freático. El coste de la propuesta asciende a 334.046 €, con los elementos constructivos indicados en los epígrafes anteriores.

La **Tabla 2** resume (i) las inversiones de cada alternativa, (ii) los gastos y costes anuales disgregados y (iii) calcula el coste unitario anual del m^3 de agua consumido. Debe indicarse que los costes unitarios (€/m^3) son proporcionales al volumen de agua consumida. Por este motivo, en el caso del agua proveniente del freático, el coste unitario varía muy significativamente entre las dos opciones consideradas: toda el agua proviene del freático (1.223 m^3) o bien únicamente la que no puede aportar el agua de lluvia (388 m^3).

Atendiendo a la realidad de que se trata de inversiones públicas, la **Tabla 3** muestra los mismos valores sin considerar las amortizaciones[1]. Como se puede apreciar por los resultados,

- Únicamente en el caso de cubrir todas las necesidades con el agua del freático, el coste es menor que en la situación actual; 2,02 €/m^3 frente al coste de agua de red de 3,89 €/m^3.
- Los plazos de recuperación de la inversión se extienden desde poco más de 14 años en el caso de captación de agua del freático hasta casi 50 años en el caso de añadir el depósito de pluviales.

[1] En inversiones financiadas con recursos públicos, las amortizaciones no deben considerarse ya que significarían una doble imposición a los ciudadanos quienes deberían pagar por la inversión y por su amortización.

Tabla 2. Resumen económico de las alternativas analizadas

		ALTERNATIVAS						
		1	2	3	4		5	
		Actual	Reducción dotación	Freático	Agua de red	Pluvial	Freático	Pluvial
		Agua de red	Agua de red					
Inversión	€		4.556	143.637		190.410	143.637	190.410
Consumo anual	m3	3.236	1.223	1.223	388	835	388	835
Gasto anual por tarifa	€	12.579	4.752		1.507			
Gasto por mantenimiento	€		137	2.404	137	3.187	2.404	3.187
Gasto eléctrico por elevación del agua	€			67		45	67	45
Coste de amortización	€		152	4.788	152	6.347	4.788	6.347
Costes TOTALES	€	12.579	5.041	7.258	1.795	9.579	7.258	9.579
Disgregado	€/m3				4,63	11,47	18,73	11,47
Total	€/m3	3,89	4,12	5,94	16,10		37,46	

Tabla 3. Resumen económico de las alternativas analizadas sin considerar el coste de amortización

		ALTERNATIVAS						
		1	2	3	4		5	
		Actual	Reducción dotación	Freático	Red	Pluvial	Freático	Pluvial
		Agua de red	Agua de red					
Inversión	€		4.556	143.637		190.410	143.637	190.410
Consumo anual	m3	3.236	1.223	1.223	388	835	388	835
Gasto anual por tarifa	€	12.579	4.752	-	1.507		-	-
Gasto por mantenimiento	€		137	2.404	137	3.187	2.404	3.187
Gasto eléctrico por elevación del agua	€			67		45	67	45
Coste de amortización	€							
Costes TOTALES	€	12.579	4.889	2.471	1.643	3.232	2.471	3.232
Disgregado	€/m3				4,24	3,87	6,37	3,87
Total	€/m3	3,89	4,00	2,02	8,11		12,75	
Amortización de la inversión (1)	años		0,59	14,21	24,72		48,58	
(1)= Inversión /(Gasto anual actual-Costes Totales de la alternativa)								

4. Conclusiones

Cuando el coste es cero (actualmente los usuarios no pagan el agua), los consumos no se controlan.

En nuestras latitudes, donde son recurrentes los episodios de sequía, los espacios y locales públicos deberían contemplar en la fase de proyecto, las infraestructuras necesarias para la captación y almacenaje del agua de lluvia. Toda intervención posterior resulta extremadamente costosa en términos económicos.

Los costes ambientales (captación de agua de lluvia) y sociales (huertos lúdicos, educativos…), en espacios urbanos son muy elevados por lo que cabría encontrar un equilibrio entre coste y beneficio de estas acciones.

5. Bibliografía

DECISIVE Project. A DECentralIzed management Scheme for Innovative Valorization of urban biowastE. https://cordis.europa.eu/project/id/689229 (fecha de consulta: 19/06/2024)

Dondini C., Úbeda X., Certini G., Francos M., 2024. Soil quality in the urban gardens of Barcelona (Spain). *Journal of Soils and Sediments* 24, 1652–1664.

Guzmán M., Riera I., Vallès J.M., López M. 2024. Optimización del sistema de compostaje de residuos domésticos y del mercado municipal de la Vall d'Hebron (Barcelona) para la obtención de compost y su aplicación en un huerto urbano. VIII Jornadas de la REC

Porta, J; López-Acevedo, M. 2005. Agenda de suelos de campo. Ediciones MundiPrensa. ISBN 84-8476-231-9.

VALOR FERTILIZANTE DEL ESTIERCOL DE *Tenebrio molitor* OBTENIDO A PARTIR DE DISTINTOS RESIDUOS Y MANEJO DEL PROCESO.

Nadia Agudo, Lucía Nieto, Oscar Huerta, Marga López

Universitat Politècnica de Catalunya. EEABB-DEAB. Esteve Terradas, 8. 08860 Castelldefels. marga.lopez@upc.edu

Resumen: Las larvas de *Tenebrio molitor* se han identificado como organismos eficientes en la transformación de residuos tanto orgánicos como inorgánicos, lo que las sitúa como una alternativa más dentro del marco de la economía circular. Las necesidades en el manejo de la especie han de permitir unos buenos valores de supervivencia y de pupación, y en resumen, de la reproducción de los individuos para la obtención de semilla. Este estudio se centra en el manejo de la especie en condiciones de laboratorio para mejorar su eficiencia en la transformación de residuos y en la evaluación de la calidad del estiércol en base a su valor fertilizante. Se ensayaron diferentes tipos de residuos como la fracción orgánica de residuo municipal, residuos textiles y plásticos (compostables y no compostables). Los experimentos tuvieron diferente duración y se realizaron bajo condiciones controladas de temperatura a 25 ºC dentro de un incubador. Para evaluar el valor fertilizante del estiércol se determinó el contenido en materia orgánica, y los contenidos en nutrientes nitrógeno, fósforo y potasio. Como objetivo de manejo de la reproducción se estudió la viabilidad en la producción de semilla a partir de adultos y en condiciones de sala.

Palabras clave: biofertilizante, frass, transformación de residuos, nutrientes

1. Introducción

Las larvas de *Tenebrio molitor*, un insecto coleóptero sin capacidad para volar, se alimentan de residuos vegetales en descomposición y contribuyen al ciclo de nutrientes en el ecosistema. Además, presentan múltiples aplicaciones, desde la producción de proteína para alimentación animal hasta aplicaciones más recientes como la obtención de productos de valor añadido o gestión de residuos. Desde el año 2021, la Agencia Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) autoriza la utilización de *T. molitor* en alimentación humana. Potencialmente, pueden desempeñar un papel crucial en la degradación y transformación de residuos. Su sistema digestivo tiene la capacidad de procesar, no solo residuos orgánicos y alimentarios, sino también plástico no biodegradable, cómo el polietileno expandido (EPS) y polietilenos de alta y baja densidad (HDPE y LDPE) (Rodriguez-Carreon y col., 2021) pudiendo ser la biodegradación de plástico utilizando estas larvas una solución sostenible para la gestión de residuos. Sin embargo, no hay evidencia sólida de que tengan una alta eficiencia en la degradación de textiles, pero se podría tratar de una vía eficiente para su reciclaje. El excremento de *T. molitor* o *frass* es rico en nutrientes como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas y se está estudiando su potencial como biofertilizante, biofortificante y biopesticida.

En el trabajo previo de Nieto (2023), se puso a punto la técnica de utilización de *T. molitor* para la degradación de residuos orgánicos y no orgánicos, indicando la posibilidad de tratar residuos textiles también. También se observó comportamiento diferente en cuanto a la supervivencia, la pupación y la tolerancia a distintos residuos. No obstante, no se realizó el seguimiento de la calidad del estiércol generado, como el valor fertilizante.

El frass se ha utilizado previamente en distintos materiales con buenos resultados, principalmente debido al elevado contenido en nitrógeno (Nogalska y col., 2022), pero que no es aplicable a cualquier tipo de residuo (Harsányi y col., 2020). Su valor agronómico se debe al contenido fertilizante pero también a su valor bioestimulante y biopesticida (Blakstad y col., 2023).

El objetivo de este estudio es analizar el contenido de N, P, K y materia orgánica del *frass* resultante de la degradación de residuos tales como plástico biocompostable y LDPE, textil de

origen orgánico y sintético y parte de fracción orgánica deshidratada y contrastar los niveles con los obtenidos en el grupo control, alimentado con copos de avena.

2. Material y Métodos

2.1. Materiales

Para realizar el experimento se adquirió 1 kg de larvas de *T. molitor* con edad inferior a los 90 días para garantizar un bajo porcentaje de pupación, ya que es la etapa de larva la que presenta una mayor voracidad.

Los ensayos se llevaron a cabo en botes de vidrio herméticos de 1 L, pero la tapa se reemplazó por una tela mosquitera de 1 mm de luz para permitir la ventilación y evitar la entrada de otros insectos.

El tipo de alimento utilizado en el experimento fueron los copos de avena como control y después se estudiaron otros residuos como las bolsas de plástico compostable, plástico film (polietileno de baja densidad-LDPE), textiles sintéticos derivados del poliéster, textiles orgánicos 100% algodón y fracción orgánica de cocina deshidratada. También se añadió avena a las pruebas con plástico y textil, como fuente de carbono alternativa para asegurar la supervivencia de las larvas.

2.1. Manejo del experimento

En primer lugar, se caracterizaron las larvas para determinar el peso y longitud medios de los individuos de 3 tandas de 10 larvas procedentes de dos grupos según tamaño, una tanda de los más grandes y otra de los individuos más pequeños.

En cada bote se añadieron 15g de larvas y una cantidad de residuo equivalente a unos 3cm en altura. No se añadió más alimento durante el experimento. Las cantidades añadidas a cada bote de vidrio serán las suficientes para garantizar el abastecimiento durante el tiempo que dure el experimento. No se añadió agua para evitar la formación de hongos (Nieto, 2023).

Las pupas que aparecían en cada bote se retiraban periódicamente y se cuantificaban, y los escarabajos se separaban de las pupas una vez eclosionaban para evitar prácticas de canibalismo. Para la separación y manejo de las larvas se utilizaron coladores con distintos milímetros de luz, cuchara y pinzas.

Los botes se dispusieron en un armario incubador Memmert ICP 800 y se trabajó a 28 ºC en condiciones de oscuridad durante un periodo de 2 meses. Una vez transcurrido ese tiempo, se extrajo el estiércol producido.

2.2. Caracterización de las muestras

El estiércol resultante de cada bote se separó del residuo restante y se secó a 105 ºC hasta peso constante. Sobre la muestra seca se determinó la materia orgánica mediante calcinación a 470 ºC, el nitrógeno orgánico por digestión Kjeldahl y cuantificación por electrodo selectivo de amoníaco. El fósforo y el potasio totales se determinaron sobre la disolución ácida de las cenizas y se cuantificó el fósforo por el método Bray-Kurtz y el potasio mediante fotometría de llama (Huerta y col, 2010). Las determinaciones se realizaron por triplicado. Se realizó un análisis estadístico mediante el paquete IBM SPSS Statistics 27 para determinar las diferencias entre muestras.

3. Resultados y Discusión

3.1. Caracterización de las larvas y transformación de residuo

El peso medio de las larvas de mayor tamaño fue de 0,159g y la longitud de 2,54cm. Los máximos fueron de 3,0cm (1 individuo) y 0,23g y los mínimos de 2,1cm y 0,11g. En el caso de las larvas juveniles, el peso medio fue de 34mg, con un mínimo de 10mg y un máximo de 60mg, y la longitud media de 1,53cm, con un mínimo de 1,2cm y un máximo de 1,7cm.

La cantidad de alimento ingerido en cada experimento fue muy diferente. En la prueba control, un 85% de la avena fue consumida y un 34% de la fracción orgánica. En cambio, en el resto de

materiales, el que presentó un consumo más elevado es el textil orgánico, con un 7,3%, mientras que el resto están en valores de 3% o inferiores.

En cuanto a la variación de peso de las lavas, únicamente las que se alimentaron de avena presentaron un incremento considerable del 21%, mientras que el resto perdieron peso, entre un 17% y un 30%. Incluso con la fracción orgánica presentaron reducción de peso, aunque en este caso sí que hubo una producción de estiércol considerable en relación a otros materiales.

Estos resultados indican que, aunque las larvas de *T molitor* son capaces de degradar residuos como el plástico o el textil, la eficiencia podría ser mejorable. Por su parte, han mostrado una elevada voracidad con la avena.

3.2. Caracterización de las muestras de estiércol o *frass*

La caracterización de las muestras de estiércol se realizó de manera individualizada para cada uno de los botes utilizados, produciendo tres réplicas. La Tabla 1 presenta los resultados del estiércol para cada uno de los materiales ensayados.

Los valores de materia seca se encuentran todos alrededor del 90%, pero presentan diferencias significativas. En todos los casos se conservó la humedad original del material, excepto en el caso de la fracción orgánica que, debido a la experiencia previa del trabajo de Nieto (2023), se procedió a secarla y aportar agua mediante pulverización para conseguir un 10% de humedad, tal y como se aprecia en el resultado.

El contenido de materia orgánica es elevado, como sucede con los estiércoles, pero con valores superiores a lo que pueden presentar los procedentes de otros animales de granja. Únicamente el estiércol procedente de la fracción orgánica presenta valores inferiores, que podrían ser debidos a una mayor digestibilidad y transformación en productos gaseosos, mientras que en los otros casos se pudiera tratar de plástico ingerido y no transformado que en el momento de la determinación durante la calcinación se hubiera transformado en CO_2. Los valores medios obtenidos, así como el contenido en materia seca, son similares a los obtenidos por Radwan y col. (2023).

Tabla 1. Valores medios de los estiércoles procedentes de los distintos materiales.

Residuo	% MS	MOT %	N-orgánico % sms	P-total % sms	K-total % sms
Control	91,79 a	93,74 a	4,28 c	0,87 b	0,88 c
Plástico compostable	88,51 cd	91,83 a	10,61 a	1,67 a	1,33 bc
Film	88,69 cd	92,13 a	10,43 a	1,32 a	1,33 bc
Textil orgánico	89,50 bc	91,73 a	9,22 a	0,75 b	1,38 bc
Textil sintético	89,86 b	90,58 a	10,56 a	0,13 c	1,52 b
Fracción orgánica	87,82 d	86,03 b	7,22 b	0,90 b	2,63 a

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

El nitrógeno orgánico presenta diferencias significativas, con valores más bajos en la fracción orgánica (7,22%) y en el control (4,28%), que son los materiales tradicionalmente más biodegradables. En cambio, los materiales plásticos y sintéticos presentan mayor concentración del nitrógeno orgánico, por encima del 9%.

El contenido en fósforo total es más elevado en el compostable (1,67%) y en el plástico film (1,32%), mientras que los valores más bajos se encuentran en el estiércol procedente del textil sintético (0,13%). Por último, el potasio presenta valores más elevados en la fracción orgánica (2,63%) y más bajo en el control (0,88%).

Los valores de nutrientes de las muestras resultan en la mayor parte de los casos superiores a valores promedio para estiércoles (Iglesias, 1994; Mangado, 2013).

Atendiendo a los resultados y a la bibliografía, el valor fertilizante del frass de *Tenebrio molitor* resulta considerable, y actualmente ya existen algunas empresas que lo comercializan. No obstante, las cantidades producidas son bajas en relación al material tratado, pese a la voracidad de las lavas, pero la cantidad que contiene en nitrógeno y la baja humedad natural, lo puede

hacer útil en pequeñas aplicaciones como en caso de particulares, donde la dosis puede ser baja.

4. Conclusiones

Es conveniente condicionar el contenido en humedad de las muestras muy húmedas mediante un secado previo para evitar la proliferación de hongos.

El elevado contenido en materia orgánica se debería analizar en base a su biodegradabilidad para discernir si se trata de plástico o si las larvas lo han transformado adecuadamente en componentes inocuos. Igualmente sería conveniente analizar los contenidos en nutrientes asimilables como el fósforo y el potasio.

La poca cantidad de estiércol generada en cada repetición ha limitado algunas de las determinaciones, por lo que sería conveniente modular la cantidad de residuo para obtener mayor producción para la caracterización. También este factor sugiere la limitación que puede presentar como fertilizante a nivel comerciable.

5. Bibliografía

Blakstad J.I., Strimbeck R., Poveda J., Bones A.M., Kissen R., 2023. Frass from yellow mealworm (*Tenebrio molitor*) as plant fertilizer and defense priming agent. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 53, 102862

Harsányi E., Juhász C., Kovács E., Huzsvai L., Pintér R., Fekete G., Varga Z.I., Aleksza L., Gyuricza C., 2020. Evaluation of organic wastes as substrates for rearing *Zophobas morio*, *Tenebrio molitor*, and *Acheta domesticus* larvae as alternative feed supplements. *Insects*, 11(9), 1–18.

Huerta O., López M., Soliva M., 2010. Proceso de compostaje: Caracterización de muestras. Col·lecció Estudis. Sèrie Medi Ambient, 2. Diputació de Barcelona.

Iglesias L., 1994. El estiércol y las prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente. Hojas divulgadoras 1/94HD. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Mangado J.M., 2013. Estiércoles. Características de los producidos en las explotaciones ganaderas de Navarra. Navarra Agraria, julio-agosto 2013

Nieto L., 2023. Transformació de residus amb Tenebrio molitor. Limitacions, eficiència del procés i perspectiva. Trabajo Final de Grado. EEABB. UPC.

Nogalska, A., Wojciech Przemieniecki, S., Krzebietke, S.J., Załus, D., Kosewska, A., Skwierawska, M., Sienkiewicz, S., 2022. The Effect of Mealworm Frass on the Chemical and Microbiological Properties of Horticultural Peat in an Incubation Experiment. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 20(1), 21.

Radwan M.A., Maggiolino A., Hassanien H.A.M., Palo P.D., El-Kassas N.E.M, Abbas H.S., Salem A. Z.M., 2023. Dietary utilization of mealworm frass in rabbit feeding regimes and its effect on growth, carcass characteristics, and meat quality. *Front. Vet. Sci.,* 9, 1069447.

Rodríguez-Carreón A., Ortiz-Rivera Y., Hernández-Peña C.C., Figueroa C., 2021. Biodegradación de espumas plásticas por larvas de insectos: ¿una estrategia sustentable? TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas, 24

ESTUDIO DEL CO-COMPOSTAJE DE ALPERUJO CON DISTINTOS CO-SUTRASTOS: ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DEL PROCESO

Francisco J. Ruiz-Castilla[1,2], Concepción Calvo[1], Elisabet Aranda[1], María del Carmen Gutiérrez[2], María de los Ángeles Martín[2], Tatiana Robledo-Mahón[1].

[1]Instituto de Investigación del Agua, Departamento de Microbiología, Universidad de Granada, Ramón y Cajal 4, Edificio Fray Luis, 18003 Granada, España.
[2]Universidad de Córdoba, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Campus Universitario de Rabanales, Carretera N-IV, Km 396, Edificio Marie Curie, 14014 Córdoba, España.
a32rucaf@uco.es

Resumen: El aumento de la actividad agrícola en España ha impulsado la valorización de residuos orgánicos como el alperujo, producido en una proporción de cuatro toneladas por cada tonelada de aceite. Debido a su composición fisicoquímica, con alto contenido de carbono, textura específica, pH ligeramente ácido y elevado contenido de polifenoles, el alperujo requiere ser compostado con co-sustratos para equilibrar sus nutrientes y evitar su fitotoxicidad. Para ello, se emplean co-sustratos que proporcionen estructura a la mezcla y una fuente rica en nitrógeno para promover la actividad microbiana, mejorando así la eficiencia del proceso y garantizando la calidad del compost. En este estudio, se llevó a cabo un proceso de co-compostaje a escala de laboratorio, combinando alperujo con distintos sustratos residuales con el fin de obtener un compost de alta calidad. Se probaron cuatro mezclas diferentes, todas utilizando poda vegetal como estructurante. Se realizó un seguimiento de parámetros microbiológicos mediante pruebas respirométricas, análisis de la microbiota cultivable y actividades enzimáticas. Estos resultados se correlacionaron con los parámetros fisicoquímicos. Durante el proceso de co-compostaje, se observaron diferencias significativas en las actividades enzimáticas. La deshidrogenasa y proteasa alcanzaron su punto máximo durante la fase termófila, siendo más altas en las mezclas de gallinaza y FORSU. Aunque la β-glucosidasa fue variable, ambas fosfatasas mostraron un aumento gradual hasta el día 30, con la mezcla con gallinaza exhibiendo la mayor actividad. A partir de los 40 días, se observó una estabilización tanto en los parámetros microbiológicos como en los parámetros fisicoquímicos en todas las mezclas.

Palabras clave: Alperujo, Compost, Actividades enzimáticas, Revalorización.

1. Introducción

El incremento de la actividad agrícola en España ha impulsado la valorización de residuos orgánicos, como el alperujo, producido en una proporción de cuatro toneladas por cada tonelada de aceite. Este residuo puede ser tratado mediante compostaje, aunque debido a su composición rica en compuestos fenólicos y, generalmente, su alto contenido en agua, requiere ser compostado (Chowdhury y col., 2013). Para ello, se utilizan co-sustratos que aporten estructura a la mezcla y proporcionen nitrógeno, asegurando un ratio C/N óptimo y una humedad inicial favorables para promover la actividad microbiana con el fin de mejorar la eficiencia del proceso y asegurar la calidad del compost obtenido. El objetivo de este trabajo fue analizar la influencia del uso de distintos co-sustratos en los parámetros microbiológicos de un proceso de compostaje de alperujo para comprobar si el empleo de distintos co-sustratos puede afectar a variables microbiológicas del proceso como la respirometría, la microbiota cultivable o las actividades enzimáticas, así como en la calidad final del compost obtenido.

2. Material y Métodos

Este estudio se llevó a cabo a escala de laboratorio en vasos Dewar de 3 L, en los cuales se realizaron cuatro mezclas: 1) Alperujo con gallinaza, 2) Alperujo con lodo procedente de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR), 3) Alperujo con fracción orgánica de residuos

sólidos urbanos (FORSU) y 4) Alperujo. En todos los tratamientos se utilizó poda vegetal como estructurante (Tabla 1).

Tabla 1. Composición inicial de los materiales de partida.

Experimento	AL (%)	P (%)	G (%)	L (%)	FORSU (%)
AL+P+G	67.00	22.00	11.00	-	-
AL+P`L	67.00	22.00	-	11.00	-
AL+P+FORSU	67.00	25.00	-	-	8.00
AL+P	75.00	25.00	-	-	-

AL: Alperujo, P: Poda, G: Gallinaza, L: Lodo de depuradora, FORSU: Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos.

2.1 Caracterización fisicoquímica y estabilidad del compost

Los materiales de partida, así como las muestras del compost se caracterizaron siguiendo la metodología propuesta por The US Department of Agriculture y The US Composting Council (2002). La estabilidad del compost se determinó mediante un método de respirometría estático-líquido (Gutiérrez y col., 2017) patentado por el Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química de la Universidad de Córdoba (No. ES2283171 A1, 16 October, Spain).

2.2 Parámetros microbiológicos

Se llevo a cabo un análisis microbiológico cuantificando los microorganismos aerobios totales cultivables en las diferentes etapas del compostaje. La microbiota aerobia cultivable mesófila se determinó utilizando el medio de cultivo Plate Count Agar (PCA) mediante diluciones seriadas. Las placas se incubaron a 30 °C durante 72 horas, conforme a la norma ISO 4833-1:2013. De manera similar, la densidad de la microbiota aerobia cultivable termófila se determinó utilizando este mismo método, pero modificando la temperatura de incubación a 55 °C. Los resultados se expresaron en unidades formadoras de colonias por gramo de muestra (UFC g^{-1}).

Respecto a las actividades enzimáticas, cada muestra de compost se secó a temperatura ambiente (excepto para la determinación de la proteasa) y se tamizó (<2 mm). Los resultados se expresaron como µg de producto final·g^{-1}·h^{-1}. La actividad deshidrogenasa (EC 1.1.1.2) se determinó conforme a lo descrito por Casida y col., (1964) pero empleando 1 g de muestra por reacción. Se midió la acción de la actividad deshidrogenasa a partir de la reducción de cloruro de tetrazolio a trifenil formazán (TPF) tras ser incubado a 37 °C durante 24 h en oscuridad. La suspensión obtenida se filtró con algodón y la suspensión final se midió espectrofotométricamente a λ= 485 nm usando una curva de calibración de TPF. La actividad proteasa (EC 3.4.2.21–24) se analizó utilizando el procedimiento desarrollado por Ladd y Butler (1972), basado en la cuantificación de aminoácidos liberados tras una incubación de 2 h a 50 °C en agitación. La suspensión final se medió después de 1 h a una λ= 700 nm y referenciada a la curva de calibración de tirosina. La actividad β-glucosidasa (EC 3.2.1.21) y las actividades fosfatasa ácida (EC 3.1.3.2) y fosfatasa alcalina (EC 3.1.3.1) se determinaron mediante la cuantificación de *p*-nitrofenol (PNP), liberado a partir de 1 g de muestra tras ser incubada a 37 °C durante 1 h en presencia de *p*-nitrofenil-β-D-glucopiranósido y *p*-nitrophenil-fosfato (pH 6,5 y 11,0), respectivamente. La suspensión se filtró y midió a λ= 400 nm. La actividad se estimó mediante una curva de calibración de PNP (Eivazi y Tabatabai, 1977, Eivazi y Tabatabai, 1988; Tabatabai y Bremner, 1969).

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización fisicoquímica y estabilidad del compost

Los resultados en los parámetros fisicoquímicos fueron similares en todos los experimentos realizados, no evidenciándose grandes diferencias al final del proceso, excepto por el contenido de nitrógeno (N-NTK), que fue superior en todos los procesos de co-compostaje respecto a la

mezcla de AL+P (0,80-1,30 *vs* 0,70%). Junto a las variables fisicoquímicas, se evaluaron las variables respirométricas ($VECO_{max}$ y CAO_{20}) para determinar la velocidad de consumo de oxígeno y la estabilidad del compost, ya que ambas dependen de la actividad microbiana durante la descomposición de la materia orgánica (Gutiérrez y col., 2017). Los resultados mostraron una evolución similar en los cuatro experimentos, obteniéndose valores máximos de $VECO_{max}$ y CAO_{20} durante la etapa hidrolítica y termófila (entre 20-30 mg $O_2 \cdot g\ SV^{-1} \cdot h^{-1}$ y 100-145 mg $O_2 \cdot g\ SV^{-1}$, respectivamente) y disminuyendo progresivamente conforme se producía la higienización y maduración del compost, hasta valores inferiores a 1. En este punto, el compost se encontraba estabilizado, con una temperatura constante, un pH alcalino (>9) y baja humedad (<30%).

3.2 Aspectos microbiológicos

Respecto al recuento de microorganismos aerobios, tanto mesófilos como termófilos, se observó un aumento en las etapas iniciales del proceso de compostaje (0 a 14 días), seguido de un declive progresivo hacia el final del proceso (Figura 1), siendo este declive más acentuado en los microorganismos termófilos (Figura 1B). Este incremento en el conteo microbiano coincidió con un mayor índice de respiración aeróbica ($VECO_{max}$ y CAO_{20}) durante la etapa hidrolítica y termófila, de forma similar a lo que fue descrito por Robledo-Mahón y col., 2019.

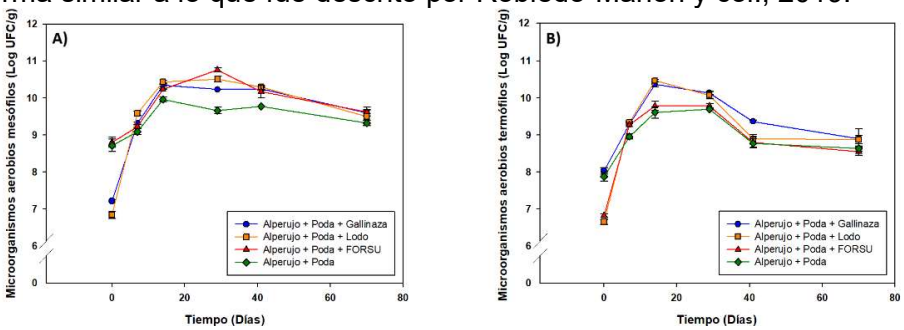


Figura 1. Enumeración de la microbiota cultivable aerobia mesófila (A) y termófila (B).

La actividad deshidrogenasa alcanzó los valores más altos a los 14 días, especialmente en el co-compostaje con gallinaza y FORSU (600-800 µg $TPF \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$) (Figura 2A). Esta tendencia, similar a la observada en otros compostajes de residuos vegetales, podría estar relacionada con la oxidación de compuestos orgánicos lábiles catalizada por esta enzima (Robledo-Mahón y col., 2019). Además, la actividad de la proteasa fue mayor en la etapa inicial, alcanzando más de 4.000 µg tirosina$\cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ a los 7 días y hasta 9.000 $\mu g \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ en el ensayo con gallinaza (Figura 2B). Ambas actividades disminuyeron a partir de los 40 días conforme maduraba el compost, una tendencia que también fue observada en otros estudios similares de compostaje de residuos sólidos municipales y lodos de depuradora (Robledo-Mahón y col., 2019; Villar y col., 2016).

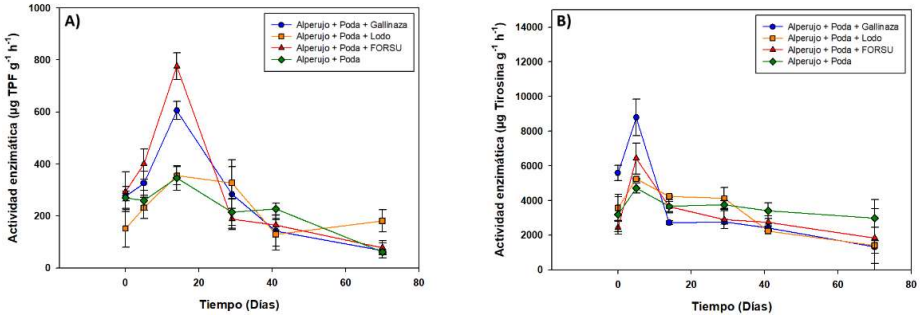


Figura 2. Actividad deshidrogenasa (A) y actividad proteasa (B).

La actividad β-glucosidasa aumentó al inicio del proceso en los ensayos con otros co-sustratos respecto a sus valores iniciales, pero fluctuó durante todo el proceso (Figura 3A). En cambio, ambas actividades fosfatasas siguieron, en la mayoría de las ocasiones, una tendencia similar, alcanzando su punto máximo a los 30 días y disminuyendo a partir de los 40 días hasta la etapa

de maduración (Figura 3B y 3C). Además, en ambas fosfatasas, los valores más bajos registrados se observaron en la mezcla con FORSU (≈ 500 µg PNF·g^{-1}·h^{-1}). Los valores obtenidos, así como la tendencia observada, fueron similares a otros procesos de compostaje (Villar y col., 2016; Robledo-Mahón y col., 2019).

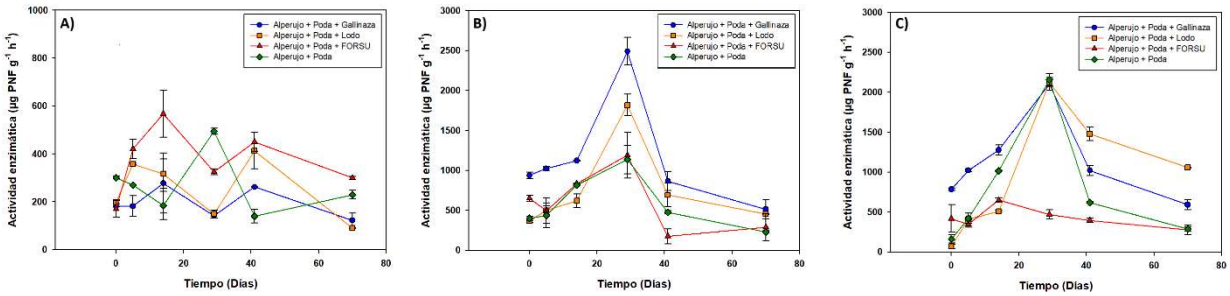


Figura 3. Actividad β-glucosidasa (A) y fosfatasa ácida (B) y alcalina (C).

4. Conclusiones

Los procesos de co-compostaje y compostaje de AL no mostraron grandes diferencias en los variables fisicoquímicas ni en la evolución de las variables respirométricas, excepto por un mayor contenido de N-NTK en los procesos de co-compostaje. No obstante, se observaron diferencias en las variables microbiológicas. La deshidrogenasa y proteasa alcanzaron su máximo en la etapa termófila, con valores más altos en las mezclas con gallinaza y FORSU, coincidiendo con un aumento en los microorganismos cultivables y una mayor actividad respirométrica. Aunque la actividad β-glucosidasa fue variable, ambas fosfatasas mostraron su pico de actividad a los 30 días del proceso siendo nuevamente la mezcla con gallinaza la de mayor actividad. A partir de los 40 días, las actividades enzimáticas, los conteos microbianos y las variables respirométricas se estabilizaron en todas las mezclas, al igual que los parámetros fisicoquímicos, lo que sugiere el inicio de la estabilización del proceso y una correlación entre ambos aspectos.

5. Bibliografía

Casida Jr, L. E., Klein, D. A., Santoro, T. 1964. Soil dehydrogenase activity. Soil Sci. 98(6), 371-376.

Chowdhury, M.B.; Christos, S.; Dimitrios, V.; Pavlou, S. 2013. Olive mill waste composting: A review. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 85, 108–119.

Council, U. C. 2002. Test methods for the examination of composting and compost. Rokonkoma, NY.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A. 1977. Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 9(3), 167–172.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20(5), 601–606.

Gutiérrez, M.C., Serrano, A., Siles, J.A., Chica, A.F., Martín, M.A. 2017. Centralized management of sewage sludge and agro-industrial waste through co-composting. J. *Environ. Manag.* 196, 387–393.

Ladd, J.N. and Butler, J.H.A. 1972. Short-Term Assays of Soil Proteolytic Enzyme Activities Using Proteins and Dipeptide Derivatives as Substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4, 19-30.

Robledo-Mahón, T., et al. 2019. Sewage sludge composting under semi-permeable film at full-scale: Evaluation of odour emissions and relationships between microbiological activities and physico-chemical variables. *Environ. Res.* 177, 108624 .

Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1(4), 301–307.

Villar, I., Alves, D., Pérez-Díaz, D., Mato, S. 2016. Changes in microbial dynamics during vermicomposting of fresh and composted sewage sludge. *Waste Manag.* 48, 409–417.

6. Agradecimientos

Agradecemos el apoyo financiero proporcionado por las Ayudas para la Recualificación del Sistema Universitario Español. Margarita Salas. Unión Europea - NextGenerationEU. Además, queremos expresar nuestro agradecimiento a COVIDESA, COVAP, SADECO y a la EDAR “La Golondrina” por proporcionar los residuos clave para este estudio.

VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE AGUAS Y LODOS DE MATADERO

María Candel[1], Laura Ballesteros[1,2], Montserrat Pérez[1,3] & Rosario Solera[1,3]
[1] *Tecnologías del Medio Ambiente, IVAGRO, Universidad de Cádiz, maria.candelpecellin@alum.uca.es*
[1,2] *Tecnologías del Medio Ambiente, IVAGRO, laura.ballesteros01@goumh.umh.es*
[1,3] *Tecnologías del Medio Ambiente, IVAGRO, Universidad de Cádiz, montserrat.perez@uca.es, rosario.solera@uca.es*

Resumen: La industria cárnica se encuentra en continuo crecimiento debido a una mayor demanda y consumo de carne, lo que da lugar a un aumento de los residuos generados por parte de las empresas dedicadas a este sector y hace necesario su tratamiento. El proceso de digestión anaerobia permite tratar los residuos obteniendo al mismo tiempo biocombustibles como el hidrógeno y el metano y productos de valor añadido con fines agrícolas. Los residuos de matadero están formados por subproductos con alto contenido de proteínas y grasas, siendo buenos sustratos para la digestión anaerobia por los altos rendimientos de metano. No obstante, la monodigestión anaerobia presenta ciertas limitaciones como consecuencia del amoniaco generado en la degradación de las proteínas y de la acumulación de ácidos grasos volátiles y ácidos grasos de cadena larga producidos en la hidrólisis de lípidos. Con el objetivo de superar estas limitaciones se propone la co-digestión anaerobia de lodos (L) y vertidos (V) de matadero de cerdo en proporción 50:50. Los equipos se corresponden con dos digestores monoetapa de 2 litros de capacidad, en condiciones termófilas (55°C) y mesófilas (35°C). Los tiempos hidráulicos de retención ensayados son 30, 25 y 20 días, con el fin de evaluar las mejores condiciones para garantizar la mayor generación de biogás, específicamente metano, así como una eficiencia en la eliminación de la carga orgánica de los residuos de interés.

Palabras clave: Co-digestión anaerobia, biogás, tratamiento de residuos, metano.

1. Introducción

Durante los últimos años en España se ha producido un incremento en la generación de residuos de forma paralela a su crecimiento económico. Este aumento hace indispensable la adopción de medidas de gestión eficaces con el fin de minimizar su impacto sobre el medio ambiente. En este sentido, la digestión anaerobia se ha considerado como una de las tecnologías facilitadoras de la economía circular que persigue la valorización de múltiples productos, ya que permite obtener metano, gas valorizable energéticamente, y genera un residuo digerido similar al compost producido aeróbicamente. En bibliografía se pueden encontrar estudios basados en co-digestión anaerobia de distintos tipos de residuos como lodos de depuradora junto con otro sustrato orgánico como residuos de la remolacha azucarera o vinazas de vino (Montañés y col., 2013; Tena y col., 2020). Sin embargo, actualmente no existen referencias bibliográficas sobre el proceso optimizado de co-digestión anaerobia de lodos y vertidos de matadero.

La temperatura es una variable fundamental de la digestión anaerobia. Clásicamente se han utilizado procesos en rango mesofílico (30-37ºC) y procesos termofílicos (50-57ºC), presentando cada uno de ellos ventajas e inconvenientes. Recientemente, con el objetivo de aunar las ventajas de ambos rangos de operación, se ha comenzado a utilizar la digestión anaerobia en fases de temperatura, especialmente para el tratamiento de lodos de EDAR, así como en la codigestión de lodos de EDAR y residuos agroalimentarios a nivel de investigación (Sillero y col., 2023).

El objetivo principal del estudio es optimizar la co-digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos y vertidos de matadero en reactores tipo tanque agitado (Agabo-García y col., 2022; Shende y Pophali, 2021). Así, se estudia la degradación anaerobia en ambas temperaturas en régimen de alimentación semicontinuo a escala de laboratorio bajo diferentes tiempos hidráulicos de retención.

2. Material y Métodos

Para abordar este estudio, diariamente se lleva a cabo la alimentación de los reactores y se determina el pH de los efluentes, así como el volumen y la composición del biogás generado. Además, se realizan analíticas una vez a la semana para determinar la demanda química de oxígeno total (DQOt) y soluble (DQOs), la cantidad de sólidos totales (ST) y volátiles (SV) y ácidos grasos volátiles (AGV) presentes en los efluentes de ambos reactores.

2.1 Medida del volumen y composición del biogás

La recogida del biogás generado diariamente tiene lugar en bolsas de muestreo Tedlar de 5 litros de capacidad. La composición del biogás se determina mediante un analizador de biogás por infrarrojos (BIOGAS 5000 Geotech). Este equipo permite la medición de la composición del biogás succionando una pequeña cantidad del gas recogido en la bolsa Tedlar, y muestra el resultado en % de composición de CH_4, CO_2, O_2, y en ppm de CO, H_2 y H_2S. Por otro lado, el volumen de biogás generado se determina con una bomba de succión y un flujómetro.

2.2. Medida del pH

La medida del pH se realiza directamente en un pH metro (SensION+ PH1) según el método normalizado 4500-H+ de la APHA-AWWA_WPFC, por inmersión del electrodo de pH en la muestra previamente agitada (Standard Methods, 2012).

2.3. Determinación de DQOt y DQOs, ST y SV y AGV

La medida de la DQO se realiza mediante espectrofotometría, siguiendo el método colorimétrico normalizado 5220D de la APHA-AWWA-WPFC. Así mismo, la cantidad de sólidos totales y volátiles presentes en los efluentes de los reactores se analiza siguiendo el método 2540G de la APHA-AWWA-WPFC (Standard Methods, 2012). Por último, se determinan los siguientes ácidos grasos de cadena corta: acético, propiónico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico, isocaproico, caproico y heptanoico. Para realizar la medición se utiliza un cromatógrafo Zhimadzu GC-2010 provisto de un inyector Shimadzu AOC-20i y un detector de llama (FID). Como gas portador se utiliza nitrógeno.

3. Resultados y Discusión

En la Figura 1, se representa el rendimiento de metano expresado como ml de metano por gramo de SV alimentados para los reactores mesofílicos y termofílicos. Se observa que el rendimiento en las condiciones termófilas es mayor que en las condiciones mesófilas para todos los THR ensayados.

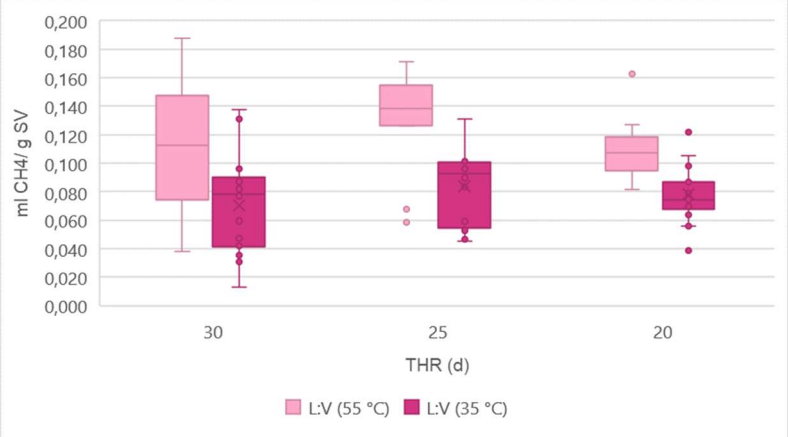


Figura 1. Rendimiento de metanogénesis en condiciones termófilas y mesófilas

La condición termófila agiliza las reacciones dentro del reactor, por lo que esto facilita la hidrólisis del sustrato, que contiene moléculas complejas como las proteínas y los lípidos y por tanto la producción de metano es mayor, en comparación con el reactor mesofílico.

En la Tabla 1 se muestran los resultados de depuración en términos de DQOt y ST. De estos resultados se evidencia que conforme se disminuye el THR el sistema mesófilo se estabiliza en mayor medida que el termófilo, presentando mejores porcentajes de eliminación de DQOt, alcanzando unos valores de 51% y 35%, respectivamente, para un TRH de 20 días. En el caso de los ST, ocurre lo contrario, el sistema termofílico denota un mayor porcentaje de eliminación de ST, 59,7% frente a 43,2% del mesófilo.

Tabla 1. Comportamiento en la depuración de DQOt y ST

	Termófilo		Mesófilo	
THR (d)	**Eliminación DQO total (%)**	**Eliminación ST (%)**	**Eliminación DQO total (%)**	**Eliminación ST (%)**
30	48,0 ± 12,33	42,0 ± 27,54	43,8 ± 10,16	31,1 ± 32,06
25	42,2 ± 10,71	47,4 ± 12,72	39,7 ± 5,41	33,9 ± 19,71
20	35,0 ± 13,81	59,7 ± 19,18	51,1 ± 6,51	43,2 ± 25,69

En la Tabla 2 se recogen los datos promedio de generación de metano y rendimiento para las condiciones termófilas y mesófilas, en cada tiempo hidráulico de retención (THR):

Tabla 2. Efecto de la temperatura en la producción de metano y el rendimiento

THR (d)	**Producción Metano (mL CH_4/d)**		**Rendimiento (m^3 CH_4/kg SV añadidos)**		**Rendimiento (m^3 CH_4/kg DQO eliminada)**	
	55 °C	**35 °C**	**55 °C**	**35 °C**	**55 °C**	**35 °C**
30	397,24	257,77	0,116 ± 0,04	0,082 ± 0,04	0,248 ± 0,09	0,212 ± 0,03
25	514,65	368,45	0,132 ± 0,03	0,084 ± 0,04	0,278 ± 0,19	0,276 ± 0,06
20	555,68	445,05	0,111 ± 0,02	0,078 ± 0,04	0,263 ± 0,22	0,362 ± 0,08

Los resultados obtenidos en el estudio muestran que la disminución del THR supone un aumento de carga orgánica en la alimentación y por tanto una mayor generación de metano en los reactores termófilos y mesófilos, siendo los primeros los que, presentan mayor producción de CH_4. El rendimiento de metano con respecto a los SV añadidos es mayor en las condiciones termofílicas, sin embargo, con respecto a la DQOt eliminada, los valores son similares en ambos casos, siendo superior a temperatura mesófila para el THR de 20 días. Cabe destacar que para ambas condiciones de temperatura no se observan diferencias estadísticas significativas en los resultados obtenidos de rendimiento y tasa de eliminación en los distintos THR.

4. Conclusiones

Las principales conclusiones que se pueden extraer del estudio desarrollado en las condiciones de operación indicadas ponen de manifiesto que:

- La co-digestión anaerobia termofílica de vertidos y lodos de matadero genera mayor volumen de metano (555,68 ml CH_4/d) que su homóloga mesofílica (445,05 ml CH_4/d) operando a THR de 20 días También presenta mejores rendimientos depurativos con respecto a los ST.

- La complejidad del sustrato, especialmente del lodo de matadero, por su alto contenido en sólidos y sustancias de difícil degradación, se ve favorecido en las primeras etapas de la digestión por condiciones termófilas en tanto que, el sistema mesofílico ofrece mayor estabilidad cuando se opera a THR más cortos.

5. Agradecimientos

Esta publicación forma parte del proyecto PID2021-123174OB-I00, financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033/FEDER, UE. Los autores agradecen el contrato predoctoral y a la empresa Montesierra S.A. el suministro de vertidos y lodos.

6. Bibliografía

Agabo-García C., Solera R., Perez M., 2022. Anaerobic sequential batch reactor for CO-DIGESTION of slaughterhouse residues: Wastewater and activated sludge. *Fuel* 255, 124575.

Montañés R., Pérez M., Solera R., 2013. Mesophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge and a lixiviation of sugar beet pulp: Optimisation of the semi-continuous process. *Bioresour Technology.* 142:655–62.

Standard Methods. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *Water Research*. 16, 1495–6. https://doi.org/10.1016/0043-1354(82)90249-4.

Shende A.D., Pophali G.R., 2021. Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater: a review. *Environ. Sci. Pollution. R. Int.* 28(1), 35–55.

Sillero L., Solera R., Perez M., 2023. Temperature-phased enhanced the single-stage anaerobic co-digestion of sewage sludge, wine vinasse and poultry manure: Perspetives for the circular economy. *Fuel* 331, Part 2, 125761.

Tena M., Luque B., Perez M., Solera R., 2020. Enhanced hydrogen production from sewage sludge by cofermentation with wine vinasse. *Int. J. Hydrogen Energ*. 45, 15977–84.

CALIDAD DE LA ENMIENDA ORGÁNICA GENERADAS POR COMPOSTAJE PARTIR DE ALGAS DEL MAR MENOR

Marco A. Jiménez-González[1] Carlos García-Delgado[1], Verónica Polo[1], Begoña Mayans[1,2], Teresa Fresno[2], Laura Delgado-Moreno[2], Enrique Eymar[2], Sandra López-Rayo[2]

[1]Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, 28049, España.
[2]Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, 28049, España.
marco.jimenez@uam.es

Resumen: El Mar Menor, ubicado en Murcia, España, se enfrenta graves problemas de eutrofización debido a la acumulación de nutrientes como nitratos y fosfatos. Para abordar este problema, se propuso la extracción del alga *Caulerpa prolifera* y su compostaje con restos de poda para crear una enmienda orgánica. Durante el proceso de compostaje, se llevó a cabo una caracterización de la materia orgánica de la pila de compostaje junto a propiedades físico-químicas. Los valores de conductividad eléctrica disminuyeron de 7,16 a 1,67 dS/m, reduciendo la salinidad del producto final. Además, el contenido de carbono disminuyó mientras el nitrógeno se mantuvo estable, logrando una relación C/N de 13,5, adecuada para su uso agrícola. La caracterización química mediante FTIR y RMN mostró una estabilización del material orgánico, con un aumento del carbono aromático y una disminución de grupos O-alquilo, reflejando una mayor humificación. También se observó un incremento en el contenido de ácidos húmicos y fúlvicos, indicativo de una materia orgánica más estable y funcional para el suelo. Estos resultados demuestran que el compostaje de *C. prolifera* mezclado con residuos de poda puede producir una enmienda orgánica de alta calidad, rica en nitrógeno y con baja salinidad.

Palabras clave: eutrofización, Caulerpa prolifera, residuo, materia orgánica.

1. Introducción

El Mar Menor es una laguna costera ubicada en la región de Murcia y localizada al sureste de España. Cuenta con una superficie aproximada de 170 km². Esta laguna se caracteriza por sus aguas cálidas y salinas, separadas del Mar Mediterráneo por una estrecha franja de tierra conocida como La Manga del Mar Menor. Se trata de un enclave natural que alberga una gran diversidad de flora y fauna, incluyendo especies endémicas y migratorias.

Sin embargo, en las últimas décadas, el Mar Menor ha enfrentado graves problemas de eutrofización, un proceso en el que el exceso de nutrientes, principalmente nitratos y fosfatos, provoca un crecimiento desmedido de algas y fitoplancton (Velasco et al., 2006). Este fenómeno tiene diversas causas, entre las que destacan las actividades agrícolas intensivas en el entorno y el uso de fertilizantes, las escorrentías urbanas y la deficiente gestión de aguas residuales (Velasco et al., 2006). Esta acumulación de nutrientes en el agua crea las condiciones ideales para la proliferación de algas, especialmente el alga *Caulerpa prolifera*, las cuales, al morir y descomponerse, consumen gran parte del oxígeno disponible en el agua (Lloret et al., 2008). La eutrofización tiene efectos devastadores sobre el ecosistema del Mar Menor. La disminución de oxígeno disuelto en el agua conduce a la muerte masiva de peces y otras especies marinas, además de afectar negativamente a la calidad del agua y la biodiversidad del área (García-Ayllón et al., 2014). Estos episodios, además de la ausencia de oxígeno, tienen como consecuencia el impedimento de la penetración de la luz en profundidad, afectando a plantas acuáticas como las praderas marinas (Álvarez-Rogel et al., 2020).

Las consecuencias socioeconómicas también son significativas. La degradación ambiental del Mar Menor afecta negativamente al turismo, un sector clave para la economía local, y a las actividades pesqueras, poniendo en riesgo los medios de vida de muchas personas. Además, la

pérdida de biodiversidad y la alteración de los servicios ecosistémicos comprometen la sostenibilidad a largo plazo del entorno (García-Ayllón et al., 2014).

Actualmente se intenta contrarrestar el crecimiento desmesurado del alga con la extracción de esta, pero es necesario buscar un uso a ese residuo. El intentar emplear el alga directamente como enmienda orgánica tiene diversos inconvenientes, como el incremento de salinidad en el suelo, modificación del pH, alta concentración de metales pesados y la gran cantidad de lixiviados de N debido a su alto contenido en el alga (Madejón et al., 2022). El presente trabajo trata de buscar la producción de una enmienda orgánica apta para su adición en cultivos agrícolas sin que perjudique la calidad del suelo y generada a través del compostaje de los residuos del alga *C. prolifera* extraídas del Mar Menor.

2. Material y Métodos

2.1 Proceso de compostaje

La pila de compostaje se generó mezclando los residuos de alga recogidos en el Mar Menor con restos de poda de las zonas ajardinadas adyacentes a la zona. Las proporciones añadidas de ambos residuos a la mezcla se calcularon teniendo en cuenta la obtención aproximada de una relación C/N de 30 a partir de los valores de ambos residuos. Además se determinaron parámetros físico-químicos como pH y conductividad eléctrica (CE) de los residuos (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades generales de los residuos de poda y el alga empleados en el proceso de compostaje para generar la enmienda orgánica.

Muestra	C (%)	N (%)	C/N	pH	CE[1] (dS·m^{-1})
Poda	32,25	3,18	40,2	6,93	2,59
Alga	40,79	1,02	10,1	6,73	30,37

[1]CE: conductividad eléctrica

Durante el proceso de compostaje se monitoreó la temperatura y la humedad, dando por finalizado el proceso cuando la temperatura descendió sin obtenerse ascensos notables con los procesos de aireación por volteo, alcanzándose un periodo total del proceso de compostaje de 167 días.

2.2 Caracterización química

Para la caracterización química del material se tomaron muestras a distintos tiempos durante el proceso de compostaje, en los días 1, 29, 60, 90, 123 y 167 desde el inicio del compostaje. Se emplearon técnicas como la espectroscopía infrarroja (FTIR) y espectroscopía de resonancia magnética nuclear en el estado sólido (^{13}C RMN) para caracterizar químicamente el material. Se llevó a cabo un fraccionamiento químico de la materia orgánica, en el cual se estudió el extracto húmico (ácidos fúlvicos y húmicos) para evaluar el grado de madurez en las distintas etapas del proceso de compostaje.

3. Resultados y Discusión

Durante el proceso de compostaje se observó un incremento notable de temperatura en el primer mes, llegando a alcanzar 49,6ºC, mostrando una buena actividad biológica (Figura 1). Los valores de conductividad descendieron notablemente a lo largo del proceso, llegando a pasar de los 7,16 iniciales a 1,67 dS·m^{-1} después de los 167 días. Una tendencia similar se observa en los niveles de cloruros, mostrando un claro descenso de la salinidad proveniente de las algas marinas (Figura 2a). En el análisis elemental de la enmienda a lo largo del proceso de compostaje

se observó que el contenido de C descendía a lo largo del tiempo mientras que el N permanecía estable a lo largo de todo el proceso de compostaje. Este cambio en la composición generó un producto final con una relación C/N aproximada de 13,5, generando un producto orgánico de especial interés como enmienda rica en N.

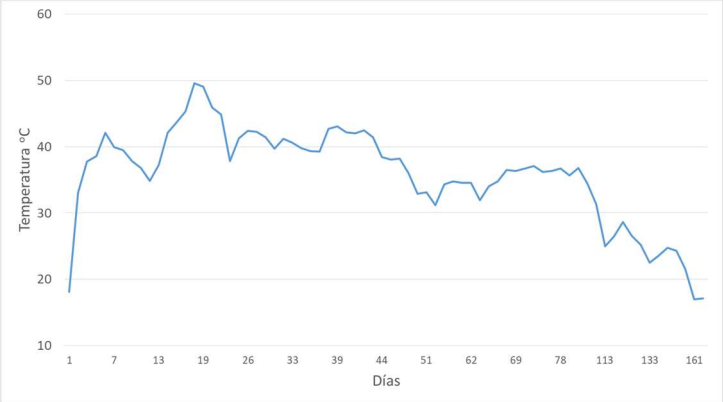


Figura 1. Temperaturas medias de la pila de compostaje a lo largo del proceso.

El proceso de compostaje mostro una clara influencia en la evolución de la composición química de la materia orgánica. Los resultados de RMN mostraron una clara estabilización del material con un incremento en el contenido de C aromático a expensas de una disminución de los grupos O-alquilo comunes en la materia orgánica más fresca y lábil (Figura 2b). La evolución de la calidad de la materia orgánica también se refleja en el contenido de extracto húmico (ácidos fúlvicos + húmicos); se observa cómo el contenido de C correspondiente a estas fracciones aumenta en la materia orgánica con el tiempo, posiblemente debido a la alta actividad biológica que favorece la humificación o transformación.

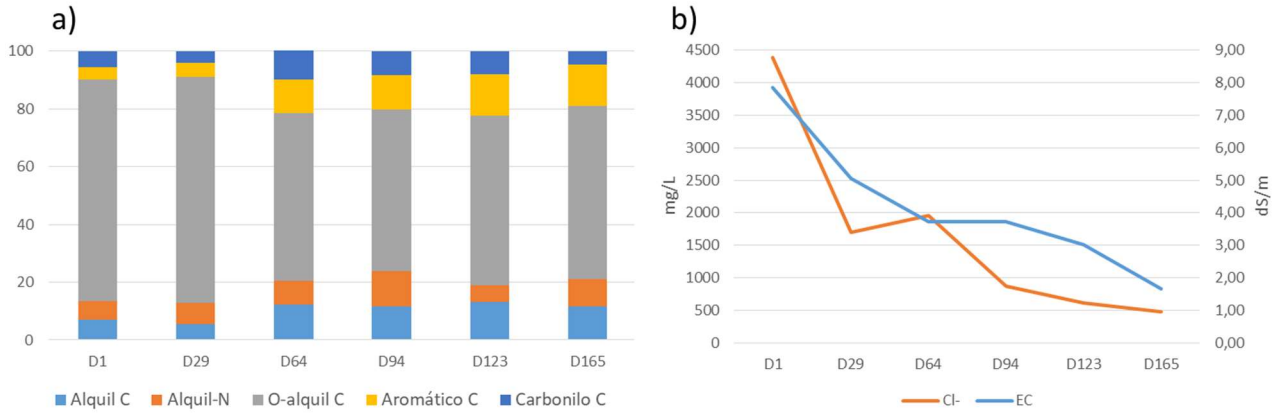


Figura 2. a) Resultados de los análisis de RMN de la materia orgánica a lo largo del proceso de compostaje; b) valores de conductividad eléctrica y contenido en cloruros a lo largo del proceso de compostaje.

Todos estos resultados muestran una buena evolución de la calidad de la materia orgánica hacia la obtención de un carbono más estable y rico en fracciones más estables y funcionales para el suelo, con un alto contenido en N y mucho más reducida en sales.

4. Conclusiones

El proceso de compostaje combinando los residuos de alga con los de poda, generan una enmienda orgánica de gran valor para su posible aplicación en los suelos para mejorar su fertilidad. Con el proceso se consiguen disminuir los posibles efectos negativos debidos a la salinidad y valores demasiado elevados de N, los cuales serían peligrosos con una aplicación directa del alga. Este trabajo muestra un posible proceso de compostaje que consigue al mismo tiempo una enmienda de mayor estabilidad química y rica en N para la fertilización de los suelos.

5. Bibliografía

Álvarez-Rogel J., Barberá G.G., Maxwell B., Guerrero-Brotons M., Díaz-García C., Martínez-Sánchez J.J., Sallent A., Martínez-Ródenas J., González-Alcaraz M.N., Jiménez-Cárceles F.J., Tercero C., Gómez R., 2020. The case of Mar Menor eutrophication: State of the art and description of tested Nature-Based Solutions. *Ecol. Eng*. 158, 106086.

García-Ayllón S., Miralles J.L., 2014. The environmental impacts of land transformation in the coastal perimeter of the Mar Menor lagoon (Spain). *Int. J. Des. Nat. Ecodyn.,* 9, 109–128.

Lloret J., Marín A., Martín-Guirao L., 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuar. Coast. Shelf Sci*. 78, 403-412.

Madejón E., Panettieri M., Madejón P., Pérez-de-Mora A., 2022. Composting as sustainable managing option for seaweed blooms on recreational beaches. *Waste Biomass Valor*. 13, 863–875.

Velasco J., Lloret J., Millan A., Marín A., Barahona J., Abellan., Sánchez-Fernández D., 2006. Nutrient and particulate Inputs Into The Mar Menor Lagoon (SE Spain) From An Intensive Agricultural Watershed. *Water Air Soil Pollut*. 176, 37–56.

6. Agradecimientos

El presente trabajo forma parte del proyecto TED2021-129591B-C32 financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España, la Agencia Estatal de Investigación y los fondos europeos Next Generation.

SOSTENIBILIDAD EN LA AGRICULTURA MEDIANTE LA CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE BIOESTABILIZADOS

Lucía Guerrero-Gallardo[1], Sana Boubehziz[1], María de los Ángeles Martín Santos[2], María del Carmen Gutiérrez Martín[2], María Carmen del Campillo[1], Antonio Rafael Sánchez-Rodríguez[1]

[1]Departamento de Agronomía, Unidad de Excelencia María de Maeztu, Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales. Edificio C4, Ctra. Madrid, km 396, 14071 Córdoba, España.

[2]Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Área de Ingeniería Química, Instituto Químico para la Energía y el Medio Ambiente (IQUEMA). Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, Universidad de Córdoba.
g62gugal@uco.es

Resumen: La agricultura, fomentando un uso sostenible de los residuos valorizados, puede ver reducida su dependencia en insumos de síntesis inorgánica. En este estudio se caracterizaron 24 residuos bioestabilizados de la actividad agrícola, ganadera, industrial y urbana (incluyendo compost de alperujo, de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, de lodos de depuradora, y estruvita del tratamiento de aguas residuales) con el objetivo de evaluar su potencial agronómico como fuente de materia orgánica y nutrientes críticos en agricultura (P). La naturaleza de ciertos bioestabilizados los hace idóneos como aporte de materia orgánica a los empobrecidos suelos de áreas mediterráneas, con valores del 19% (humus de vaquería) al 93% (guano de gusano) y de nutrientes como el fósforo, concentración que van desde 0,1 % (harina de sangre) a 17% (estruvita). Una selección de residuos bioestabilizados se incluyó en ensayos con trigo para evaluar su viabilidad agronómica en suelos con propiedades físico-químicas variadas, junto a un control sin aporte de P y fosfato diamónico (control positivo) en dosis de 50 mg P/kg suelo. La absorción de nutrientes (P, Zn) por el trigo dependió de la naturaleza de bioestabilizados y tipo de suelo. El compost de alperujo produjo resultados discretos en crecimiento vegetal, aunque en concentración de P y Zn en grano no presentó diferencias significativas frente a compost de residuos sólidos urbanos, que fue el que originó mayor absorción. Los resultados son esperanzadores para su uso en la agricultura de regiones semiáridas con suelos con bajo contenido en materia orgánica y limitación nutricional.

Palabras clave: Economía circular, residuos valorizados, fósforo, funcionalidad del suelo, suelos áreas mediterráneas.

1. Introducción

Aplicar los principios de la economía circular a la agricultura puede ser especialmente útil para enfrentar el desafío de alimentar a una población en aumento. Sobre todo, fomentando la reducción y/o mitigación de los efectos del cambio climático, en un contexto de agotamiento de recursos vitales para la vida en la Tierra (Feeding the Future World, 2024). Asimismo, las políticas europeas promueven estrategias para cerrar ciclos productivos y minimizar nuestro impacto medio ambiental. En las áreas mediterráneas, los suelos agrícolas predominantes tienen un bajo contenido de materia orgánica y una disponibilidad limitada de nutrientes. Más de dos tercios de estos suelos contienen carbonato cálcico, lo que resulta en una disponibilidad reducida de fósforo (P) y otros nutrientes esenciales para la agricultura como el zinc (Zn). El P, altamente demandado por el sector primario, también se utiliza en otros sectores como el tecnológico y de las limitadas reservas mundiales de roca fosfórica dependerá su disponibilidad, actualmente cuestionada (Cooper y col., 2011).

La reutilización de desechos o residuos de origen variado representa una herramienta valiosa para la gestión y utilización de grandes volúmenes de residuos, desempeñando un papel fundamental en la implementación del modelo de economía circular. Para encontrar una segunda vida a los residuos, permitiendo su uso como fertilizantes de base orgánica, es necesario someterlos a un tratamiento de bioestabilización como: compostaje, digestión anaeróbica, secado,

estabilización biológica, entre otros, mejorando así sus características. Algunos de estos materiales contienen una cantidad significativa de materia orgánica y de nutrientes, como el P.

Otras fuentes de P reciclado son la estruvita y la vivianita, fosfatos poco solubles, que se obtienen recuperando el P presente en las aguas residuales (Hukari y col., 2016). Existen numerosos ejemplos de casos de éxito en la agricultura, como la aplicación de fertilizantes basados en cenizas de lodos de depuradoras, resultando en tres especies vegetales diferentes en una mayor absorción de P respecto al superfosfato (Franz, 2008). Igualmente, los sustratos generados a partir de compost y agregados procedentes de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) se han utilizado con éxito sin necesidad de fertilización adicional, logrando rendimientos satisfactorios (Fernández y col., 2018). Sin embargo, hay una falta de información sobre el aprovechamiento de los residuos generados por los cultivos (Damon y col., 2014), en lo que respecta a la aportación de nutrientes como el P; es el caso del alperujo, no abundan los estudios científicos que aborden cómo su aplicación afecta la eficiencia en el uso del P y a las diversas formas en que éste se presenta en el suelo.

Para poder aprovechar los residuos en agricultura, deben ser caracterizados, evitando un inapropiado uso. Por ello el objetivo principal de este trabajo fue caracterizar 24 bioestabilizados variados, incluyendo el alperujo compostado, para estudiar su posible aplicación como aporte del nutriente P y materia orgánica. En base a la caracterización, una selección de productos se utilizó comparativamente como fertilizantes de P para corroborar que permiten el desarrollo del cultivo y estudiar el efecto que provocan en suelos de propiedades variadas.

2. Material y Métodos

Se seleccionaron 24 subproductos procedentes de estruvita, alperujo compostado, compost fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y compost de lodo de EDAR. Los materiales se analizaron respecto a: pH y conductividad eléctrica (CE) en el extracto acuoso 1:25 (residuo: agua desionizada), carbono y nitrógeno total soluble en agua (NT; TOC Analyzer: Shimadzu TOC L). Por otro lado, como estimación de la materia orgánica, se determinó el contenido en humedad y sólidos volátiles mediante gravimetría. Para determinar el contenido en P total en los residuos orgánicos se utilizó el método de oxidación (Thompson y col., 2002). Finalmente, el Zn se determinó por absorción atómica después de una digestión ácida con HCl concentrado.

De los residuos bioestabilizados caracterizados, compost de alperujo (ALP), compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU), compost de lodos de depuradora (LOD), y estruvita (EST) del tratamiento de aguas residuales se utilizaron para fertilizar tres suelos diferentes, en un ensayo en macetas con trigo, en cámaras de crecimiento bajo condiciones controladas. Estos se aplicaron aislados y en combinación con estruvita (ALP+EST, RSU+EST y LOD+EST), paralelamente a un control positivo (fosfato diamónico, DAP) y un control negativo (C, sin aplicación de P), todos excepto este último a dosis de 50 mg P kg^{-1} suelo. En las combinaciones con estruvita cada combinación de producto aportó 25 mg P kg^{-1}. Entre los suelos utilizados se encontraban dos suelos arcillosos y calcáreos (TRI y OTR) que presentan menor disponibilidad de P, debido a la presencia de carbonatos, y un suelo arenoso y no calcáreo (SOR), sin limitación de P y micronutrientes. Sin embargo, aquí se muestran resultados de uno de ellos únicamente (TRI).

Para evitar deficiencias de nutrientes se aplicó una solución nutritiva Hoagland modificada sin aporte de P, junto con riego diario con agua desionizada para mantener la humedad de suelo cercana a capacidad de campo. Durante el cultivo se midió la altura de las plantas y al finalizar el cultivo, el rendimiento y la concentración de nutrientes en el material vegetal (P y Zn). Los resultados obtenidos se sometieron a análisis de la varianza de una vía completamente al azar y un posterior test *post hoc* (LSD) para determinar diferencias significativas entre tratamientos.

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización de una selección de los 24 bioestabilizados. El contenido en P de EST fue bastante elevado, incluso por encima del fertilizante

comercial DAP, pero más modesto en el resto de bioestabilizados. Además, en todos los casos el contenido en materia orgánica, medida en forma de sólidos volátiles, fue alto, lo que resulta interesante de cara a aumentar el contenido en materia orgánica en suelos pobres. Además, todos presentaron valores de pH y CE apropiados para su uso en suelos agrícolas.

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los productos usados en el ensayo en macetas (media ± desviación típica). DAP: fosfato diamónico; EST: Estruvita; ALP: alperujo compostado; RSU: Compost fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; LOD: compost de lodo de EDAR.

		DAP	EST	ALP	RSU	LOD
$pH_{1:25}$		7,44±0,02	9,03±0,03	8,81 ±0,01	8,05±0,01	6,7±0,01
$CE_{1:25}$	µS cm^{-1}	29.654±1	264±1	996±1	2.593±4	2.710±1
NT	mg kg^{-1}	218.817±9	656±7	887±6	1.410±10	2.119±11
SV	mg kg^{-1}	484.213±1.868	249.753±4.681	750.228±1.710	562.405±1.500	447.800±1.405
P	mg kg^{-1}	150.933±22	170.367±2.347	1.161±12	6.170±10	23.570±104
Zn	mg kg^{-1}	59±1	25±2	85±0	211±1	538±1

$pH_{1:25}$: pH en el extracto 1:25, $CE_{1:5}$: Conductividad eléctrica NT: Nitrógeno total soluble, SV: Sólidos volátiles, P: fósforo total y Zn: zinc total.

La Figura 1 A muestra la altura de las plantas de trigo a lo largo del ensayo. Se observó que todas las plantas aumentaron su altura respecto al tiempo para todos los tratamientos. Los valores más elevados de altura se observaron en las plantas fertilizadas con DAP y EST. El bioestabilizado que produjo mayor crecimiento fue LOD y LOD+EST. Las plantas tratadas con ALP fueron las que menor crecimiento presentaron, seguidas por las tratadas con ALP+EST, incluso por debajo del crecimiento de las plantas C en el caso del primero. Posiblemente, la presencia de polifenoles que afecte negativamente el desarrollo de la planta (Aranda y col. 2002) podría estar vinculada con las reducciones de altura en el tratamiento ALP. Los compost de alpeorujo, si no se producen bajo condiciones muy controladas de crecimiento, no alcanzan temperaturas superiores a la temperatura de degradación de compuestos fenólicos. Los resultados de la altura de las plantas se encontraron en consonancia con el rendimiento de las mismas.

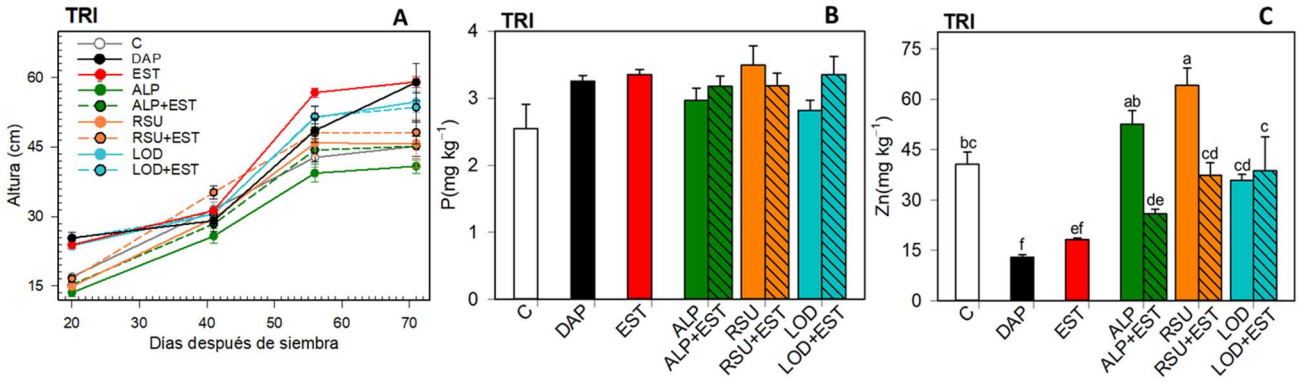


Figura 1. Evolución de la altura (cm; A) en plantas de trigo con respecto al tiempo y concentración en P (B) y Zn (C) en grano de trigo para el suelo TRI en función de los distintos tratamientos. C: Control negativo sin aporte de P; DAP: fosfato diamónico; EST: estruvita; ALP: alperujo compostado; ALP+EST: alperujo compostado y EST; RSU: compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; RSU+EST: compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y EST; LOD: compost de lodo de depuradora; LOD+EST: compost de lodo de depuradora y EST.

En la Figura 1 también se presenta la concentración de P (B) y Zn (C) en el grano de trigo al finalizar el ensayo. Para el elemento P no se presentan diferencias entre los diferentes tratamientos. La tendencia general es que todos los tratamientos presentaron un contenido de P en grano mayor al aportado por el tratamiento C, presentado el mayor contenido el trigo del tratamiento RSU (sin

diferencias significativas). En cuanto al contenido en Zn, se presentaron diferencias significativas entre tratamientos, pero el único tratamiento que superó al C fue RSU, siendo significativamente mayor al resto de tratamientos. En este caso, DAP mostró una menor concentración de Zn grano, seguido por EST, probablemente debido a un efecto dilución, aunque no se descarta una interacción negativa P-Zn (Sánchez-Rodríguez y col., 2021). Por otro lado, aunque el LOD fue el producto que presentó mayor concentración de Zn, el RSU fue el que produjo la mayor concentración de Zn en grano. Este resultado guarda relación con el aporte de Zn que se ha realizado en cada caso. El RSU al presentar un menor contenido de P se aplicó en mayor cantidad que el LOD para conseguir una misma dosis de 50 mg P kg^{-1} suelo, lo que pudo resultar en un contenido de Zn aplicado superior al aportado con LOD, aunque este estuviese más concentrado. Este elemento es esencial para la formación de clorofila y multitud de enzimas, por lo que a pesar de que RSU no fue el tratamiento que causó mayor altura, su evaluación resulta de interés desde el punto de vista de la biofortificación de cultivos.

4. Conclusiones

Estos resultados demuestran que el uso de diferentes bioestabilizados en agricultura se torna como una alternativa de interés para aumentar la fitodisponibilidad de nutrientes críticos como el P y Zn sin necesidad de utilizar fertilizantes de síntesis química. Estos resultados son esperanzadores de cara a adoptar prácticas sostenibles de manejo del suelo agrícola en condiciones semiáridas, a la vez que se busca una solución a la gestión de estos residuos.

5. Bibliografía

Aranda E., Sanpedro I., Ocampo J.A., García-Romera I. 2002. Reducción de la fitotoxicidad del extracto acuoso de alpeorujo en plantas de tomate mediante el uso de *Fusarium lateritum*. Jornadas de investigación y transferencia tecnológica al sector oleícola. CSIC, Granada, Estación Experimental del Zaidín, 233–236. https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/estudio_compost2.pdf (fecha de consulta: 15/05/2024).

Cooper J., Lombardi R., Boardman D. I., Carliell-Marquet C. 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resour. Conserv. Recy.* 57, 78-86.

Damon P.M., Bowden B., Rose T., Rengel Z. 2014. Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. *Soil Biol. Biochem*. 74, 127-137.

Feeding the Future World. *Nat. Clim. Change* 14, 207. 2024. https://www.nature.com/articles/s41558-024-01970-y (fecha de consulta: 15/05/2024).

Fernández A.R.P., Morales M. R., Calleros M.o.L., Valera E.P., Salinas P.R. 2018. Sustrato biofísico para agricultura protegida y urbana a partir de compost y agregados provenientes de los residuos sólidos urbanos. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 34(3), 383-394.

Franz M. 2008. Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA). Waste Management, 28, 1809- 1818.

Hukari S., Hermann L., Nattorp A. (2016). From wastewater to fertilisers – Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. *Sci. Total Environ.* 542, 1127-1135.

Sánchez-Rodríguez, A.R., Rey, M.-D., Nechate-Drif, H., Castillejo, M.Á., Jorrín-Novo, J.V., Torrent, J., del Campillo, M.C., Sacristán, D. 2021. Combining P and Zn fertilization to enhance yield and grain quality in maize grown on Mediterranean soils. *Sci. Rep.* 11, 7427.

Thompson W, Leege P, Millner P, Watson ME. 2002. *Test Methods for the Examination of Composts and Composting*. Ed. The US Composting Council, US Government Printing Office.

Withers P.J.A., Sylvester-Bradley R., Jones D.L., Healey J.R., Talboys, P.J. 2014. Feed the Crop not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food chain. *Environ. Sci. Technol*. 48, 6523-6530.

6. Agradecimientos

Lucía Guerrero Gallardo está financiada por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (contrato FPU, Ref. FPU22/01371) y Sana Boubehziz por la Agencia Estatal de Investigación (AEI; contrato FPI, Ref. PRE2020-092577). El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-118503RB-C22) y la Junta de Andalucía (GOPO-CO-23-0006). Además, el Dpto. de Agronomía UCO recibe fondos de la AEI mediante el Programa de Excelencia María de Maeztu (Ref. CEX2019-000968-M).

SUSTRATOS MEJORADOS CON BIOCHAR PARA AGRICULTURA EN AZOTEAS: AUMENTANDO LA PRODUCTIVIDAD Y LA SOSTENIBILIDAD

Giuseppe Picca [1], Asier Goñi-Urtiaga[1], Laura Lozano de Sosa[1,2], Cesar Plaza[1] & Marco Panettieri[1]

[1]Instituto de Ciencias Agrarias, ICA-CSIC, Serrano 115 bis, 28006 Madrid, Spain
[2] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes 10, Sevilla, 41012, Spain

Resumen: La agricultura urbana en azoteas (AA) aprovecha espacios urbanos no utilizados, aportando hortalizas y servicios ecosistémicos a las ciudades. El compostaje de residuos orgánicos urbanos ofrece una alternativa sostenible al uso de turba para crear sustratos ricos en nutrientes que puedan formar "*tecnosuelos*" fértiles y ligeros para AA, aunque pueden degradarse con el tiempo. El biochar, rico en carbono pirogénico, se propone para mejorar la estructura y durabilidad de estos tecnosuelos. El proyecto Madreenroof investiga el rendimiento de seis tecnosuelos elaborados con residuos compostados (posos de café, cáscara de café y algas), con y sin biochar. Durante tres años, se evaluaron la producción, calidad y seguridad de los cultivos de tomate en comparación con un sistema de cultivo en suelo. Los resultados del primer año mostraron un aumento del 9% en la producción de tomates en comparación con el ensayo de campo. A partir del segundo año, la producción total disminuyó debido a las olas de calor de los veranos 2022 y 2023. A pesar de esto, la producción en el tejado fue hasta un 71% superior en 2022 y hasta 9 veces mayor en 2023 en comparación con el cultivo en campo. El estudio concluye que los biorresiduos co-compostados con biochar son una alternativa viable para crear sustratos sostenibles para la agricultura en azoteas, con potencial para alcanzar una productividad considerable y reducir el impacto ambiental.

Palabras clave: biorresiduos, sustratos, producción, tomates, agricultura urbana

1. Introducción

El crecimiento urbano y la expansión de las ciudades impactan negativamente en suelos fértiles, lo que impulsa la búsqueda de alternativas sostenibles para la producción de alimentos. La agricultura urbana (AU) y, en particular, la agricultura en azoteas (AA), se presentan como soluciones para reconectar las zonas urbanas y rurales, mejorar la seguridad alimentaria local y reducir el impacto ambiental de la producción de alimentos (Walters y Midden 2018).

La AA requiere sustratos específicos que sean fértiles, estables físicamente y ligeros. El compostaje de residuos orgánicos municipales permite reciclar subproductos ricos en nutrientes como sustratos agrícolas para la AA, promoviendo una economía circular. Sin embargo, los sustratos a base de compost se descomponen con el tiempo, perdiendo sus propiedades. El biochar (BC), un material rico en carbono producido a partir de biomasa pirolizada, se ha propuesto como agente estructurante para reducir la descomposición del sustrato y mejorar sus propiedades físicas y químicas (Lee y Kwon 2024).

Este estudio evalúa las prestaciones agronómicas de sustratos orgánicos elaborados a partir de diferentes residuos biológicos compostados con y sin BC en la agricultura urbana en azoteas.

2. Material y Métodos

2.1 Azotea, sustratos de cultivo y diseño experimental

La cubierta urbana utilizada en este trabajo se ubicó en Madrid en el edificio ICA-CSIC (https://madreenroof.csic.es/). Se prepararon seis mezclas de compost como sustrato de cultivo. Los biorresiduos orgánicos utilizados fueron posos de café (CG), cascarilla de café (CS) y algas marinas (S), preparados con y sin adición de biocarbón (BC). Todos los biorresiduos se compostaron conjuntamente con residuos de poda de jardín (GW) como descrito en la tabla 1.

Las mezclas a base de subproductos del café se compostaron en el ICA-CSIC en compostadores de 200 L con sistema de aireación pasiva. Las mezclas a base de algas se compostaron en hileras en la planta de compostaje "Compost Ecológico" (Rota, España). Los sustratos de cultivo se colocaron en macetas de plástico de 70 L (5 réplicas en bloques al azar).

Mezcla	Posos de café (L)	Cascarilla de café (L)	Algas (L)	Restos de poda (L)	Biochar (L)	Proporciones (biorresiduo: poda : biochar)
BC-CG	38	0	0	38	38	1:1:1
CG	0	38	0	38	0	1:1:0
BC-CS	0	38	0	38	38	1:1:1
CS	0	76[a]	0	38	0	2:1:0[a]
BC-SW	0	0	50	50	50	1:1:1
SW	0	0	50	50	0	1:1:0

Tabla 1 Proporciones de biorresiduos utilizadas para realizar las 6 mezclas. [a] El compost CS empezó con una proporción 1:1 (v:v) of CS and GW; una segunda dosis de CS se añadió después de 15 días para evitar la compactación durante el compostaje, llegando a la proporción final CS:GW de 2:1 (v:v)

2.2 Productividad agronómica

El rendimiento agronómico de los sustratos fue evaluado mediante un ciclo de rotación de cultivos de tres años con una sucesión de una variedad local de tomate (*Solanum lycopersicum* L., cv. Moruno) en primavera/verano y una coasociación de lechuga (*Lactuca sativa* L., cv. Romana) y acelgas (*Beta vulgaris* var. cicla) en otoño/invierno (datos no mostrados).

Un sistema de cultivo en suelo en campo establecido en las instalaciones experimentales del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) se utilizó como control de referencia para comparar el rendimiento y la calidad en condiciones de campo de la misma variedad de tomates, mientras que acelgas y lechugas se compararon con la misma variedad adquirida en establecimientos comerciales.

2.3 Análisis físico y químico de sustratos de cultivo

Los sustratos de cultivo se analizaron cada seis meses, al inicio (t0, t12, t24) y al final (t6, t18, t30) de cada ciclo de verano. Se extrajeron muestras para analizar nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-) que se expresaron como nitrógeno mineral (Nmin). El pH y la conductividad eléctrica (CE) se midieron en extractos acuosos. La densidad aparente (BD) se determinó midiendo el volumen de una masa de muestra conocida, se analizaron el carbono orgánico total (C) y el nitrógeno total (N) mediante combustión seca y cromatografía de gases. Los nutrientes disponibles para las plantas se evaluaron utilizando el método de extracción CAT (cloruro de calcio/DTPA). Todos los análisis se realizaron siguiendo protocolos establecidos.

3. Resultados y Discusión

3.1 Características físicas y químicas de los sustratos

Los sustratos mantuvieron un pH recomendado de 5.5–7.5 (Tabla 1). La mezcla de compost con turba redujo la alcalinidad y mejoró la disponibilidad de nutrientes. La CE se mantuvo dentro del rango óptimo para las plantas (< 2.5 dS m^{-1}) (Machado y Serralheiro 2017), y se redujo significativamente con la adición de BC, posiblemente debido a su capacidad de inmovilizar cationes por su estructura porosa y la presencia de grupos funcionales residuales. Una CE baja es crucial para evitar el estrés osmótico y mejorar el rendimiento. La CE disminuyó significativamente con el tiempo, especialmente en CS y SW (-1.55 y -1.21), lo que probablemente se relaciona con el agotamiento de nutrientes disponibles (Tabla 2). Durante todo el ciclo del cultivo, los sustratos compostados mantuvieron una densidad aparente dentro del valor recomendado (≤ 0.5 g cm^{-3}) (Nieto et al. 2016), excepto para SW en t24. No obstante, el aumento de BD a lo largo del experimento podría implicar compactación y reducción de la porosidad del sustrato. La presencia de BC en las mezclas de compost contrarrestó esta

tendencia, confirmando su potencial como agente estructurante y contribuyendo a aligerar el sustrato. El C_{total} aumentó significativamente al añadir BC, mostrando BC-CG y BC-CS concentraciones medias, para las tres temporadas, un 18% mayores que el mismo tratamiento sin BC. Este comportamiento fue influenciado por la naturaleza del BC, de difícil mineralización bioquímica y con una buena resistencia mecánica, que favorece la quimisorción de carbono orgánico disuelto en sus grupos funcionales superficiales (Sánchez-Monedero et al. 2021). De manera similar, los sustratos con BC mantuvieron niveles de nitrógeno (N) más estables que aquellos sin BC (Tabla 1).

	Tiempo	Turba-control	BC-CG	CG	BC-CS	CS	BC-SW	SW
pH	0	5.95±0.14b	6.89±0.02a	6.22±0.15b	6.86±0.03a	6.68±0.56a	7.1±0.04a	7.05±0.10a
	12	6.54±0.22d	7.04±0.04bc	6.41±0.10d	7.27±0.13b	6.92±0.12c	7.57±0.07a	7.68±0.07a
	24	6.55±0.16d	7.04±0.15c	6.64±0.06d	7.7±0.15a	7.38±0.07b	7.68±0.05a	7.85±0.10a
CE (dS m^{-1})	0	0.58±0.34c	0.57±0.09c	0.91±0.50bc	1.08±0.12bc	1.93±0.35a	0.96±0.16bc	1.44±0.2ab
	12	0.15±0.04d	0.25±0.05cd	0.42±0.07ab	0.28±0.11cd	0.55±0.09a	0.27±0.03cd	0.3±0.06bc
	24	0.08±0.01d	0.25±0.04bc	0.18±0.03c	0.28±0.06b	0.38±0.07a	0.21±0.04bc	0.23±0.04bc
Densidad aparente (g cm^{-3})	0	0.24±0.01b	0.27±0.005b	0.26±0.004b	0.24±0.008b	0.26±0.004b	0.32±0.003a	0.34±0.004a
	12	0.29±0.02cd	0.31±0.006cd	0.33±0.01c	0.31±0.02cd	0.32±0.02c	0.36±0.01b	0.43±0.02a
	24	0.36±0.005cd	0.36±0.02cd	0.37±0.02c	0.33±0.01d	0.37±0.01c	0.42±0.02b	0.53±0.02a
C_{tot} (g kg^{-1})	0	359±9.49c	475±13.7a	409±11.7bc	504±46.7a	414±21.9b	370±35.2bc	272±22.3d
	12	374±21.8c	499±16.8a	396±6.28bc	513±22.0a	415±5.89b	404±29.8bc	292±14.4d
	24	333±18.4b	458±14.2a	374±30.6b	480±32.2a	384±32.4b	361±47.0b	214±18.7c
N_{tot} (g kg^{-1})	0	11.7±0.41d	17.5±0.67b	20.7±1.97a	14.1±0.59c	20.9±1.57a	10.8±0.52d	14.4±0.96c
	12	12±0.37d	17.5±0.94b	21.5±0.96a	14.1±1.37c	19.7±1.32a	12.1±0.57d	13.6±0.52cd
	24	11.5±0.50d	17.8±1.44b	20.6±1.61a	14.5±0.81c	19.9±1.82ab	9.9±0.71d	10.4±0.91d

Tabla 2. Principal características físicas y químicas del sustrato al inicio de cada ciclo de cultivo (valores medios ± desviaciones estándar, *n* = 5).

3. 2 Macronutrientes

Los niveles de nitrógeno mineral (Nmin) mostraron una variabilidad significativa en los tratamientos a lo largo del tiempo, con una reducción considerable con respecto a valores iniciales, como se ha descrito anteriormente (Agegnehu y col., 2017). (Tabla 3). El contenido en fósforo (P) mostró patrones similares, con menores pérdidas entre temporadas en los tratamientos con BC. Los niveles de potasio (K) se redujeron notablemente en el t12 en todos los sustratos, recuperando prácticamente los valores iniciales en t24, pero con pérdidas menos pronunciadas en los tratamientos con BC.

	Tiempo	Turba-control	BC-CG	CG	BC-CS	CS	BC-SW	SW
N_{min} (mg kg^{-1})	0	616±308b	54 ±41.3d	108±63.6cd	444±142bcd	442±229bcd	471±132bc	1030 ±307a
	12	44±15.3b	122±17.7ab	65±38.3b	158±24.8a	185±35.3a	127±22.3ab	115±94.3ab
	24	51±13.0b	74±23.6b	109±35.5ab	163±30.5a	181±80.6a	110±15.8ab	115±50.1ab
P_{tot} (g kg^{-1})	0	486±53.7c	896±78.4b	886±94b	916±62.6b	1085±69.6a	980±61.0ab	1075±20.6a
	12	411±35.8d	715±34.5ab	693±39.7bc	640±27.1c	735±18.9ab	688±56.9bc	775±27.9a
	24	458±17.0c	935±22.3a	783±24.3b	843±60.3ab	902±49.2ab	871±130ab	903±30.7ab
K (mg kg^{-1})	0	431±145.2c	1019±159b	1482±427b	1316±452b	3372±234a	987±107b	1379±142b
	12	151±23.2c	563±166abb	940±151a	501±71.5bc	948±445a	415±9.23bc	579±114abb
	24	82±13.4d	543±104bc	834±250b	807±278b	1551±252a	218±56.1cd	364±100cd

Tabla 3. Principales macronutrientes de los sustratos de cultivo al inicio de cada ciclo de cultivo (valores medios ± desviaciones estándar, n = 5).

3.3 Rendimiento del cultivo

Durante el primer año, BC-CS fue el sustrato más productivo, superando al control de turba y suelo en un 101,6% y 8,4%, respectivamente (Figura 2). En el segundo año, se observó una reducción significativa del rendimiento, tanto en el cultivo en azotea como en campo, debido a las olas de calor que se produjeron durante los veranos europeos en 2022 y 2023, afectando a las cosechas de tomate. A pesar de esto, los sustratos compostados mostraron mayor

productividad y resiliencia que los controles. En el tercer ciclo, BC-CS fue el sustrato más productivo, superando en 9 veces la producción en suelo. Los sustratos con compost mejoraron el crecimiento por su mayor disponibilidad de nutrientes y mejores características físico-químicas, confirmando su eficacia en techos verdes (Zawadzińska et al. 2022).

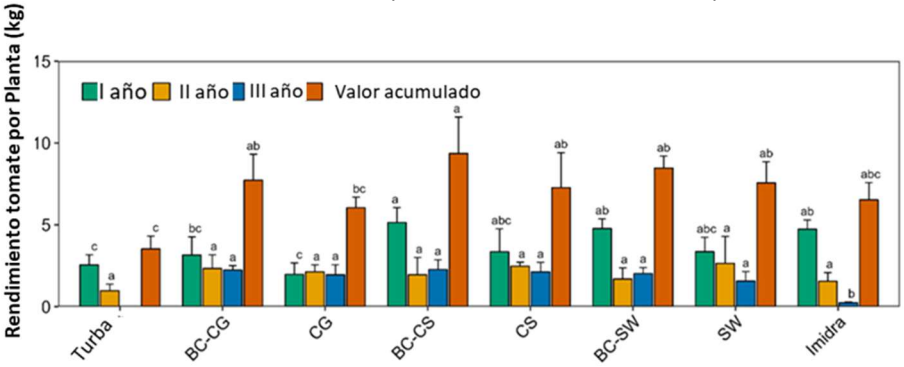


Figura 1. Rendimiento de tomate expresado en kg de tomate por planta (*media* ± *DE*), junto con valores acumulados para todas las estaciones

4. Conclusiones

La incorporación de BC en los sustratos de cultivo a base de compost demostró efectos beneficiosos sobre sus propiedades físicas y químicas, contribuyendo a la estabilidad del sustrato, la retención de nutrientes y la optimización del medio para el crecimiento vegetal. Se necesitan estudios adicionales para cuantificar el potencial de almacenamiento de carbono de estos sustratos.

5. Bibliografía

Agegnehu, G., Srivastava, A. K., Bird, M. I., 2017. The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. *Applied soil ecology*, *119*, 156-170.

Goñi-Urtiaga, A., Courtier-Murias, D., Picca, G., Valentín, J.L., Plaza, C., Panettieri, M., 2022. Response of water-biochar interactions to physical and biochemical aging. *Chemosphere* 30, 4.

Gruda, N. S., Dong, J., Li, X. 2024. From Salinity to Nutrient-Rich Vegetables: Strategies for Quality Enhancement in Protected Cultivation. *Crit. Rev. Plant Sci.*, 1-21.

Hartmann, A., Patz, C. D., Andlauer, W., Dietrich, H., Ludwig, M., 2008. Influence of processing on quality parameters of strawberries. *J. Agric. Food Chem.*, 56(20), 9484-9489.

Lee, J., Kwon, E.E., 2024. Biochar in Green Roofs. *J. Build. Eng.* 89:109272.

Machado, R.M.A., Serralheiro, R.P., 2017. Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization. *Horticulturae* 3(2), 30.

Nieto, A., G. Gascó, J. Paz-Ferreiro, J. M. Fernández, C. Plaza, A. Méndez. 2016. The Effect of Pruning Waste and Biochar Addition on Brown Peat Based Growing Media Properties. *Sci. Hortic* 199:142–48

Sánchez-Monedero, M. A., Sánchez-García, M., Castejón-Del Pino, R., Fornes, F., Belda, R.M., Lidón, A., Cayuela, M.L., 2021. Biochar as an Additive in Composting: Impact on Process Performance and on the Agronomical Quality of the End Product. *Acta Horticulturae*, 1317:175–87.

Walters, S.A., Stoelzle Midden, K., 2018. Sustainability of Urban Agriculture: Vegetable Production on Green Roofs. *Agriculture*, *8*(11), 168.

Zawadzińska, A., Salachna, P., Nowak, J. S., Kowalczyk, W., Piechocki, R., Łopusiewicz, Ł., Pietrak, A., 2021. Compost based on pulp and paper mill sludge, fruit-vegetable waste, mushroom spent substrate and rye straw improves yield and nutritional value of tomato. *Agronomy*, *12*(1), 13.

6. Agradecimientos

Este estudio fue financiado en el marco del proyecto “Cultivo en tejados y valorización de biorresiduos para la producción hortícola”. AEI -Consolidación Investigadora-Subprograma Estatal de Incorporación-CNS2022-135684.

RESPUESTA DE *PORTULACA OLEARACEA* Y SU MICROBIOMA RIZOSFÉRICO A LA APLICACIÓN DE CAROZO SÓLIDO Y LÍQUIDO PROCEDENTE DE LA INDUSTRIA APÍCOLA TRANSFORMADO CON *PENICILLIUM CHRYSOGENUM*

María del Mar Alguacil[1], Ángel Carrascosa[1], Miguel Costa[1], Jessica Cuartero[2], Inmaculada García-Romera[3], Gloria Silva-Castro[3], Margarita Ros[1], José Antonio Pascual[1]

[1] CSIC-Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Departamento de Suelos y Conservación del Agua. Apdo. 164, Campus de Espinardo 30100-Murcia (España).
[2] Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, 8903, Birmensdorf, Switzerland
[3] Departamento de Biofertilización y Biorremediación por hongos rizosféricos, Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Prof. Albareda 1 Apdo. 419, 18008-Granada (España)
mmalguacil@cebas.csic.es

Resumen: En la industria apícola, el "carozo" se obtiene durante el proceso de obtención de cera de abejas a partir de panales de colmenas. Este residuo se podría considerar un novedoso fertilizante orgánico por su alto contenido en materia orgánica y nutrientes. En este estudio analizamos por primera vez el efecto de la aplicación de carozo sólido y líquido transformado o no con *Penicillium chrysogenum* sobre la producción de *Portulaca oleracea* y su relación con la rizosfera. Se midió la composición nutricional, actividades enzimáticas y composición, diversidad y funcionalidad potencial de las comunidades fúngicas y bacterianas en la rizosfera. La aplicación de carozo sólido y líquido transformado con *P. chrysogenum* (TS y TL) y carozo líquido (L) incrementó significativamente la biomasa y el contenido de P foliar, en comparación con el carozo sólido no transformado (S). Los diferentes tipos de carozo usados provocaron cambios en la composición de la comunidad bacteriana y fúngica. Se observaron cambios en los grupos funcionales de hongos, con mayor abundancia de saprótrofos y reducción de patógenos vegetales en los tratamientos TS, TL y L. El tratamiento TS fue el más efectivo en mejorar las actividades enzimáticas del suelo relacionadas con los ciclos de C, N y P. Por el contrario, el tratamiento S aumento la abundancia de genes bacterianos asociados al proceso de desnitrificación. Nuestros resultados sugieren que los tratamientos TS, TL y L se podrían considerar nuevos fertilizantes orgánicos o enmiendas dentro del contexto de la economía circular y uso sostenible de los recursos naturales.

Palabras clave: Economía circular; comunidad bacteriana; comunidad fúngica; agricultura sostenible; especies silvestres comestibles.

1. Introducción

La verdolaga (*Portulaca oleracea* L.) es una planta nutricional y medicinal importante, conocida por su alto contenido en ácidos grasos omega-3 y otros compuestos bioactivos (Petropoulos y col. 2016). Debido a sus propiedades beneficiosas para la salud, hay gran interés en su integración en sistemas de cultivo comercial a pequeña escala (Carrascosa y col. 2023a).

La verdolaga está bien adaptada a condiciones adversas, como la sequía, altas temperaturas o niveles moderados de salinidad. Tiene requisitos nutricionales relativamente bajos, siendo capaz de lograr altos rendimientos incluso con bajas tasas de fertilización (Carrascosa y col. 2023b). Estas características hacen de la verdolaga un cultivo candidato para ser utilizado en áreas vulnerables donde no se pueden aplicar insumos químicos para evitar la contaminación de acuíferos o en áreas marginales donde los suelos son deficientes en nutrientes. En estas áreas, se deberían implementar nuevas estrategias de fertilización utilizando enmiendas orgánicas como sustitutos de fertilizantes sintéticos (Celestina y col. 2019); y en particular, las nuevas enmiendas de valor añadido podrían ampliar las opciones a utilizar bajo diferentes escenarios de cultivo.

Es bien conocido que las enmiendas orgánicas (lodos de depuradora, compost de podas, estiércol de granja, biochar, estiércol de aves, etc.) son una buena fuente de nutrientes esenciales para las plantas y, si se gestionan adecuadamente, pueden mejorar la producción de cultivos (Ahmad y col. 2022). En la industria apícola, el "carozo" se genera como residuo orgánico sólido durante el proceso de extracción de cera de abejas a partir de panales. Se almacena al aire libre y actualmente no tiene ningún uso particular ni se recicla (Morales-Corts y col. 2014). Hasta ahora, se han descrito pocos estudios sobre este residuo. Solamente Morales-Corts y col. (2014) sugirió que se podría considerar un fertilizante orgánico debido a su alto contenido en materia orgánica, nutrientes esenciales y micronutrientes. Residuos similares al carozo, como el alperujo (Siles y col. 2014), suelen transformarse utilizando hongos saprófitos como pretratamiento antes de ser utilizados como enmiendas orgánicas. El proceso de transformación mejora la calidad de las enmiendas orgánicas, ya que moviliza nutrientes, promoviendo así un uso más eficiente de los nutrientes por parte de las plantas. De tal modo que este proceso podría considerarse una opción de gestión de bio-residuos ambientalmente amigable y fiable (Siles y col. 2014). Por lo tanto, parece ser un enfoque interesante explorar el efecto del carozo como posible nuevo fertilizante orgánico, enmienda o aditivo en suelos agrícolas, y su respuesta en el crecimiento de las plantas a través de la rizosfera del suelo. Así el objetivo de este estudio es explorar el impacto de la aplicación a corto plazo de carozo sólido y líquido, tanto no transformado como transformado con *Penicillium chrysogenum*, en la respuesta de la producción de verdolaga y su relación con la salud del suelo mediante el estudio de su microbioma rizosférico, y determinar la necesidad o no de la transformación fúngica antes de su aplicación en el suelo.

2. Material y Métodos

El residuo llamado "carozo" utilizado fue obtenido de la empresa apícola "Apizafra S.L.", ubicada en Albudeite, Murcia (España). El residuo fue transformado utilizando el hongo saprófito *Penicillium chrysogenum* (EEZ-28). La biotransformación del carozo se llevó a cabo mediante fermentación según lo descrito por Reina y col. (2013) con algunas modificaciones.

En mayo de 2022, se sembraron semillas de *Portulaca oleracea*, en bandejas de sustrato de turba durante 3 semanas hasta que alcanzaron el tamaño adecuado para ser trasplantadas a macetas de plástico de 0,3 L. Cada maceta se llenó con una mezcla de suelo y arena (1:1 v/v) y se trasplantó una planta en cada una de ellas. Las plantas fueron enmendadas con el carozo biotransformado sólido (TS), líquido (TL) y no transformado sólido (S) y líquido (L). Se utilizó un tratamiento sin carozo como control. Para cada tratamiento se establecieron siete repeticiones (n=7; 35 macetas en total). En los tratamientos con carozo sólido (TS y S) estos se mezclaron con la mezcla de suelo y arena al 5% (17,5 g) al inicio del experimento. De manera similar, ambos tratamientos líquidos (TL y L) se añadieron al 5% (17,5 mL) a las macetas a través del agua de riego una semana después del trasplante. El experimento se llevó a cabo durante seis semanas sin fertilización adicional bajo condiciones de invernadero en la Finca Experimental del CEBAS-CSIC ubicada en Santomera, Murcia. Para determinar las influencia del tipo de carozo y la transformación con *P. chrysogenum*, así como sus interacciones, se realizó un ANOVA de dos vías, mediante una prueba HSD de Tukey ($p < 0.05$). El efecto de los dos factores experimentales (tipo de carozo y transformación) sobre la composición y estructura de las comunidades bacterianas y fúngicas de la rizosfera se evaluó mediante un análisis de varianza multivariante permutacional (perMANOVA). Posteriormente se llevó a cabo una ordenación por escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Todos los análisis se llevaron a cabo con R studio (versión 2024.04.2).

3. Resultados y Discusión

La biomasa de verdolaga se vio significativamente afectada por el tipo de carozo (sólido o líquido), la transformación por *P. chrysogenum* y la interacción entre ambos factores (Figura 1). La biomasa bajo los tratamientos TS, L y TL mostró valores significativamente más altos que el control (un aumento entre el 60 y el 77%); sin embargo, la aplicación del tratamiento sólido no transformado (S) redujo significativamente la biomasa en comparación con el control (69%).

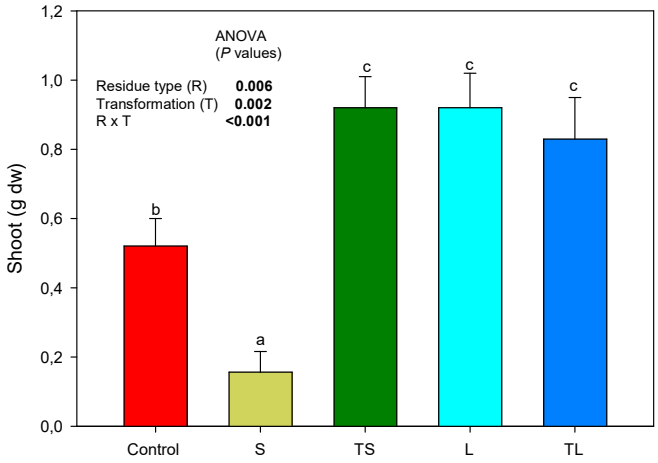


Figura 1. Biomasa seca de las plantas cultivadas bajo los diferentes tratamientos de carozo.

Las comunidades fúngicas y bacterianas de la rizosfera fueron significativamente diferentes entre los tipos de carozo usados y el proceso de transformación. Los resultados del analisis de ordenación NMDS mostró grupos de comunidades fúngicas y bacterianas bien definidos para cada tratamiento (Figura 2A,B), siendo las comunidades fúngicas y bacterianas de los tratamientos L y TL más similares al tratamiento control que la de los tratamientos S y TS.

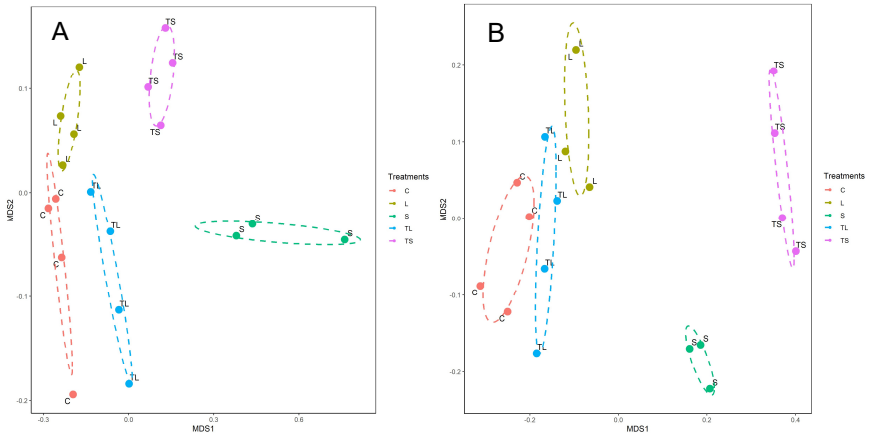


Figure 2. Análisis NMDS de las comunidades fúngicas (A) y bacterianas (B) del suelo rizosférico de verdolaga cultivada bajo diferentes tratamientos de carozo.

En relación con la comunidad fúngica, también se observó una disminución de la diversidad y riqueza fúngica en todos los tratamientos con carozo, excepto para el tratamiento L. Otros estudios, donde se aplicaron residuos transformados con hongos saprobios en suelos mediterráneos, han reportado una disminución en la diversidad funcional fúngica y cambios en la estructura de las comunidades fúngicas (Siles y col. 2014), sugiriendo que la reducción en la diversidad fúngica podría atribuirse a la adaptación y proliferación selectiva de grupos fúngicos específicos hacia la nueva fuente orgánica a expensas de los nutrientes añadidos.

El análisis de los grupos funcionales fúngicos (Figura 3) mostró que los patógenos de plantas y saprofitos se vieron significativamente afectados por el tipo de carozo, el proceso de transformación y la interacción entre ambos factores, sugiriendo que ambos grupos fúngicos mostraron tendencias opuestas bajo los tratamientos TS, L y TL (cuando los saprofitos aumentaron, los patógenos de plantas disminuyeron). Este resultado coincide con el estudio de Siegel-Hertz y col. (2018), quienes atribuyeron el aumento de los hongos saprofitos a la reducción de los patógenos de plantas, debido a las interacciones competitivas por el espacio y los recursos entre los hongos patógenos y saprofitos. Los parásitos también disminuyeron significativamente con los tratamientos de transformación de carozo (TS y TL). En cuanto a los endófitos y simbiotrofos, el factor más influyente

fue el tipo de carozo, mostrando la menor abundancia relativa en los tratamientos con carozo sólido (S y TS).

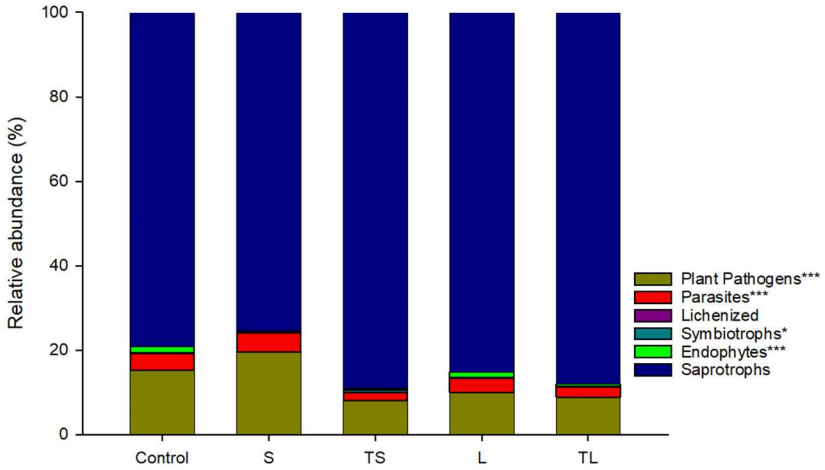


Figura 3. Abundancia relativa media de los seis principales grupos fúngicos funcionales en el suelo rizosférico de verdolaga bajo diferentes tratamientos de carozo.

4. Conclusiones

El carozo sólido y líquido transformado con *P. chrysogenum* y el carozo líquido no transformado (TS, TL y L, respectivamente) se pueden considerar fertilizantes orgánicos, aditivos o enmiendas del suelo sostenibles efectivos, que pueden mejorar el rendimiento de los cultivos y afectar beneficiosamente a las comunidades microbianas del suelo.

5. Bibliografía

Ahmad S y col., 2022. Organic amendments and conservation tillage improve cotton productivity and soil health indices under arid climate. *Sci. Rep*. 12:14072.

Carrascosa A y col., 2023a. Effects of inorganic and compost tea fertilizers application on the taxonomic and functional microbial diversity of the purslane rhizosphere. *Front Plant Sci.* 14,1159823

Carrascosa A y col., 2023b. Agronomical Practices and Management for Commercial Cultivation of *Portulaca oleracea* as a Crop: A Review. *Plants* 12:1246.

Celestina C y col., 2019. Attribution of crop yield responses to application of organic amendments: A critical review. *Soil Tillage Res*. 186,135–145.

Morales-Corts MR y col., 2014. Evaluation of green/pruning wastes compost and vermicompost, carozo compost and their mixes as growing media for horticultural production. *Sci. Hortic*. 172,155–160.

Petropoulos S y col., 2016. Phytochemical composition and bioactive compounds of common purslane (*Portulaca oleracea* L.) as affected by crop management practices. *Trends Food Sci. Technol.* 55,1–10.

Reina R y col., 2013. Solid state fermentation of olive mill residues by wood- and dung-dwelling Agaricomycetes: Effects on peroxidase production, biomass development and phenol phytotoxicity. Chemosphere 93,1406–1412.

Siegel-Hertz K y col., 2018. Comparative Microbiome Analysis of a Fusarium Wilt Suppressive Soil and a Fusarium Wilt Conducive Soil From the Châteaurenard Region. *Front Microbiol* 9, 568.

Siles JA y col., 2014. Microbial Diversity of a Mediterranean Soil and Its Changes after Biotransformed Dry Olive Residue Amendment. *PLoS One* 9,e103035.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España (proyecto PCI2020-112091), por MCIN con fondos NextGenerationEU (PRTR-C17.I1) y por la Fundación Séneca con fondos de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM).

FINHAVA®: LA CIRCULARIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA

Aina Canaleta Safont

TIRME, S.A. Carretera de Sóller, km 8.2 07120 Palma de Mallorca. Islas Baleares
https://tirme.com/es
CIRCULARE Carretera de Sóller, km 8.2 07120 Palma de Mallorca. Islas Baleares
acanaleta@tirme.com

Resumen: En 2018 se inicia el proyecto *"Hoteles Circulares"* creando una alianza entre el sector hotelero, agrícola y tecnológico. El objetivo principal en esta primera fase fue cerrar el círculo de la materia orgánica, implantando la recogida selectiva en los hoteles para convertirla en compost en las instalaciones de Tirme, este compost se utilizaba para la producción de hortalizas por parte de los agricultores locales y, finalmente, estas hortalizas volvían a los hoteles para su consumo final. La segunda fase se centró en la trazabilidad del círculo, a través de las nuevas tecnologías. De aquí nace Finhava®[i], la plataforma de economía circular impulsada por Circulare y Tirme, con el compromiso de ser un modelo de negocio innovador, que sensibiliza sobre la importancia de la economía circular y facilita las alianzas entre productores-consumidores, permitiendo la trazabilidad de los productos, compartiendo experiencias y promoviendo políticas medioambientales y nuevas tecnologías desde el agricultor hasta la restauración y el comercio y por supuesto, a la reutilización de residuos de alimentos.

Palabras clave: Economía circular, compostaje, trazabilidad, Blockchain.

1. Introducción

Finhava® es una plataforma tecnológica centrada en la circularidad y la sostenibilidad en procesos productivos y comerciales ya existentes, poniendo énfasis en maximizar el valor de esta circularidad, y asegurar que es percibida y valorada por el usuario final.
Nació como parte indispensable del proyecto "Hoteles circulares" puesto en marcha en 2018 impulsado por Tirme (Piloto "Finhava® 1.0"), empresa concesionaria encargada de la gestión de residuos de la isla de Mallorca, y que ha supuesto una implantación efectiva, real y medible de la aplicación de Economía Circular en los hoteles de Mallorca. A través de este proyecto facilitamos la creación de relaciones intersectoriales que favorecen el desarrollo de un sistema basado en la economía circular en la isla de Mallorca.

Utilizando tecnología Blockchain en combinación con otras como IoT (Internet Of Things), Finhava® puede automatizar la recolección de grandes volúmenes de datos, hacer seguimiento de flujos de procesos de economía circular, proveer de métricas de sostenibilidad y garantizar/certificar la trazabilidad de los procesos circulares. Aprovechando la tecnología de Blockchain se conoce la procedencia de los productos, las transacciones realizadas, la huella de carbono de la cadena completa y la de los subproductos. Cada transacción realizada a través de la plataforma queda registrada en el libro mayor de la Blockchain federada, a la que todos los integrantes tienen acceso. Los datos se encriptan y son visibles según las listas de permisos para compartir acordadas. El módulo de seguridad de la plataforma es el responsable del acceso compartido a la información.

La motivación de este proyecto se ha fundamentado en que los biorresiduos suponen aproximadamente el 40% del total de los residuos domésticos y comerciales de España. Actualmente el reciclaje de estos residuos se sitúa en torno al 2%. Esta fracción supone un gran reto ya que puede contribuir de manera considerable a alcanzar los objetivos de reciclaje impuestos por la Unión Europea a través de la normativa sectorial. Por otra parte, la reducción

de los deshechos alimentarios y de la pérdida de alimentos son dos de los principales objetivos de la UE para lograr una economía circular en 2050[ii].

Con Finhava®, a través de la tecnología Blockchain e IoT, se logra la trazabilidad del ciclo de la materia orgánica consiguiendo:

- Impulsar la actividad económica circular de base biológica en la comunidad (consumo sostenible)
- Contribuir a la mejora de la gestión de residuos en el sector hotelero colaborando en la mejora de los objetivos de reciclaje de la comunidad.
- Concienciar a los clientes y al personal de los establecimientos turísticos de la importancia de las buenas prácticas en materia de residuos y en la prevención del desperdicio alimentario.
- Fomentar la relación entre productores locales y servicios de restauración mejorando la cadena de distribución y el acceso a productos con baja huella de carbono.
- Impulsar la reinserción laboral para grupos con riesgo de exclusión social mediante talleres formativos de agricultura y manejo de compost.
- Servir de marco de referencia, en materia de economía circular, dentro del sector hotelero.

2. Material y Métodos

El proyecto Finhava® se desarrolla alrededor de dos iniciativas estrechamente relacionadas entre sí y basadas en los principios de la economía circular y el desarrollo sostenible para la gestión de residuos.

La primera iniciativa consiste en desarrollar e implementar una plataforma tecnológica para la trazabilidad del proceso circular, en un número considerable de establecimientos del sector hotelero, basada en la transformación de la Fracción Orgánica de los Residuos Municipales (FORM) en compost para su utilización como fertilizante agrícola. Se trata de un proceso cíclico, que involucra la monitorización, cuantificación y caracterización de la FORM generada por un establecimiento del sector hotelero, y su transformación en compost para la siembra de productos agrícolas que posteriormente serán consumidos en los restaurantes del establecimiento participante.

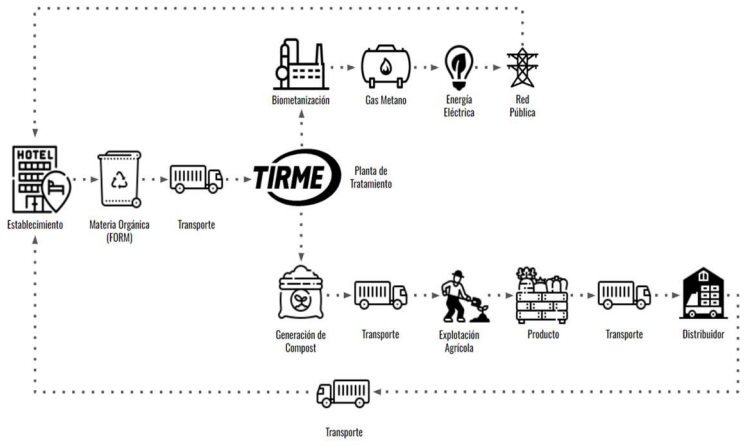


Figura 1. Esquema del proceso “Hoteles Circulares”

La segunda iniciativa es la creación de un ecosistema circular que fomente la colaboración y aproveche las sinergias entre los diferentes sectores económicos, creando alianzas que promuevan la sostenibilidad de los recursos y el desarrollo sostenible de la isla.

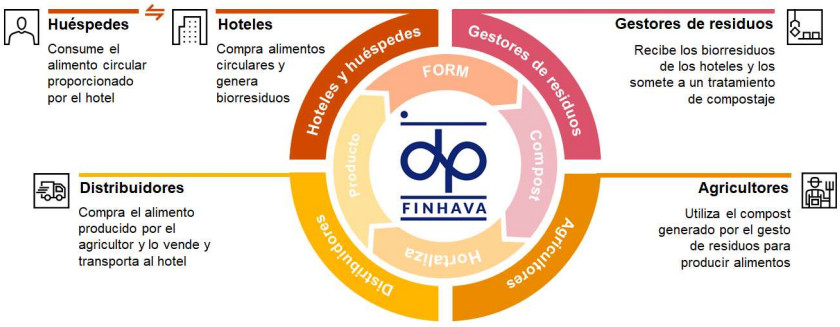


Figura 2. Participantes y funciones

La arquitectura ha sido diseñada en base a los altos requisitos de personalización e innovación tecnológica demandados por la plataforma de Finhava®, siendo un proyecto único a nivel tecnológico en el panorama español.

Figura 3. Requisitos de diseño de la plataforma Finhava® 2.0

En cuanto al ecosistema circular alcanzado, cabe decir que en estos momentos forman parte del proyecto más de 40 entidades del sector hotelero, agroalimentario, tecnológico y de residuos.

3. Resultados y Discusión

La plataforma Finhava® ofrece al usuario la posibilidad de visualizar **indicadores de seguimiento**, con el objetivo de mejorar la gestión de residuos dentro del establecimiento. Un aspecto importante de la plataforma es la disponibilidad de los datos del proceso de manera que permite hacer un tratamiento agregado o desagregado, permitiendo el diseño de indicadores *ad hoc.* Los resultados obtenidos para el periodo 2021-2023[iii] se muestran en la figura 4:

Figura 4. Cuadro de indicadores

Los principales retos a los que se ha enfrentado el proyecto y ha conseguido dar respuesta se resumen en la figura 5:

Figura 5. Principales retos y respuestas del proyecto

4. Conclusiones

- El principal aporte de valor de la plataforma consiste en el acceso a la compra de productos certificados circulares y locales.
- Permite cumplir tanto con nuevas exigencias regulatorias como con las expectativas de los clientes en materia de economía circular y sostenibilidad.
- La herramienta ayuda a cumplir objetivos ESG a través de las certificaciones para los hoteles, como la de "gestión circular de residuos" o las emisiones de CO_2 evitadas.
- La plataforma permite visibilizar ante los clientes el esfuerzo llevado a cabo por el hotel en materia de sostenibilidad, de manera transparente y verificable.
- El mayor valor añadido sobre la experiencia que se le aporta al cliente se podrá materializar en un posible aumento del precio que estaría dispuesto a pagar.

5. Bibliografía

[i] Finhava significa recurso finito en Esperanto
[ii] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1583933814386&uri=COM:2020:98:FIN (fecha de consulta: 4 de julio de 2024)
[iii] https://circulare.es/ (fecha de consulta: 2 de julio de 2024)

Más información:
https://www.tirme.com/3proyectosquetransforman/Finhava
https://youtu.be/FKgXYybThxg

COMPOSTAJE
RED ESPAÑOLA