

Efecto de la ratio entre la fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) y el agente estructurante sobre las emisiones de gases de efecto invernadero en el compostaje



ROCÍO ORIHUELA TORRES

2026



ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

**Máster Universitario de Investigación en
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos**



Efecto de la ratio entre la fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) y el agente estructurante sobre las emisiones de gases de efecto invernadero en el compostaje

Vº Bº DIRECTOR

VºBº CODIRECTOR

Raúl Moral Herrero

José Sáez Tovar

ALUMNO

Rocío Orihuela Torres

REFERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MÁSTER

IDENTIFICACIONES

Autor: Rocío Orihuela Torres

Título: Efecto de la ratio entre la fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) y el agente estructurante sobre las emisiones de gases de efecto invernadero en el compostaje.

Title: Effect of the mixing ratio between selectively collected municipal organic waste and bulking agent on greenhouse gas emissions during composting.

Director/es del TFM: Raúl Moral Herrero y José Sáez Tovar.

Año: 2026

Titulación: Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos.

Tipo de proyecto: Experimental.

Palabras clave: biorresiduos, agente estructurante, GEI, calentamiento global, FORS.

Keywords: organic waste, bulking agent, GHG , global warming potencial, SSOF.

Número de citas bibliográficas: 28

Número de planos: 0

Número de tablas: 2

Número de figuras: 23

Número de anexos: 0

RESUMEN

A nivel mundial, el incremento en la generación de residuos sólidos urbanos se ha consolidado como uno de los mayores desafíos ambientales para las administraciones locales, cobrando especial relevancia la gestión de los restos de poda debido a que su producción masiva y estacional suele colapsar las vías de eliminación convencionales. En este marco, este Trabajo Fin de Máster aborda un problema ambiental y logístico crítico en los municipios del Consorcio Terra de la provincia de Alicante, donde la generación masiva y estacional de restos de poda urbana desborda la capacidad de absorción de las plantas de tratamiento actuales, acumulando un gran excedente de biomasa vegetal que no se aprovecha. El objetivo de esta investigación fue evaluar

experimentalmente si es viable aumentar la proporción de este agente estructurante frente a la fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) del contenedor marrón, buscando mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero durante el compostaje a la intemperie en las instalaciones de CompoLab de la Universidad Miguel Hernández en Orihuela. Para ello, se monitorizaron de manera continua cinco pilas experimentales con diferentes ratios de mezcla entre ambos residuos a lo largo de los 90 días de la fase biooxidativa, centrando el control en la captación de los flujos superficiales de gases mediante cámaras estáticas conectadas directamente a una gasera portátil de campo. Los resultados experimentales demostraron que la incorporación de la FORS activa de forma inmediata la fase termófila alcanzando las temperaturas de higienización en todas las mezclas, aunque las pilas con un exceso de residuo orgánico húmedo sufrieron una compactación prematura que cerró el paso del aire y disparó las emisiones puntuales de metano en la última etapa del ciclo. La integración de los flujos gaseosos confirmó que el incremento progresivo de la poda urbana triturada actúa como un factor mitigador clave del impacto atmosférico, ya que reduce significativamente las pérdidas acumuladas totales de metano y amoníaco por tonelada de residuo tratado. Al calcular el Potencial de Calentamiento Global de todo el ensayo, se concluye que la mezcla binaria formulada con un 66% de poda y un 34% de FORS optimiza la emisión de los gases y logra la menor huella de carbono equivalente, convalidando de forma preliminar el aprovechamiento de estos excedentes leñosos para avanzar hacia una gestión municipal más sostenible y alineada con la Economía Circular. La importancia de esta investigación radica en su utilidad directa para rediseñar las ratios operativas en las plantas de tratamiento del Consorcio Terra, sirviendo como base técnica para mitigar el impacto ambiental real del tratamiento de biorresiduos urbanos, mientras que de cara al futuro se establecen líneas de investigación orientadas a evaluar la calidad agronómica en terreno del compost obtenido tras su fase final de maduración.

ABSTRACT

Globally, the increasing generation of municipal solid waste has established itself as one of the most critical environmental challenges for local governments, with urban pruning waste gaining particular relevance as its massive and seasonal production frequently overwhelms conventional disposal pathways. Within this framework, this Master's Thesis addresses a critical environmental and logistical challenge within the municipalities of the Consorcio Terra, where the massive and

seasonal generation of urban pruning waste exceeds the treatment capacity of current facilities, resulting in a large surplus of unutilized plant biomass. The objective of this research was to experimentally evaluate the feasibility of increasing the proportion of this bulking agent compared to the selectively collected municipal organic waste from the brown bins, seeking to mitigate greenhouse gas emissions during outdoor composting at the CompoLab facilities of the Miguel Hernández University in Orihuela. To achieve this, five experimental piles with different mixing ratios between both wastes were continuously monitored throughout the 90 days of the bio-oxidative phase, focusing the operational control on tracking surface gas fluxes through static accumulation chambers connected directly to a portable field gas analyzer. The experimental results demonstrated that the incorporation of the organic fraction immediately activates the thermophilic phase, reaching sanitization temperatures in all mixed treatment; however, piles with an excess of wet organic matter suffered premature compaction that blocked air diffusion and triggered massive methane peak emissions in the final stage of the cycle. The integration of gas flows confirmed that the progressive increase of shredded urban pruning acts as a key mitigating factor for atmospheric impact, significantly reducing the total cumulative losses of methane and ammonia per ton of treated waste. By computing the overall Global Warming Potential of the trial, it is concluded that the binary blend formulated with 66% urban pruning and 34% organic fraction optimizes gas retention and achieves the lowest equivalent carbon foot print, provisionally validating the sustainable utilization of these woody surpluses to advance toward a more sustainable municipal waste management aligned with the Circular Economy. The importance of this research lies in its direct utility for redesigning operational ratios at the consortium's treatment plants, serving as a technical baseline to mitigate the real environmental impact of urban organic waste management, while establishing future research lines aimed at evaluating the field agronomic performance of the final compost obtained after its maturation stage.



INFORME DE EVALUACIÓN DE INVESTIGACIÓN RESPONSABLE DE 2. TFM (Trabajo Fin de Máster)

Elche, a 16/07/2026

Nombre del tutor/a	Raúl Moral Herrero
Nombre del alumno/a	Rocío Orihuela Torres
Tipo de actividad	Adherido a un proyecto autorizado
Título del 2. TFM (Trabajo Fin de Máster)	Efecto de la ratio entre la fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) y el agente estructurante sobre las emisiones de efecto invernadero en el compostaje.
Evaluación de riesgos laborales	No solicitado/No procede
Evaluación ética humanos	No solicitado/No procede
Código provisional	260715102412
Código de autorización COIR	TFM.MGT.RMH.ROT.260715
Caducidad	2 años

Se considera que la presente actividad no supone riesgos laborales adicionales a los ya evaluados en el proyecto de investigación al que se adhiere. No obstante, es responsabilidad del tutor/a informar y/o formar al estudiante de los posibles riesgos laborales de la presente actividad.

La necesidad de evaluación ética del trabajo titulado: **Efecto de la ratio entre la fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) y el agente estructurante sobre las emisiones de efecto invernadero en el compostaje.** ha sido realizada en base a la información aportada en el formulario online: "TFG/TFM: Solicitud Código de Investigación Responsable (COIR)", habiéndose determinado que no requiere ninguna evaluación adicional. Es importante destacar que si la información aportada en dicho formulario no es correcta este informe no tiene validez.

Por todo lo anterior, **se autoriza** la realización de la presente actividad.

Atentamente,

Alberto Pastor Campos
Jefe de la Oficina de Investigación Responsable
Vicerrectorado de Investigación y Transferencia

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a la Universidad Miguel Hernández, y en especial a mis tutores, los doctores Raúl Moral Herrero y José Antonio Sáez Tovar, por haberme permitido realizar este Trabajo Fin de Máster en las instalaciones de CompoLab y por prestarme su tiempo, interés y conocimiento para comprender mejor las dinámicas del proceso de compostaje. Asimismo, deseo expresar mi gratitud a todo el personal técnico de la planta y los laboratorios del departamento, cuyo soporte diario resultó indispensable para la obtención de los datos experimentales de este ensayo. Deseo también manifestar un agradecimiento especial a Leticia y a la empresa Silvoturismo, por brindarme el apoyo y la flexibilidad horaria indispensables para conciliar mis responsabilidades con la asistencia a las clases presenciales del máster.

La realización de este proyecto ha sido una exigente pero maravillosa experiencia que se ha nutrido de la cooperación de diferentes entidades de nuestro territorio. En este sentido, quiero hacer una mención de especial gratitud al Consorcio Terra y, muy en particular, a su gerente, Pablo Martínez, quien fue la persona que me dio la idea para toda esta investigación. Le agradezco enormemente su cercanía, su disposición y su gestión clave desde el primer minuto para tramitar la obtención de materiales de trabajo y facilitarme los datos técnicos de caracterización de la planta de Piedra Negra en Jijona. En este mismo ámbito, agradezco a la empresa PreZero por su colaboración logística al suministra desinteresadamente los lotes de fracción orgánica y poda que conformaron las pilas experimentales.

Por descontado, la redacción de este manuscrito ha sido una carrera de fondo donde el apoyo afectivo personal ha resultado una pieza clave. Mi agradecimiento más cariñoso e infinito es para mi hermano, el doctor Adrián Orihuela, que fue el que me convenció para realizar este máster, por estar siempre a mi lado en este viaje y por las horas que me ha regalado revisando y corrigiendo este texto una y otra vez con una paciencia y esmero. Del mismo modo, quiero expresar una profunda gratitud a mi amigo y compañero de máster, el doctor Adrián Maturano, por las horas compartidas en el coche, las risas, el apoyo mutuo en los momentos de incertidumbre y presión del curso, y por sus valiosas aportaciones en la revisión final del documento. Por último, agradezco a mi familia Juani, Antonio y David, el respaldo general brindado a lo largo de todo este periodo de estudios siendo un apoyo constante en la consecución de mis propósitos.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	9
1.1. Justificación del problema y modelo de gestión del Consorcio Terra.....	9
1.2. Gestión y tratamiento de los residuos domiciliarios.....	10
1.3. Marco normativo y la recogida selectiva de Biorresiduos.....	11
1.3.1. Modelos y datos de recogida selectiva de la fracción orgánica en España.....	12
1.3.2. Implementación y objetivos de la separación en origen en la Comunidad Valenciana...	13
1.3.3. Caracterización operativa y flujo de biorresiduos en el Consorcio Terra.....	14
1.4. Restos de poda urbana como biomasa reciclable mediante compostaje.....	14
1.5. Compostaje de FORS: sistemas y procesos.....	16
1.6. Emisiones vinculadas al compostaje.....	19
2. OBJETIVOS.....	21
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	23
3.1. Diseño experimental.....	23
3.2. Características de los residuos utilizados.....	25
3.3. Dispositivo de compostaje utilizado.....	26
3.4. Desarrollo experimental.....	27
3.4.1. Cálculo y preparación de la mezcla.....	27
3.4.2. Seguimiento del proceso de compostaje.....	28
3.4.3. Muestreo del material, volteos y otras operaciones realizadas.....	28

3.5. Parámetros analizados, medición de gases GEI y métodos analíticos.....	30
3.5.1. Cuantificación analítica de macronutrientes, macrominerales y relación C/N en el sólido	31
3.6. Métodos estadísticos y cálculo de emisiones.....	32
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
4.1. Evolución de la temperatura e índices de expresión térmica (EXI).....	33
4.2. Dinámica de las emisiones puntuales de gases de efecto invernadero GEI y del amoniaco.	36
4.3. Cuantificación de emisiones acumuladas y potencial de calentamiento global (GWP) al día 90 (fin de fase biooxidativa).....	40
4.4. Evolución de las propiedades químicas de las mezclas y compost final.....	43
5. CONCLUSIONES.....	46
6. BIBLIOGRAFÍA.....	49

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Justificación del problema y modelo de gestión del Consorcio Terra

La gestión sostenible de los biorresiduos urbanos se ha convertido en uno de los mayores retos ambientales para las administraciones locales en el marco de la economía circular. En el contexto de la provincia de Alicante, la planta de tratamiento de residuos de Piedra Negra en Jijona, gestionada por el Consorcio Terra, recibe diariamente grandes volúmenes de fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) procedentes de los hogares de cada uno de los municipios que lo componen. Actualmente, para llevar a cabo el proceso de compostaje en estas instalaciones, se opera bajo una ratio estándar basado en la mezcla de dos partes de residuo orgánico húmedo (FORS) por cada parte de material estructurante, el cual consiste principalmente en restos de poda previamente triturados. Esta dosificación busca equilibrar la elevada humedad y la baja porosidad de los residuos alimentarios domésticos, aportando el carbono estructural necesario para garantizar un metabolismo aeróbico inicial adecuado y evitar condiciones de compactación que comprometan la eficiencia del tratamiento biológico.

Sin embargo, este modelo de gestión se enfrenta a una problemática operativa y logística de gran escala debido a la generación estacional masiva de restos de poda urbana y agrícola en los municipios del consorcio. Grandes cantidades de este residuo leñoso quedan fuera del circuito de valorización de la planta al no ser absorbidas por la ratio de mezcla convencional actual, lo que acumula un excedente de biomasa que se gestiona de forma ineficiente o termina depositado en áreas de acopio indefinido con el consecuente riesgo de incendios y costes asociados (Consorcio Terra, 2026a). Existe por tanto una necesidad de optimizar la capacidad de absorción de estos restos vegetales dentro del propio sistema de tratamientos de la FORS.

Este trabajo fin de máster (TFM) surge con el propósito de aportar una solución técnica y experimental a este excedente, evaluando la viabilidad de aumentar la proporción de agente estructurante en el proceso. Para ello, la investigación se centra en monitorizar y analizar de manera experimental la dinámica de las emisiones de gases de efecto invernadero, específicamente dióxido de carbono, metano, óxido nitroso y amoníaco, bajo diferentes ratios de mezcla, determinando el punto de equilibrio óptimo que maximice el reciclaje de la poda excedente sin deteriorar el balance térmico ni incrementar el impacto de la huella de carbono durante el compostaje industrial.

1.2. Gestión y tratamiento de los residuos domiciliarios

El Consorcio Terra (Plan Zonal de Residuos 7 A2 de la Comunidad Valenciana) gestiona los residuos domésticos de 37 municipios de las comarcas de El Comtat, l'Alcoià y l'Alacantí, dando servicio a más de 270.000 habitantes y tratando más de 90.000 toneladas anuales de residuos (Consortio Terra, 2026a). Su modelo operativo se enfoca directamente en la economía circular y la valorización de los desechos mediante las siguientes áreas estratégicas: red de ecoparques móviles y fijos, gestión y tratamiento en planta (Piedra Negra, Jijona).



Figura 1. Mapa de los municipios de la provincia de Alicante que conforman el Consorcio Terra. Fuente: Perfil de Facebook del Consorcio Terra.

En planta se trata de manera biológica la fracción orgánica tras su recogida separada, esta fracción se procesa para generar abono de alta calidad y tratamiento de fracción resto mediante separación y clasificación de los residuos del contenedor gris. Para gestionar el rechazo se minimiza y elimina de manera controlada los materiales que no se pueden reciclar (Consorcio Terra, 2026a).

1.3. Marco normativo y la recogida selectiva de Biorresiduos

En España, la normativa vigente que regula la recogida selectiva de residuos urbanos es la Ley 7/2022, 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Esta ley introdujo un cambio radical, convirtiendo la separación en origen y la recogida diferenciada de los residuos sólidos urbanos (RSU) en una obligación estricta para todos los municipios. La separación

de los biorresiduos es obligatoria para todos los municipios desde el 31 de diciembre de 2023 (Ley 7/2022, de 8 abril).

La recogida separada de residuos orgánicos se denomina en el ámbito legislativo FORS para la fracción orgánica recogida selectivamente y FORM para la fracción orgánica de los residuos municipales. En el BOE se define genéricamente a estos materiales orgánicos como biorresiduos. Se considera biorresiduos todo aquel residuo biodegradable y no peligroso que pertenezca a alguno de los siguientes grupos: residuos de zonas verdes procedentes de hogares, jardines y parques, residuos alimentarios y de cocinas procedentes de hogares, oficinas, restaurantes, mayoristas, comedores, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor y residuos de la industria alimentaria comparables a los anteriores procedentes de las plantas de transformación de alimentos. La ley fija límites máximos de tolerancia de impropios de un 20% en peso que pasará a ser un 15% en peso en 2027 (Ley 7/2022, de 8 abril).

A efectos de articular formalmente la gestión y el marco legal de estos flujos a nivel municipal, la normativa técnica sectorial amparada por la Lista Europea de Residuos (LER) clasifica de forma estricta los residuos orgánicos biodegradables procedentes de recogidas separadas bajo códigos específicos. De este modo, las tipologías autorizadas para integrarse en los procesos de tratamiento biológico doméstico o industrial engloban los residuos biodegradables de cocina y restaurantes tanto de origen domiciliario como de grandes productores asimilables (código LER 20 01 08), los aceites y grasas comestibles en estado sólido (código LER 20 01 25) y las maderas naturales exentas de barnices, colas o lacas químicas (código LER 20 01 38). Asimismo, se asimilan a este flujo los residuos biodegradables procedentes de mercados tradicionales (código LER 20 03 02) y las fracciones biodegradables recolectadas de manera exclusiva en las tareas de limpieza viaria, tales como la hojarasca estacional caída en viales públicos (código LER 20 03 03), quedando excluidos de estos epígrafes los materiales que contengan sustancias peligrosas (Orden MAM/304/202, de 8 de febrero).

1.3.1. Modelos y datos de recogida selectiva de la fracción orgánica en España

A nivel nacional, la planificación estratégica se encuentra articulada bajo las directrices del Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2025 - 2035 del Ministerio para la Transición

Ecológica y el Reto Demográfico. Los datos estadísticos consolidados del panorama estatal revelan que la generación de residuos en España está estrechamente ligada a las fluctuaciones de la actividad económica, registrando un repunte histórico tras la crisis de 2014 hasta alcanzar los 137,80 millones de toneladas anuales en 2018, para posteriormente estabilizarse en torno a los 23 millones de toneladas en el ámbito estricto de las competencias de las entidades locales hacia el año 2022 (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, 2025). Históricamente, los objetivos cuantitativos del anterior PEMAR asociados a recogida separada sufrieron un incumplimiento generalizado en la mayoría de los flujos municipales. No obstante, las series históricas muestran un cambio de tendencia significativa en la última década: mientras que en el año 2002 la recogida selectiva municipal apenas representaba el 7,50% del total generado, esta cifra experimentó un crecimiento constante hasta situarse en el 21% en 2010 y dar un salto cualitativo hasta 27% en 2022 (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, 2025). Dentro de este porcentaje, los biorresiduos se han consolidado como la fracción cuya recogida separada se ha incrementado de manera más drástica a nivel estatal, triplicando las toneladas recolectadas desde 2006 y llegando a representar el 23,70% del total de los materiales recuperados posicionándose inmediatamente al lado del flujo de papel y cartón que lidera el balance con un 24,4% (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, 2025). A pesar de estos avances en la separación en origen, el diagnóstico del PEMAR advierte que el 46% de los residuos domésticos y comerciales en España siguen destinándose a la eliminación final mediante depósito en vertedero, lo que subraya la necesidad urgente de acometer nuevas inversiones e infraestructuras orientadas específicamente al tratamiento biológico diferenciado de los biorresiduos (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, 2025).

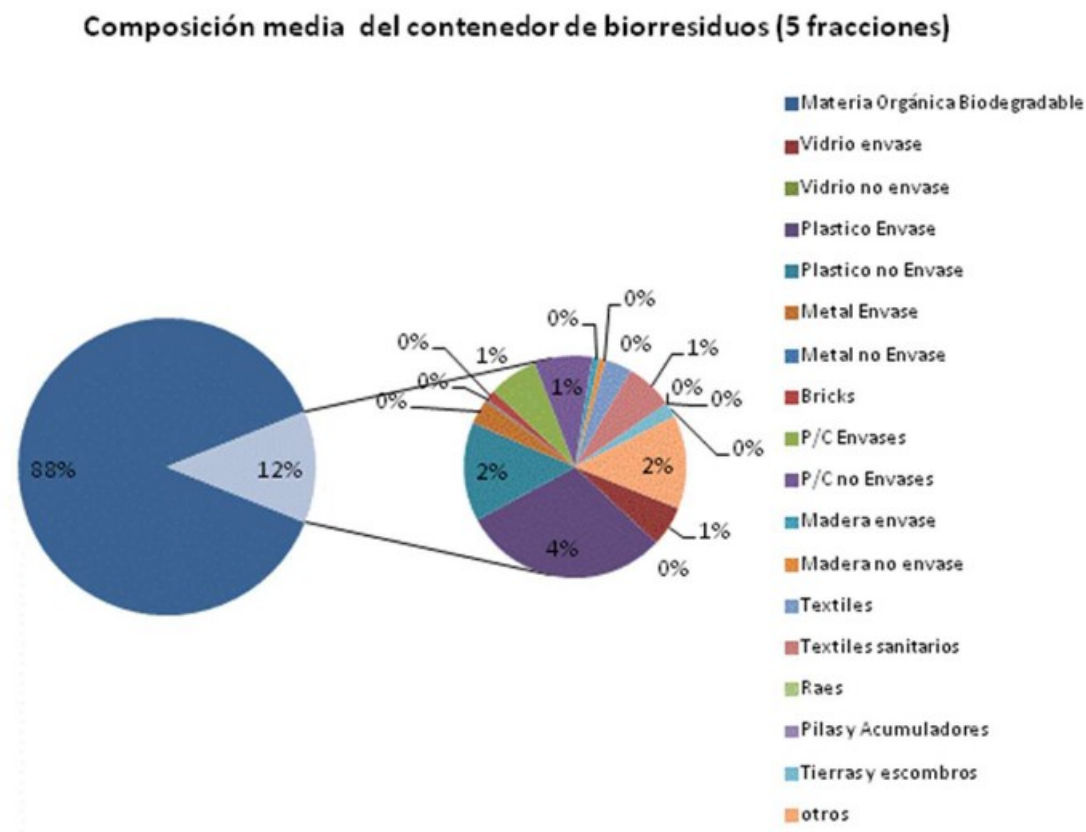


Figura 2. Composición media del contenedor de biorresiduos (5 fracciones) en el ámbito estatal. Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2025)

1.3.2. Implementación y objetivos de la separación en origen en la Comunidad Valenciana

En el contexto de la Comunidad Valenciana, el marco jurídico y estratégico para la ordenación de estos flujos se encuentra regulado por la Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular. El diagnóstico expuesto en el propio preámbulo de esta normativa autonómica evidencia una problemática histórica en los sistemas de recogida selectiva de la región, señalando que la Comunidad Valenciana se situaba como la penúltima comunidad autónoma en contenerización de envases ligeros de toda España. Los datos oficiales registran una ratio de contenerización de apenas 13,10 l por habitante, un valor sensiblemente inferior a los 14,60 l de la media estatal, traducándose en una aportación de recogida separada de 12,30 kg por habitante y año frente a los 17,10 kg de la media nacional (Ley 5/2022, de 29 de noviembre). Ante esta situación deficitaria, la Ley 5/2022 dota de un carácter vinculante de obligado cumplimiento a las determinaciones del Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana (PIRCV) y de los respectivos Planes Zonales de residuos, imponiendo la

implantación obligatoria de sistemas de separación en origen de alta eficiencia para los biorresiduos municipales. Asimismo, el texto legal vincula directamente la optimización de estos modelos de gestión con las políticas de educación ambiental y la mitigación de las causas del cambio climático, exigiendo la reducción sistemática de las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas del depósito de fracción biodegradable y no biodegradable en los vertederos del territorio valenciano (Ley 5/2022, de 29 de noviembre).

1.3.3. Caracterización operativa y flujo de biorresiduos en el Consorcio Terra

La aplicación práctica de las directrices de la Ley 5/2022 y del Plan Integral de Residuos se articula en el norte de la provincia de Alicante a través del Consorcio Terra, entidad que asume las competencias de valorización en el Área de Gestión Zonal 7 A2. Los flujos de biorresiduos domiciliarios recogidos selectivamente mediante el despliegue del contenedor marrón municipal son conducidos para su tratamiento biológico centralizado a las instalaciones de la planta de Piedra Negra, ubicada en el término municipal de Jijona, excepto en algunos municipios de la Mancomunidad del Xarpolar que tienen sus propias composteras comunitarias en las que realizan el compostaje de sus biorresiduos. Las caracterizaciones analíticas y gravimétricas de los materiales de entrada en la planta de Piedra Negra revelan una composición mayoritaria en peso promedio constituida por un 88,43% de materia orgánica pura y restos de poda vegetal (Consorcio Terra, 2026b). Sin embargo, los muestreos de control operacional alertan sobre la presencia limitante de materiales impropios no biodegradables que alteran la calidad del sustrato, identificándose de forma verídica un 2,57% de celulosas de higiene alimentaria, 2,03% de envases de plásticos y 2,02% de plásticos comerciales y bolsas (Consorcio Terra, 2026b). Esta carga de contaminantes plásticos y sintéticos depositados erróneamente por la población obliga a ejecutar intensas labores complementarias de cribado manual y acondicionamiento mecánico de las pilas en la planta de Piedra Negra antes de su mezcla con el agente estructurante lignocelulósico, condicionando la cinética de desgasificación atmosférica del proceso.

1.4. Restos de poda urbana como biomasa reciclable mediante compostaje

Los restos de poda urbana triturados exhiben propiedades estructurales particulares que impiden su procesamiento biológico de forma aislada, debido fundamentalmente a la presencia de fracciones lignocelulósicas complejas que ralentizan su cinética de degradación (Kumar et al, 2010). Por este motivo, la ingeniería de biosistemas los clasifica de manera unívoca como un agente estructurante indispensable para optimizar los tratamientos de co-compostaje de flujos orgánicos húmedos, lodos y residuos municipales biodegradables. La justificación de su incorporación conjunta se fundamenta en las deficiencias químicas inherentes a las fracciones alimentarias puras; tal y como demuestran experimentalmente Kumar et al. (2010) en sus investigaciones sobre dinámicas de co-compostaje, los residuos alimentarios domésticos poseen de partida un exceso de nitrógeno orgánico y una relación carbono/nitrógeno excesivamente estrecha que compromete el metabolismo aeróbico, desencadenando la volatilización masiva de amoníaco en fase gaseosa y la consecuente generación de problemas de olores (Kumar et. Al, 2010). La adición planificada de restos de poda urbana triturada actúa como una fuente correctora proveedora de carbono orgánico total de degradación lenta que equilibra estequiométricamente la mezcla, proporcionando además una red de soporte físico y macroporosidad estructural que evita el apelmazamiento de la biomasa húmeda y asegura la libre circulación del oxígeno dentro de la matriz sólida del compost.

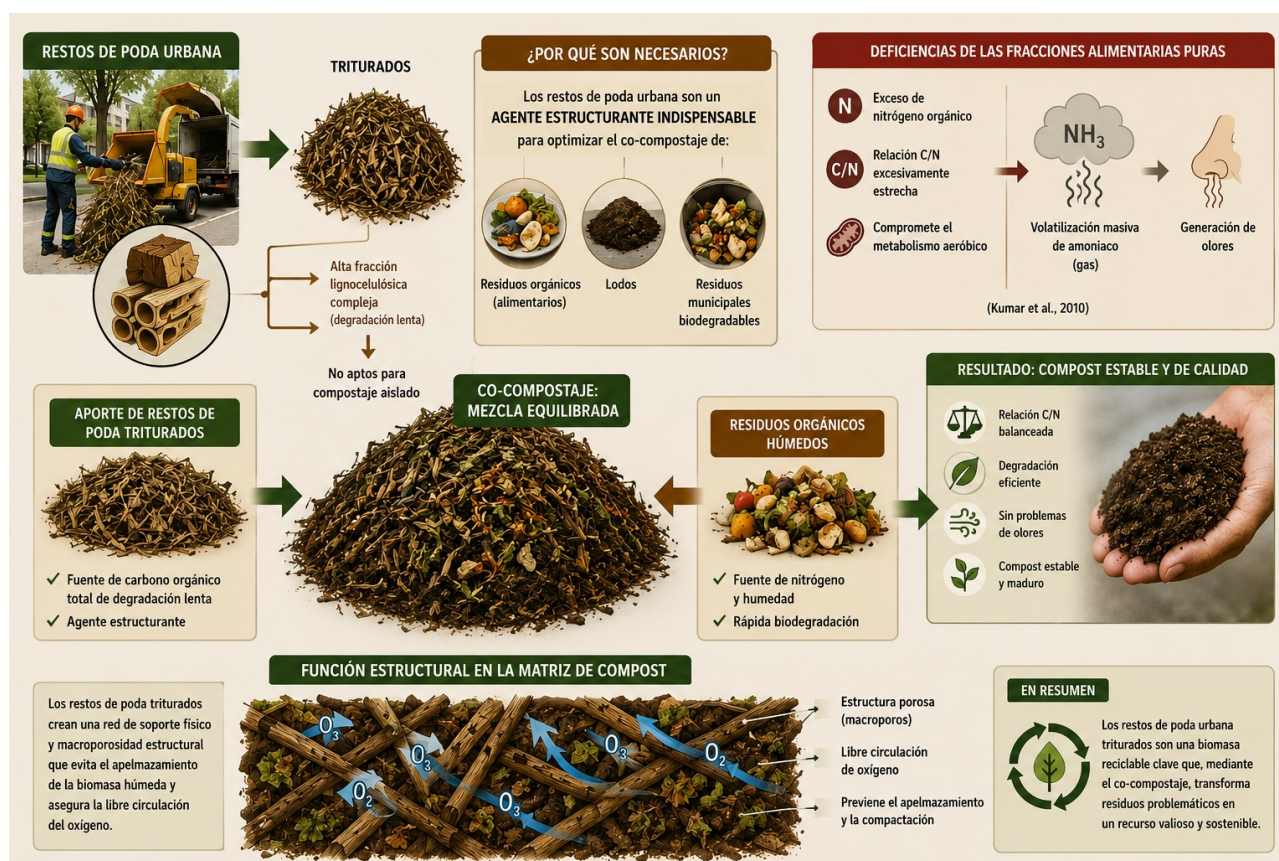


Figura 3. Esquema conceptual del proceso de co-compostaje de la fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) y restos de poda urbana triturada, detallando la corrección de la relación C/N, la mitigación de la emisiones de amoníaco (NH_3) y la configuración de la macroporosidad estructural en la pila. Fuente: Elaboración propia (2026)

1.5. Compostaje de FORS: sistemas y procesos

El diseño de los sistemas de compostaje de fracción orgánica recogida selectiva (FORS) aplicados por la Universidad Miguel Hernández y el Consorcio Terra se fundamenta en una estructura descentralizada y adaptativa que combina plantas industriales de tratamiento mecánico-biológico con redes de compostaje comunitario y escolar a través del programa cooperativo Terra Compost (Consorcio Terra, 2026a). En algunas instalaciones de gran escala, por ejemplo la planta de tratamiento de El Campello, el modelo de compostaje parte inicialmente de reactores de biometanización de la FORS seguidos de túneles de compostaje cerrados y trincheras automatizadas con sistemas de ventilación forzada que succiona el aire para conducirlo a biofiltros de astillas de madera, optimizando el control de olores y la captura de amoníaco (Consorcio Mare, 2026). Por el contrario, los sistemas descentralizados y los ensayos a escala piloto-industrial –

como el desarrollado en la planta experimental CompoLab de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela – recurren a configuraciones de pilas móviles de compostaje dispuestas completamente a la intemperie sobre una solera de hormigón impermeable. Esta disposición abierta expone de forma directa la biomasa a las condiciones meteorológicas locales, la evaporación natural y la radiación solar, requiriendo un control estricto de los lixiviados mediante pendientes en la solera y una gestión hídrica rigurosa para evitar la desecación de los bordes externos de la pila.



Figura 4. Esquema comparativo entre un sistema industrial cerrado de tratamiento mecánico biológico con reactores de biometanización y un sistema descentralizado de compostaje aeróbico abierto a la intemperie. Fuente: Elaboración propia (2026).

Independientemente de la escala del dispositivo, el proceso bioquímico y microbiológico de la FORS se ejecuta bajo un estricto control de parámetros analíticos que comienza con el mezclado estequiométrico en una proporción aproximada de una parte de restos de poda leñosa por cada dos partes de residuos orgánicos para estabilizar la relación Carbono/Nitrógeno inicial en un rango de 25 a 30 (Bernal et al., 2009). La primera etapa es la fase mesófila donde las bacterias degradan los azúcares y los aminoácidos solubles, elevando la temperatura de la pila en pocos días por encima de los 55 °C, lo que da inicio a la fase termófila donde los microorganismos esporulados

destruyen por completo los patógenos entéricos como *Salmonella sp* y *Escherichia coli* (Gurtler et al., 2018), así como las semillas de hierbas no deseadas, cumpliendo así con los requisitos higiénicos de la normativa. Posteriormente, el sistema entra en fase de enfriamiento donde disminuye paulatinamente la actividad bacteriana y proliferan poblaciones de hongos y actinomicetos, encargados de romper polímeros complejos como la celulosa y la lignina de la poda (Tuomela et al., 2000). Esta degradación lenta da paso a la etapa de maduración y humificación, transformando la biomasa estabilizada en un compost maduro rico en ácidos húmicos y fúlvicos con un índice de madurez óptimo y libre de fitotoxicidad.

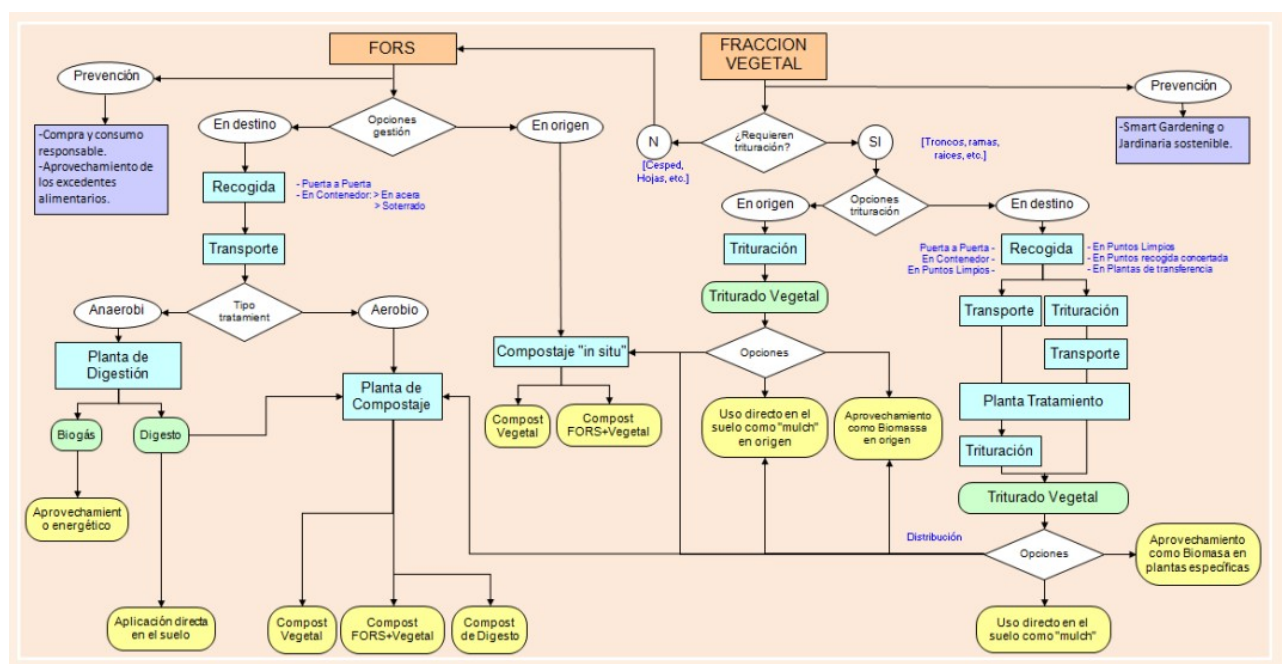


Figura 5. Diagrama de flujo de las opciones de gestión, recogida, transporte y rutas de tratamiento biológico para la fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) y la fracción vegetal a nivel municipal. Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013).

A escala industrial, la definición de las proporciones de mezcla iniciales en las plantas de tratamiento está estrictamente condicionada por la necesidad de alcanzar un equilibrio entre la alta humedad del biorresiduo y la porosidad estructural de la masa (Guo et al., 2019; Abdellah et al., 2022). En las instalaciones de la planta de Piedra Negra, gestionada por el Consorcio Terra, la rutina operativa se fundamenta en la aplicación de una ratio habitual de dos partes de fracción orgánica de recogida selectiva por cada parte de agente estructurante vegetal medido en volumen. Al trasladar este balance volumétrico comercial a términos de masa (Igbal et al., 2010; Huet et al., 2012) sobre peso fresco, debido a la elevada densidad aparente de la FORS del

contenedor marrón frente a la ligereza de la biomasa leñosa, la dosificación convencional se sitúa en un rango operativo de entre 25% y 30% en peso de poda urbana triturada frente a un 70% o 75% de biorresiduos húmedo (Gilabert et al, 2021). Esta proporción estándar busca garantizar un espacio poroso libre que permita la succión o inyección de aire en las trincheras (Chang & Chen, 2010; Alves et al., 2024), actuando como la línea base de referencia sobre la cual se evalúa la necesidad técnica de incrementar la absorción de los excedentes vegetales municipales.

1.6. Emisiones vinculadas al compostaje

El compostaje transforma materia orgánica, pero genera emisiones gaseosas, principalmente dióxido de carbono (CO_2) principalmente como subproducto respiratorio, metano (CH_4) derivado de condiciones anaeróbicas locales y óxido nitroso (N_2O) producto de la desnitrificación microbiana (Gilabert et al, 2021). Estas emisiones gaseosas varían según la gestión y las condiciones del proceso. Además de los gases de efecto invernadero (GEI), se generan compuestos orgánicos volátiles (COVs) durante las fases iniciales de degradación y sulfhídrico (H_2S), que son los responsables de los olores y el impacto ambiental (Font et al, 2011).

El dióxido de carbono constituye la principal emisión en volumen durante el compostaje, siendo el indicador directo de la actividad metabólica de los microorganismos heterótrofos que oxidan la materia orgánica fácilmente degradable (Barrena Gómez et al., 2006; Gómez-Brandón et al., 2008). Durante las fases iniciales mesófila y termófila, las bacterias y hongos consumen los carbohidratos solubles, proteínas y lípidos, utilizando el oxígeno disuelto como aceptor final de electrones en su respiración celular, lo que genera un flujo constante de CO_2 que disminuye paulatinamente a medida que el residuo se estabiliza y entran en juego polímeros más complejos como la lignina. La cuantificación de esta tasa de emisión de carbono es fundamental para evaluar la madurez del compost, ya que en una alta liberación de este gas en las fases finales denota un sustrato aún inestable y biológicamente activo (Goya et al., 2005; Kalamdhad et al., 2008).

El metano es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global muy superior al CO_2 (IPCC, 2021) y su emisión durante el compostaje está estrictamente ligada a la aparición de microambientes anaeróbicos dentro de las pilas o reactores (Li et al., 2023). Cuando la humedad supera los niveles óptimos (generalmente por del 65%) o la granulometría del material es

demasiado fina y compacta, el agua ocupa los macroporos obstruyendo la libre difusión del oxígeno y permitiendo que las arqueas metanogénicas estrictas colonicen el núcleo de la masa residual (Preble et al, 2020; Nordahl et al., 2023). Estos microorganismos anaerobios degradan los ácidos grasos volátiles intermedios producidos previamente por las bacterias fermentativas, transformándose en CH_4 que se libera a la atmósfera si la pila no recibe el volteo mecánico o la aireación forzada necesaria para reoxigenar el sistema.

El óxido nitroso representa una de las emisiones más críticas debido a su destructivo potencial sobre la capa de ozono y su formación es el resultado de un complejo acoplamiento de procesos microbiológicos secuenciales de nitrificación y desnitrificación en zonas con gradientes de oxígeno fluctuantes. En las capas periféricas y óxicas de la pila, las bacterias nitrificantes oxidan el amonio transformándolo en nitrito y nitrato; sin embargo, cuando estos iones difunden hacia el interior de las zonas anóxicas, las bacterias desnitrificantes los utilizan como aceptores de electrones en ausencia de oxígeno elemental. Si la desnitrificación es incompleta debido a bajas relaciones de carbono disponible, temperaturas extremadamente altas en la fase termófila o un pH inadecuado, el proceso se interrumpe antes de llegar a nitrógeno gas (N_2), provocando la síntesis y liberación masiva de N_2O (Zhang et al., 2022).

Los compuestos orgánicos volátiles engloban una familia diversa de sustancias (como alcoholes, cetonas, ésteres, terpenos y compuestos aromáticos) que se liberan de forma masiva durante las primeras 48 a 72 horas del proceso de compostaje, coincidiendo con la fase mesófila inicial de acidogénesis (Font et al., 2011). Al desmenuzarse y mezclarse los biorresiduos, las células vegetales y animales se rompen liberando compuestos preexistentes, al tiempo que las bacterias fermentativas hidrolizan la materia orgánica de fácil asimilación generando metabolitos secundarios de bajo peso molecular y alta presión de vapor. Estos COVs no solo actúan como precursores del ozono troposférico a nivel ambiental, sino que alteran drásticamente el perfil odorífero de la planta de tratamiento, requiriendo sistemas de confinamiento y el uso de biofiltros biológicos para su correcta mitigación y absorción antes de su salida a la atmósfera (Font et al., 2011).

Las emisiones de amoniaco constituyen la principal vía de pérdida de nitrógeno en el compostaje, mermando severamente el valor fertilizante del producto final y contribuyendo de forma directa a

los procesos de acidificación y eutrofización de los ecosistemas circundantes. El NH_3 se genera mediante la mineralización biológica del nitrógeno orgánico presente en proteínas, aminoácidos y urea (proceso conocido como amonificación), el cual se encuentra en equilibrio dinámico en forma de ión amonio (NH_4^+) en la fase líquida de la pila. Este equilibrio químico se desplaza drásticamente hacia la forma gaseosa volátil (NH_3) a medida que la temperatura ambiental se eleva por encima de los 50 °C durante la fase termófila y el pH de la matriz se vuelve alcalino (superior a 7,5), liberándose de forma masiva en cada volteo mecánico.

El sulfuro de hidrógeno es un gas incoloro, altamente tóxico y con un umbral de olor extremadamente bajo (característico a huevos podridos), cuya presencia en las plantas de compostaje está ligada de forma unívoca a condiciones de anoxia severas y potencial redox negativo. Bajo estas circunstancias de exclusión de oxígeno, las bacterias sulfatorreductoras utilizan los sulfatos presentes en el residuo como aceptores terminales de electrones para oxidar la materia orgánica, reduciéndolos directamente a H_2S gaseoso. Asimismo, la degradación anaeróbica de aminoácidos azufrados como la cisteína y la metionina, abundantes en los biorresiduos de origen animal de la FORS, acelera la liberación de este compuesto y de otros mercaptanos volátiles que complican severamente la gestión ambiental de los gases residuales.

El control analítico de las emisiones atmosféricas justifica de manera rigurosa la incompatibilidad de derivar la FORS fresca hacia procesos de incineración masiva o valorización térmica directa. La introducción de biorresiduos con elevados niveles de humedad reduce de forma drástica el rendimiento energético global de los hornos industriales debido al consumo de calor necesario para evaporar el agua contenida en la masa orgánica (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2013).

Adicionalmente, la literatura científico-técnica del Ministerio advierte que los biorresiduos domésticos actúan como unos de los principales elementos precursores involuntarios para la síntesis de dioxinas y furanos en los procesos térmicos debido a las combustiones incompletas de la materia orgánica en presencia de sustancias cloradas consolidando al compostaje aeróbico termófilo como la vía de tratamiento biológico más segura y de menor impacto ambiental.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este Trabajo Fin de Máster es evaluar de manera experimental la viabilidad técnica, operativa y ambiental de incrementar la proporción de agente estructurante, compuesto por residuos vegetales procedentes de la poda urbana triturada, frente a la fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) en el proceso de compostaje a escala piloto-industrial. A través de este diseño, se persigue determinar si el aumento en la dosificación de la poda vegetal, por encima de los ratios comerciales convencionales, constituye una solución viable y ecológicamente eficiente para absorber los excedentes leñosos municipales acumulados en el territorio, optimizando al mismo tiempo el rendimiento termodinámico de las mezclas y mitigando el impacto de la huella de carbono en condiciones de intemperie dentro de los principios fundamentales de la Economía Circular. El ciclo analítico global de la fase biooxidativa contempló una ventana temporal de seguimiento intensivo de 90 días en las instalaciones de la Planta de Compostaje Experimental (CompoLab) de la Universidad Miguel Hernández en Orihuela. Cabe destacar de forma estricta que la presente memoria abordará de manera exclusiva los resultados y la discusión de la evolución del proceso cinético hasta el día 90, debido a que la etapa posterior de maduración en sacas Big Bag concluye formalmente fuera de la ventana de redacción y depósito de este documento.

En este apartado se definen una serie de objetivos específicos secuenciales interconectados que guardan una correlación directa con el desarrollo de la discusión de los resultados obtenidos:

- Evaluar la influencia de la ratio de mezcla sobre la evolución de los perfiles térmicos y cuantificar de manera estadística el Índice de Expresión Térmica Acumulada (EXI) en los hitos temporales de los 30, 60 y 90 días del proceso, con el fin de verificar si el incremento del agente estructurante vegetal compromete o favorece el mantenimiento de las temperaturas de higienización frente al control puro de biorresiduos.
- Monitorizar y analizar las cinéticas de emisión puntuales superficiales de los principales gases de efecto invernadero GEI (CO_2 , CH_4 , N_2O y amoníaco) durante el proceso, caracterizando de forma secuencial a los 0, 8, 15, 23, 36, 46, 65, 79 y 90 días las curvas de

liberación de cada gas estudiado para identificar la aparición de microambientes anóxicos o pérdidas de nitrógeno en cada mezcla/sustrato.

- Cuantificar los balances de masas de las emisiones acumuladas GEI finales para cada uno de los flujos gaseosos estudiados al término de los 90 días mediante integración matemática por intervalos, evaluando la pérdida total de los elementos volátiles en base al diseño físico de prisma trapezoidal de las pilas experimentales.
- Determinar el impacto de la huella de carbono global de cada tratamiento mediante el cálculo final del Potencial de Calentamiento Global (GWP) expresado en kilogramos de dióxido de carbono equivalente por tonelada de residuos tratados, aplicando los factores vigentes del IPCC para el metano y el óxido nitroso con el fin de establecer de manera estadística qué proporción binaria de mezcla optimiza de forma más eficiente la retención de gases y convalida el aprovechamiento de los restos de poda.
- Caracterizar analíticamente las propiedades químicas del compost al final de la fase biooxidativa mediante el modelo estadístico de medidas repetidas, comparando la evolución de estas propiedades en los diferentes tratamientos establecidos para determinar qué porcentaje de mezcla optimiza el valor fertilizante (especialmente respecto al contenido de nitrógeno, fósforo y potasio), así como el equilibrio de los macrominerales esenciales del calcio y magnesio, así como el índice Carbono/Nitrógeno como indicador de madurez del proceso y su relación con la emisión de gases GEI.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Diseño experimental

Para dar cumplimiento a los objetivos planteados en esta investigación, se diseñó un protocolo de ensayo a escala piloto-industrial enfocado en evaluar la interacción de diferentes proporciones binarias de mezcla entre la fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) y un

agente estructurante vegetal derivado de restos de poda urbana triturada, tomando como referencia de partida las ratios habituales de la planta de Piedra Negra.

Tabla 1. Nombre, código y proporción de material en cada una de las pilas.

TRATAMIENTO	CÓDIGO	PODA	FORS
CIG 92	1A	100%	0%
CIG 93	1B	66%	34%
CIG 94	1C	50%	50%
CIG 95	1D	34%	66%
CIG 96	1E	0%	100%

Nota. Los valores porcentuales de las materias primas corresponden al balance gravimétrico inicial calculado sobre peso fresco para el conformado de cada pila en la planta experimental de CompoLab. Abreviaturas operacionales: CIG = código de identificación interno de lote de la Planta de Compostaje Experimental; FORS = Fracción Orgánica de Recogida Selectiva procedente de contenedor marrón municipal de la planta de Piedra Negra. Fuente: Elaboración propia (2026)

Mientras que el modelo industrial convencional opera de forma estandarizada con una proporción próxima al 30% en peso de poda vegetal, el diseño experimental de este estudio planteó el montaje y evaluación en paralelo de cinco pilas de compostaje entre nueve y diez metros cúbicos cada una a la intemperie, identificadas bajo los códigos correlativos desde CIG 92 hasta CIG 96, para testar el efecto de incrementar masivamente la presencia del residuo leñoso. Dos de estas pilas, se concibieron como tratamientos control puros de las materias primas individuales, correspondiendo la pila CIG 92 al 100% de poda urbana y CIG 96 al 100% de FORS pura. Por su parte, las tres pilas restantes se formularon combinando ambos residuos en proporciones binarias progresivas, fijándose la pila CIG 93 con un 66% de poda urbana y un 34% de FORS, la pila CIG 94 con un ratio equilibrado al 50% de cada ingrediente en peso fresco, y finalmente la pila CIG 95 con un 34% de material leñoso estructurante frente a un 66% de la fracción de biorresiduos húmedo, asemejándose esta última a la dosificación comercial habitualmente empleada en las plantas de tratamiento del Consorcio.



Figura 6. Preparación y limpieza de impropios de las pilas de biorresiduos y poda en CompoLab. Fuente: Elaboración propia (2026)

3.2. Características de los residuos utilizados

Los sustratos orgánicos seleccionados para la experimentación procedieron de flujos de gestión diferenciados, garantizando la homogeneidad de los lotes de partida para evitar sesgos analíticos en el ensayo. La fracción orgánica de recogida selectiva de residuos domiciliarios (FORS) actuó como el residuo base aportante de nutrientes, procediendo directamente de los municipios que forman el Consorcio Terra que ha instaurado de forma efectiva la separación en origen de la materia orgánica mediante la implantación del contenedor marrón. Desde el punto de vista físico-químico, este material se caracterizó inicialmente por una elevada densidad aparente, una alta humedad inicial y una estrecha relación carbono/nitrógeno debido a su naturaleza rica en restos alimentos y materia fermentable de cocina. No obstante, a nivel macroscópico y visual, la FORS empleada exhibió un porcentaje limitante de materiales impropios no biodegradables mezclados de forma heterogénea en la masa, atendiendo a los datos del informe técnico interno del consorcio, la caracterización gravimétrica real de la planta de Piedra Negra registran una pureza

del 88,43% de materia orgánica y poda evidenciando la presencia de un 2,57% de celulosas de higiene alimentaria, un 2,02% de plásticos comerciales y bolsas que obligaron a realizar labores complementarias de cribado manual y acondicionamiento antes y durante el manejo de las pilas.



Figura 7. A la izquierda impropios cribados manualmente de la fracción de residuos orgánicos recogidos del contenedor marrón antes de formar las pilas. A la derecha poda urbana recogida en los municipios del Consorcio Terra antes de ser triturada. Fuente: Elaboración propia (2026).

Por su parte, el agente estructurante consistió en biomasa vegetal de origen lignocelulósico procedente de la poda urbana y de la jardinería municipal, la cual fue sometida previamente a un proceso mecánico de triturado homogéneo. Para constatar las propiedades físicas de partida de los sustratos, la caracterización de referencia nacional establecida para la guía técnica del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente determina que la FORS se define como el flujo más inestable debido a un contenido de humedad promedio que oscila entre el 75% y el 80% de su peso total, una riqueza en nitrógeno orgánico del 5,50% y una relación Carbono/Nitrógeno estrecha situada en un valor de 17.

Por el contrario, la fracción vegetal derivada de la poda leñosa se caracteriza de forma opuesta por una humedad reducida de entre el 20% y el 40%, un contenido de nitrógeno orgánico de apenas 1,24% y una relación Carbono/Nitrógeno idónea de 32 tras su triturado mecánico, exhibiendo una densidad de entre 0,30 y 0,40 toneladas por metro cúbico. Esta marcada complementariedad analítica entre el exceso de agua y nitrógeno de la FORS y el esqueleto carbonado de la poda

leñosa proporciona la rigidez estructural necesaria para conferir macroporosidad y aireación a las mezclas binarias del ensayo, actuando como la fuente principal de carbono orgánico de degradación lenta indispensable para equilibrar los excesos de nitrógeno y los problemas de compactación derivados de la FORS.

3.3. Dispositivo de compostaje utilizado

La totalidad del ensayo experimental se ejecutó en las instalaciones de la Planta de Compostaje Experimental (CompoLab) ubicada en el campus de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO) de la Universidad Miguel Hernández. El dispositivo experimental de este estudio se configuró completamente a la intemperie sobre una solera de hormigón impermeable, exponiendo de forma directa a las pilas a las condiciones meteorológicas y de radiación solar de la zona. El control de la temperatura interior de cada uno de los tratamientos se realizó mediante la inserción de sondas térmicas ubicadas en el núcleo de la masa, las cuales permanecieron conectadas de forma ininterrumpida a un sistema automatizado de registro continuo de datos de tipo Data Logger para capturar las oscilaciones de las fases mesófila y termófila.



Figura 8. Vista aérea e infraestructura exterior de la Planta de Compostaje Experimental (CompoLab) en el campus de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO) de la Universidad Miguel Hernández. Fuente: CIAGRO (2026).

3.4. Desarrollo experimental

3.4.1. Cálculo y preparación de la mezcla

Con anterioridad al montaje físico de los tratamientos, se realizaron balances de masa teóricos basados en la propiedades físico-químicas estimadas de los residuos con el fin de proyectar una humedad inicial próxima al 60%. Una vez acopiados los materiales en la planta de CompoLab, se procedió a la pesada gravimétrica sobre peso fresco de los ingredientes individuales requeridos para cada pila según su código asignado. Sin embargo, debido a la calidad de partida de la fracción orgánica procedente del contenedor marrón, antes de proceder al conformado definitivo de las pilas fue estrictamente necesario realizar una exhaustiva labor de separación manual para retirar la gran cantidad de materiales impropios, principalmente plásticos comerciales y bolsas no compostables, que venían mezclados de forma heterogénea en el biorresiduo. Una vez acondicionado el material y libre de esta fracción contaminante, las materias primas se depositaron de forma estratificada sobre la solera y se mezclaron de manera mecánica

mediante volteos sucesivos con una pala cargadora hasta asegurar una total homogeneización visual y estructural de la biomasa, esta operación mecánica estableció en este instante el momento cero del proceso biológico.

3.4.2. Seguimiento del proceso de compostaje

La monitorización operacional y el control de los parámetros físicos de las pilas se estructuraron de forma rigurosa a lo largo de todo el ciclo. El perfil térmico de los tratamientos se registró mediante una metodología dual complementaria: por un lado, se realizó un seguimiento continuo gracias a las sondas fijas insertadas permanentemente en el centro de la pila conectadas a un registro automático, y por otro lado, se efectuaron mediciones térmicas puntuales con un termómetro insertado en la gasera coincidiendo estrictamente con los momentos de muestreo y captación de flujos gaseosos. Para contrarrestar la intensa evaporación del agua provocada por la actividad microbiana y la exposición directa a las condiciones climáticas de la intemperie, se aplicó un protocolo de aporte hídrico estandarizado y controlado. A lo largo de los noventa días del proceso biooxidativo, cada una de las pilas fue regada un total de doce veces utilizando una manguera calibrada a un caudal constante de 90 l/min, aplicando el riego de manera homogénea durante un tiempo exacto de cinco minutos por pila en cada intervención, lo que garantizó un aporte idéntico de 450 litros de agua por pila en cada jornada de hidratación para mantener la humedad en los rangos biológicos óptimos.

3.4.3. Muestreo del material, volteos y otras operaciones realizadas

Para asegurar la renovación del oxígeno en los espacios porosos de la masa y evitar la consolidación de microorganismos anóxicos, se programó y ejecutó un calendario estricto de cinco volteos mecánicos en total, espaciados con una frecuencia aproximada de cada quince días a lo largo de la fase biooxidativa.



Figura 9. Operación de volteo mecánico de las pilas mediante pala cargadora para la renovación del oxígeno y la prevención de microambientes anóxicos en la masa biológica. Fuente: Elaboración propia (2026)

Los muestreos sistemáticos de material sólido se ciñeron de forma rigurosa a los hitos temporales de los 0, 50, 70, 90 días del proceso. En cada jornada de muestreo y para cada una de las pilas, el procedimiento físico consistió en la recogida de entre cinco y seis submuestras distribuidas a lo largo de todo el perfil de la pila para garantizar la representatividad. Este material fue homogeneizado manualmente in situ para proceder a la medición inmediata de la humedad y de la densidad aparente. Posteriormente, las muestras compuestas se trasladaron al laboratorio donde se extendieron en bandejas para su desecación en una estufa de aire forzado regulada a sesenta grados centígrados. Una vez seco el material, se procesó a través de un molino de palas hasta obtener un tamaño de partícula homogéneo de 0,10 mm, quedando la muestra pulverizada lista para las analíticas químicas posteriores.



Figura 10. *Protocolo de muestreo sistemático y obtención de la muestra compuesta homogeneizada a partir de submuestras representativas para su posterior caracterización analítica en laboratorio. Fuente: Elaboración propia (2026).*

Al alcanzar el día 90 del ciclo, se realizó el cribado general de los tratamientos y el material resultante se confinó para su conservación y etapa de maduración en sacas tipo Big Bag de un metro cúbico de capacidad.

3.5. Parámetros analizados, medición de gases GEI y métodos analíticos

El núcleo analítico del seguimiento atmosférico se centró en la monitorización experimental y la cuantificación de los flujos de los principales gases de efecto invernadero (dióxido de carbono, metano y óxido nitroso), así como del amoníaco. Para capturar de forma fiel la dinámica de desgasificación, se completó un cronograma de nueve muestreos de gases distribuidos estratégicamente de manera más intensiva al inicio del proceso y espaciados posteriormente; en concreto las captaciones se realizaron a los 0, 8, 15, 23, 36, 46, 65, 79 y 90 días, desde el arranque del compostaje.



Figura 11. Metodología de monitorización atmosférica en campo: (a) cuantificación analítica y lectura continua de concentraciones *in situ* mediante el analizador de gases portátil, y (b) captación superficial de flujos gaseosos mediante el método de cámaras de acumulación estáticas con registro térmico incorporado en el núcleo de la masa. Fuente: Elaboración propia (2026).

La captación de los flujos gaseosos emitidos por las superficies de las pilas se realizó utilizando el método de cámaras de acumulación estáticas acopladas temporalmente sobre la parte superior de cada tratamiento. La cuantificación de las concentraciones se ejecutó de manera directa en campo conectando las cámaras a una gasera portátil de medición continua, la cual succionó el aire confinado para registrar las variaciones analíticas de cada gas *in situ* (Mira Urios, 2025).

3.5.1. Cuantificación analítica de macronutrientes, macrominerales y relación C/N en el sólido

Para dar soporte analítico a la caracterización química avanzada de las mezclas sometidas a compostaje y permitir el contraste de las columnas del residuo molido, se determinó el contenido total de elementos minerales a partir de las muestras compuestas secas recogidas en los hitos temporales del ciclo. La concentración de Nitrógeno Total (NT) en el residuo sólido se cuantificó de manera directa mediante el método de combustión Dumas, utilizando un analizador elemental automático donde la muestra pulverizada a 0,1 mm sufrió una pirólisis instantáneo a alta temperatura en atmósfera de oxígeno puro, permitiendo la reducción de los óxidos de nitrógeno a

nitrógeno molecular elemental para su lectura mediante un detector de conductividad térmica calibrado. Paralelamente, el Carbono Orgánico Total (COT) se determinó de forma acoplada por análisis elemental en el mismo dispositivo tras la eliminación sistemática de los carbonatos inorgánicos mediante pretratamiento ácido. A partir de las concentraciones individuales obtenidas para ambos elementos, se calculó matemáticamente el cociente físico-químico individualizado entre el Carbono Orgánico Total y Nitrógeno Total para establecer la relación Carbono/Nitrógeno (C/N) sólida, actuando esta ratio como el parámetro marcador de la madurez y de las pérdidas de nitrógeno del sustrato.

Por su parte, el análisis cuantitativo de los macrominerales estructurales esenciales, específicamente el calcio (Ca) y el magnesio (Mg) mediante espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). El procedimiento requirió una digestión ácida por vía húmeda de las muestras molidas empleando una mezcla concentrada de ácido nítrico y peróxido de hidrógeno en un sistema microondas cerrado de alta presión, diluyendo y nebulizando el extracto resultante hacia la antorcha de plasma para registrar la intensidad de emisiones de luz a las longitudes de onda características de cada metal.

3.6. Métodos estadísticos y cálculo de emisiones

El tratamiento informático de los datos experimentales y el análisis estadístico de los resultados se realizó utilizando un paquete de software estadístico especializado. Para evaluar de manera rigurosa el efecto de la ratio de mezcla de las cinco pilas binarias y controles (CIG 92 a CIG 96) sobre la evolución de la temperatura, el índice de Expresión Térmica Acumulada (EXI) a los 30, 60 y 90 días, así como sobre los flujos de gases puntuales y acumulados, las variables se sometieron a análisis de varianza (ANOVA) de una vía, fijando un nivel de significación estadística de $p < 0.05$. En aquellos parámetros donde el ANOVA reveló diferencias significativas entre los tratamientos se aplicó una prueba de comparación múltiple post-hoc de Tukey para establecer los rangos de significación y realizar la correspondiente asignación de letras estadísticas minúsculas observables en las representaciones gráficas.

Para evaluar de forma específica la variabilidad espacial, la independencia temporal y la evolución físico-química de los 22 parámetros analizados en la matriz sólida del residuo (muestreos desde el momento inicial hasta el día noventa), el enfoque correcto consistió en la aplicación de un modelo

lineal mixto de Análisis de Varianza de Medidas Repetidas en el tiempo mediante el software InfoStat. Este modelo estadístico avanzado permitió separar la varianza íter-sujeto, asociada a las diferencias inherentes ante las proporciones de las pilas de compostaje, de la varianza intra-sujeto, vinculada a los cambios dinámicos y cinéticos sufridos a lo largo de los días de procesamiento, aislando el factor de correlación temporal. Los promedios globales de las columnas analizadas se contrastaron mediante la prueba post-hoc de Tukey a un nivel de significación críticos de $p < 0,05$ para la separación y etiquetado por letras de los grupos significativos.

Por su parte, la cuantificación de las emisiones acumuladas finales metano, dióxido de carbono, óxido nitroso y amoniaco al término de los 90 días de la fase bioxidativa se determinó de forma matemática mediante la integración de los flujos; para ello, se multiplicó el flujo medio obtenido entre dos mediciones cinéticas puntuales consecutivas por el intervalo de tiempo transcurrido entre ambas fechas. El sumatorio de desgasificación total por tonelada de residuo integrado en el balance consideró la superficie geométrica exterior expuesta de cada pila, definida por su morfología física de prisma trapezoidal. Finalmente, el impacto ambiental globalizado se calculó mediante el Potencial de Calentamiento Global (GWP) acumulado a los 90 días, expresando el sumatorio en kilogramos de dióxido de carbono equivalente por tonelada de residuos tratados a partir de los factores de conversión del IPCC para el metano y el óxido nitroso, excluyendo de manera estricta las emisiones de dióxido de carbono del cómputo global del GWP al ser catalogado metodológicamente como carbono de origen biogénico neutro.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Evolución de la temperatura e índices de expresión térmica (EXI)

El perfil térmico registrado a lo largo de los 90 días de la fase bioxidativa desveló dinámicas marcadamente diferenciadas entre los tratamientos en función de la proporción de materia orgánica asimilable introducida. La pila control constituida exclusivamente por residuos de poda urbana (1A) exhibió una curva térmica muy atenuada, iniciando el proceso en torno a los 25 °C y

alcanzando valores máximos que apenas superaron los 45 °C, para posteriormente descender de forma paulatina hacia la temperatura ambiente debido a la escasez de nutrientes de fácil degradación (Gilabert et al., 2021). Por el contrario, la incorporación de la fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) actuó como un activador microbiológico inmediato en el resto de los tratamientos. Las pilas binarias 1C y 1D, así como el control puro de biorresiduos 1E, mostraron un incremento violento de la temperatura media durante la primera semana, superando rápidamente el umbral crítico de los 55 °C indispensables para la higienización de la masa. Este comportamiento termófilo se vio modulado de forma directa por los manejos operativos de volteo y riego manual; cada operación de volteo mecánico generó un descenso térmico transitorio debido al enfriamiento por convección, seguido de una reactivación biológica inmediata gracias a la renovación del oxígeno en los poros (Aviño Calero, 2021).

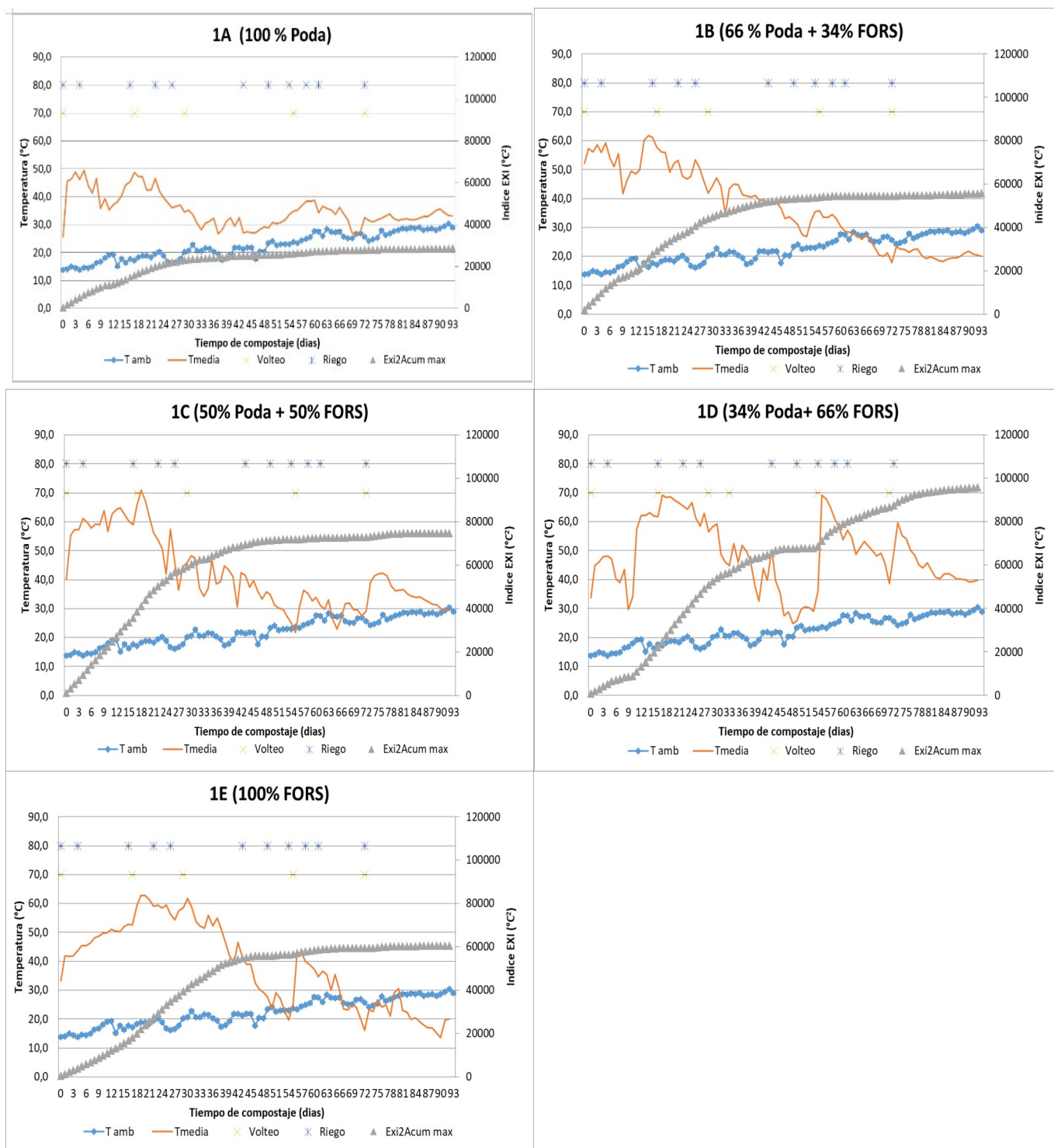


Figura 12. Evolución temporal del perfil térmico interior y del índice de expresión térmica acumulada (EXI) en las cinco pilas experimentales (1A a 1E) durante los 90 días del proceso bioxidativo. El eje de ordenadas principal (izquierda) representa la temperatura media de la masa (T_{media}) y la temperatura ambiente (T_{amb}) expresadas en grados centígrados ($^{\circ}\text{C}$), mientras que el eje de ordenadas secundario (derecha) cuantifica el valor del índice calórico acumulado ($Exi2Acum\ máx$) expresado en grados centígrados ($^{\circ}\text{C.d}$).

Las marcas superiores indican de manera cronológica los hitos operacionales de volteo mecánico y riego controlado aplicado al compost en condiciones. Fuente: Elaboración propia (2026).

La capacidad de mantenimiento de esta energía térmica en el tiempo se evaluó cuantitativamente mediante el índice de Expresión Térmica Acumulada (EXI) medido de forma secuencial en los hitos de los 30, 60 y 90 días del proceso. Al analizar la evolución de este parámetro, se constata que la acumulación calórica aumenta de forma proporcional a la cantidad de FORS presente en el sustrato inicial, alcanzando su cenit sostenido en la mezcla 1D (34% Poda + 66% FORS). El análisis de varianza (ANOVA) simple ejecutado sobre el índice EXI acumulado total al día noventa confirmó la existencia de diferencias estadísticas altamente significativas entre las formulaciones evaluadas. La prueba de comparación múltiple agrupó los resultados finales en cuatro categorías ortogonales bien definidas: la pila de poda pura (1A) quedó relegada al nivel más bajo (letra a), mientras que las mezclas 1B y el control 1E compartieron el mismo rango estadístico intermedio (letra b). Por su parte, la pila equilibrada al 50% (1C) se situó de forma aislada en un nivel superior (letra c), siendo finalmente la combinación 1D la que optimizó la retención de calor en el sistema al alcanzar el valor absoluto más elevado del ensayo con una diferencia estadística óptima (letra d). Este máximo metabólico en 1D sugiere que una proporción de 66% de FORS aporta la cantidad idónea de nutrientes e hidratos de carbono fermentables mientras que el 34% de poda urbana remanente es suficiente para mantener la porosidad física justa y retener los flujos calóricos generados en condiciones de intemperie.

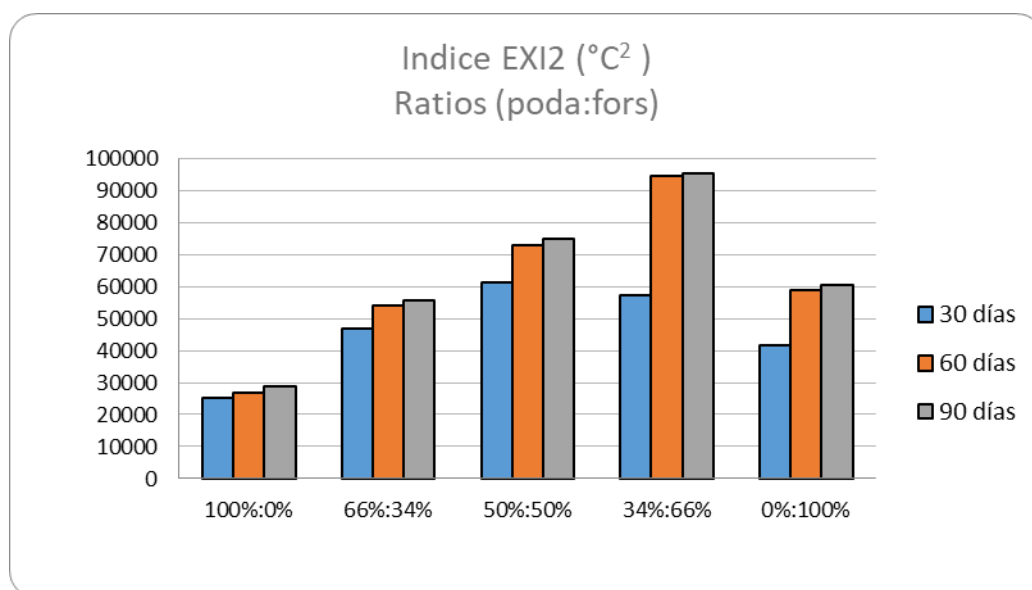


Figura 13. Cuantificación comparativa del índice de expresión térmica acumulada (EXI2) para las cinco pilas experimentales en función de la ratio de mezcla (poda:FORS) a los 30, 60 y 90 días del proceso biooxidativo. El eje de ordenadas (vertical) cuantifica la acumulación calórica global expresada en grados centígrados al cuadrado ($^{\circ}\text{C}^2$), mientras que el eje de abscisas (horizontal) agrupa los tratamientos ensayados según su dosificación porcentual sobre peso fresco. La leyenda lateral diferencia mediante un código de colores la progresión temporal acumulada a lo largo de las fases del ciclo operacional. Fuente: Elaboración propia (2026)

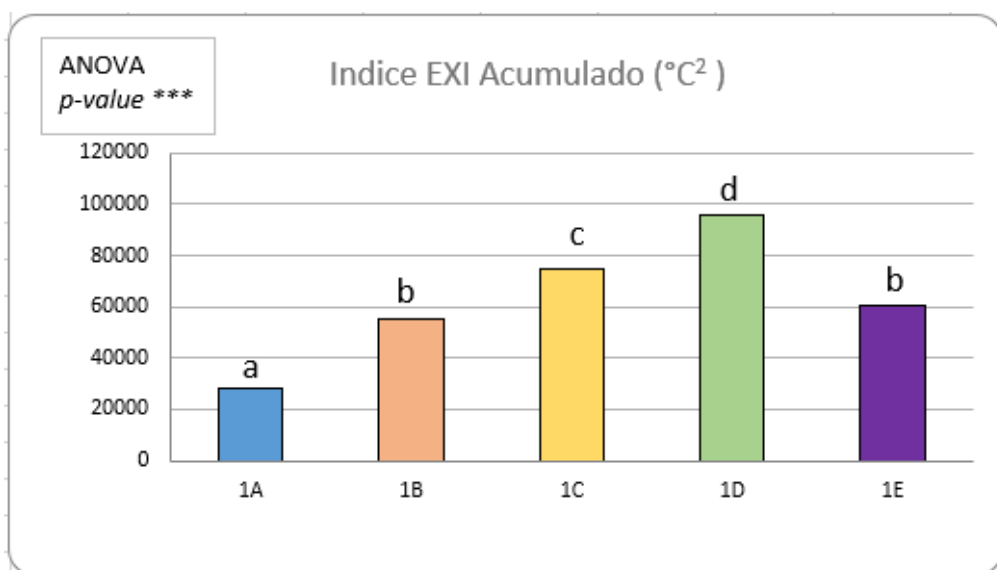


Figura 14. Índice de expresión térmica acumulado total ($^{\circ}\text{C}^2$) al día 90 para los tratamientos (1A a 1E). Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas según el test post-hoc de Tukey (ANOVA, $p < 0,001$). Fuente: Elaboración propia (2026).

4.2. Dinámica de las emisiones puntuales de gases de efecto invernadero GEI y del amoníaco

La monitorización experimental de los flujos gaseosos puntuales a lo largo de los 90 días reveló que la tasa de desgasificación superficial está íntimamente ligada a la cinética térmica y al grado de anoxia local de las pilas. La emisión puntual de dióxido de carbono, utilizada como indicador directo de la respiración heterótrofa global, se mantuvo en niveles mínimos en la pila 1A durante todo el ciclo debido a su baja actividad microbiana. En contraposición, los sustratos con mayor carga de FORS (1D y 1E) experimentaron un incremento exponencial en la liberación de CO_2 a partir del primer tercio del ensayo, de manera que la respiración del sistema se disparó

notablemente entre las mediciones centrales del ciclo, para finalmente decaer de forma drástica hacia el día 90 coincidiendo con el agotamiento progresivo de la materia orgánica lábil.

Por su parte, las cinéticas de emisión de metano (CH_4) y amoníaco (NH_3), reflejaron las limitaciones físicas inducidas por la compactación y la degradación de proteínas. El CH_4 se mantuvo controlado y cercano a cero durante las primeras semanas en todas las pilas debido a la correcta aireación inicial. Sin embargo, en el último tercio del ensayo, las pilas con elevada proporción de biorresiduos húmedos (1D y 1E) dispararon sus emisiones puntuales de forma masiva, alcanzando picos analíticos muy elevados en la fase tardía (Preble et al., 2020). Este fenómeno denota que el exceso de FORS, al carecer de una estructura leñosa rígida que soporte el peso de la masa húmeda, termina por colapsar los macroporos bajo su propia densidad tras los sucesivos riegos, bloqueando la difusión de oxígeno y consolidando condiciones de anoxia severa en el núcleo que favorecen el metabolismo metanogénico de las arqueas. En cuanto al NH_3 , las emisiones puntuales escalaron rápidamente desde la primera semana en los tratamientos mixtos y puros, correlacionándose de forma directa con la alcalinización del pH y el incremento de la temperatura termófila, alcanzando valores de volatilización del nitrógeno amoniacal que encontraron su pico absoluto en el tratamiento de puro biorresiduo (1E). Finalmente, el perfil de óxido nitroso (N_2O) mostró una tendencia de emisión tardía en las pilas con alto contenido en FORS, concentrando sus picos puntuales hacia el final del seguimiento de los 90 días, lo que evidencia fenómenos de desnitrificación incompleta en microzonas anaeróbicas remanentes durante la transición térmica de la masa (Zhang et al., 2022).

Las tasas de volatilización del amoníaco se mantuvieron en niveles elevados durante la mayor parte del proceso de compostaje. Este comportamiento analítico respondió a la naturaleza multifactorial de la fracción orgánica de recogida selectiva, la cual aportó una gran cantidad de elementos biodegradables y compuestos putrescibles de fácil fermentación. A medida que avanzó el proceso, cada intervención de la volteadora mecánica ejerció un efecto dual de mezcla y troceo sobre el sustrato rompiendo los agregados compactos y exponiendo de manera continua nuevas fracciones de materia orgánica fresca a la acción metabólica de las bacterias heterótrofas. Esta renovación del alimento en los poros celulares sostuvo la intensa actividad biológica del sistema, justificando el mantenimiento de las elevadas temperaturas termófilas y la consecuente desgasificación amoniacal. Asimismo, este proceso físico de homogeneización mecánica

incrementó significativamente la superficie activa expuesta a la biodegradación microbiana, optimizando las propiedades de la masa para alcanzar una mayor eficiencia global en el tratamiento. Las consecuencias cinéticas de esta dinámica de troceo e incremento de la superficie de contacto celular se evidenciaron de forma clara en las gráficas superficiales a partir del día 23; en este hito del ensayo se registró un repunte coordinado y progresivo en la liberación de dióxido de carbono y, con una ligera antelación temporal, en las tasas de desgasificación puntual de metano, convalidando de manera analítica que la reactivación mecánica de la masa induce picos de respiración biológica seguidos de fenómenos locales de anoxia en el núcleo por la rápida demanda de oxígeno.

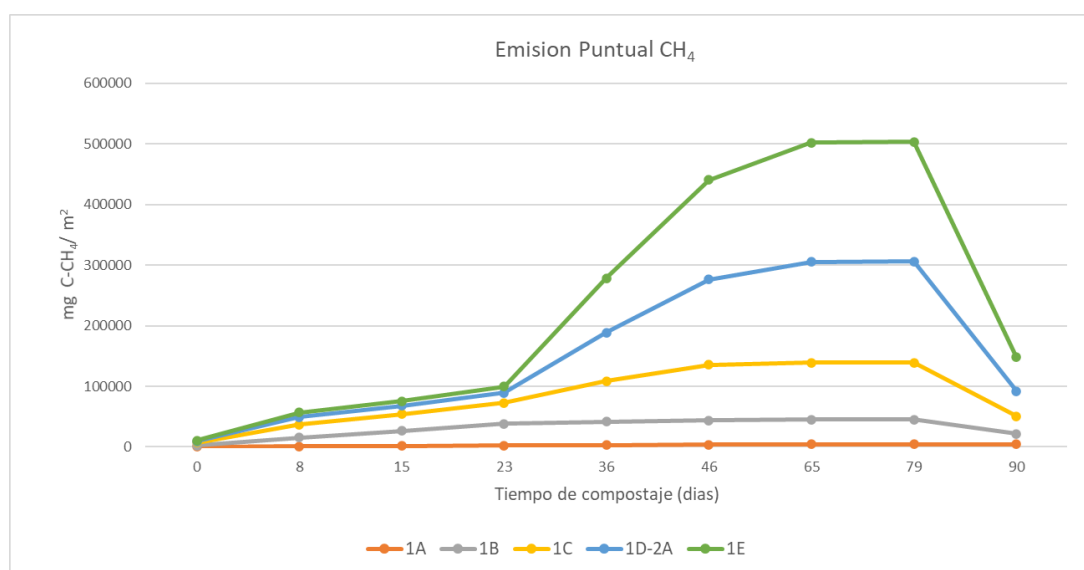


Figura 15. Evolución de las emisiones puntuales de metano (NH_4), expresadas en $\text{mg C-CH}_4/\text{m}^2$, para los diferentes tratamientos a lo largo de los 90 días del proceso de compostaje. Fuente: Elaboración propia (2026)

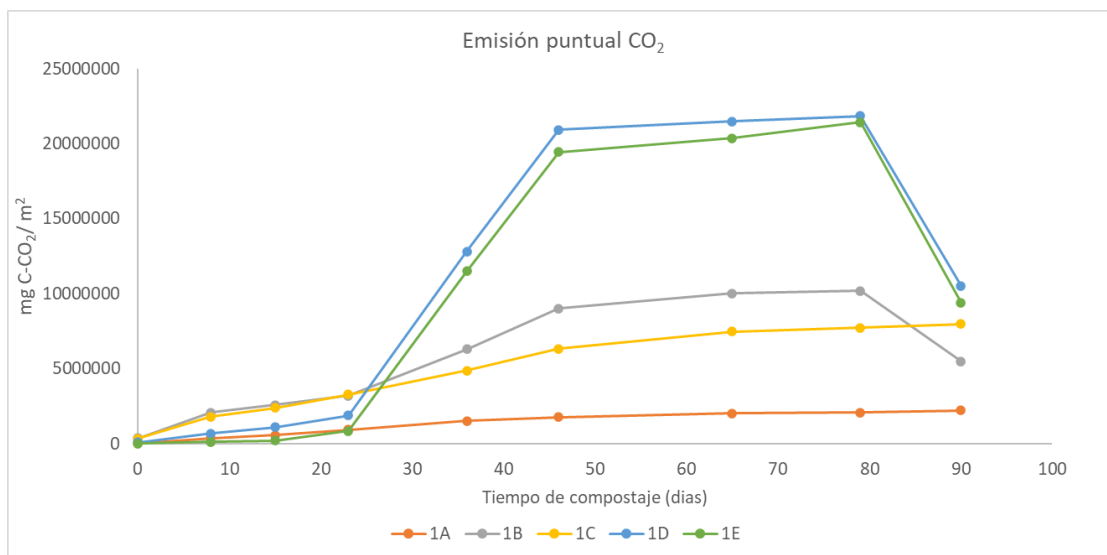


Figura 16. Evolución de las emisiones puntuales de dióxido de carbono (CO₂), expresadas en mg C-CH₄/m², para los diferentes tratamientos a lo largo de los 90 días del proceso de compostaje. Fuente: Elaboración propia (2026).

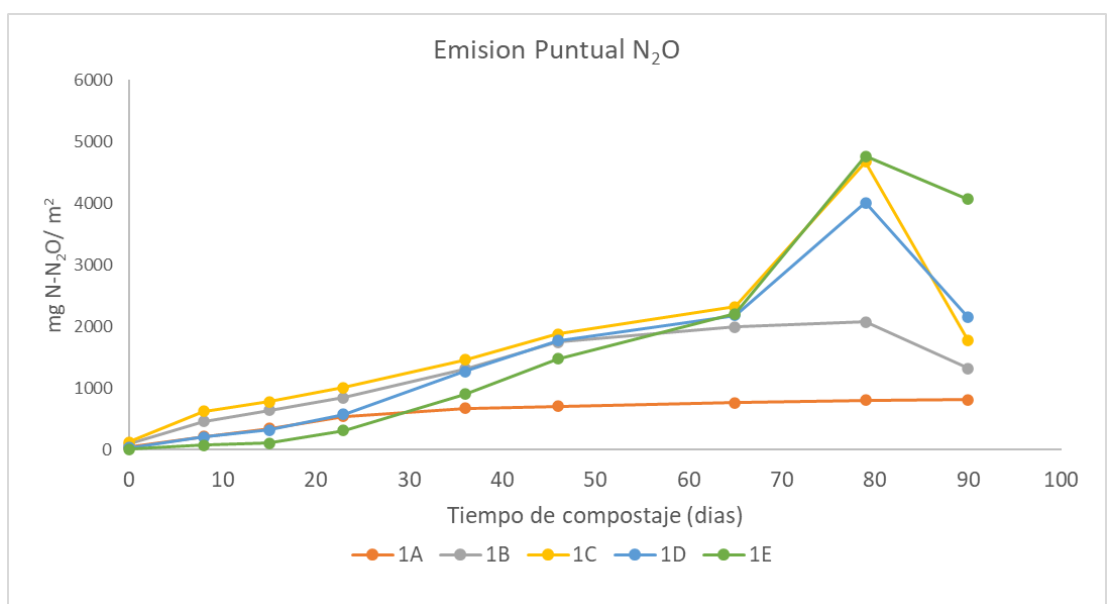


Figura 17. Evolución de las emisiones puntuales de óxido nitroso (N₂O), expresadas en mg C-CH₄/m², para los diferentes tratamientos a lo largo de los 90 días del proceso de compostaje. Fuente: Elaboración propia (2026).

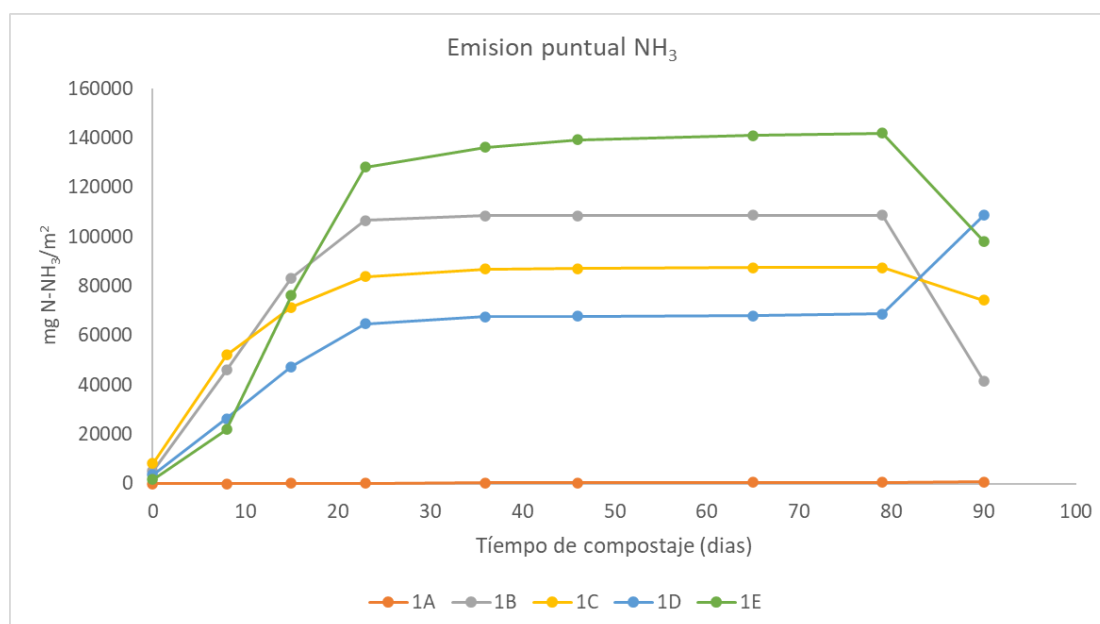


Figura 18. Evolución de las emisiones puntuales de óxido nítrico (N_2O), expresadas en $mg\ C-CH_4/m^2$, para los diferentes tratamientos a lo largo de los 90 días del proceso de compostaje. Fuente: Elaboración propia (2026).

4.3. Cuantificación de emisiones acumuladas y potencial de calentamiento global (GWP) al día 90 (fin de fase biooxidativa)

La integración matemática de los flujos puntuales registrados a lo largo de todo el cronograma analítico permitió realizar el balance de masas acumulado final para cada gas por tonelada de residuo tratado al término de los 90 días, confirmando estadísticamente los efectos de la ratio de mezcla. Para la emisión acumulada de metano, el ANOVA determinó una separación estadística perfecta entre los cinco tratamientos (letras a,b,c,d y e de forma correlativa), demostrando de manera matemática que cada incremento porcentual de poda urbana triturada reduce significativamente la cantidad de kilogramos de metano liberados por tonelada, disminuyendo desde el máximo absoluto en 1E hasta valores inapreciables en 1A (letra a). Esta anomalía en la pila 1C, que emitió menos CO_2 acumulado que su homóloga con más poda (1B), sugiere una mayor eficiencia de asimilación microbiana o una fijación de carbono superior por procesos de humificación estables en esa proporción equilibrada al 50%. Este comportamiento demuestra de manera analítica que la dosificación de la mezcla 1C consiguió optimizar la actividad biológica sin derivar en una degradación descontrolada de la materia orgánica, consolidando un

esqueleto poroso idóneo que favoreció la retención del carbono en la matriz sólida del compost y redujo su desgasificación total hacia la atmósfera al término de los 90 días de ensayo.

En el caso del dióxido de carbono acumulado, las pilas 1D y 1E compartieron el máximo rango de emisión sin diferencias significativas entre sí (letra d) seguidas de forma escalonada por la pila 1B (letra c) la pila 1C (letra b) y el acumulado que su homóloga con más poda (1B), sugiere una mayor eficiencia de asimilación microbiana o una fijación de carbono superior por procesos de humificación estables en esa proporción equilibrada al 50%.

El nitrógeno acumulado mostró dinámicas de pérdida complementarias en sus dos formas volátiles. La emisión acumulada de óxido nitroso se concentró estadísticamente en los niveles más altos en los tratamientos con mayor carga orgánica, compartiendo el mismo grupo en el ANOVA, mientras que las pilas con mayor presencia de estructurante (1A y 1B) consiguieron mitigar significativamente esta pérdida (letras a y b). Para el amoniaco acumulado, el control puro 1E se desmarcó de forma aislada en el nivel máximo (letra d) acumulando la mayor pérdida total, confirmando que la ausencia de un agente vegetal fijador de carbono acelera la amonificación, mientras que las mezclas con poda (1B, 1C y 1D) lograron retener de manera más efectiva el nitrógeno en la matriz sólida reduciendo la volatilización de forma escalonada.

Finalmente, la evaluación del impacto ambiental global al término de la fase biooxidativa se sintetizó mediante el cálculo del Potencial de Calentamiento Global (GWP) expresado en kilogramos de dióxido de carbono equivalente por tonelada de residuos. El análisis de varianza sobre el GWP acumulado desveló una tendencia lineal e inequívoca con diferencias estadísticas significativas para cada tratamiento (letras a, b, c, d y e). La pila de control 1E (100% FORS) generó la mayor huella de carbono del ensayo debido al peso conjunto de sus altas emisiones acumuladas de metano y óxido nitroso. Cada adición progresiva del agente estructurante vegetal logró mitigar este impacto de forma matemática; la mezcla 1D redujo de forma significativa el valor del GWP, la mezcla 1C se situó en un escalón notablemente inferior, y la mezcla 1B (66% poda + 34% FORS) consiguió el mejor balance de sostenibilidad entre las mezclas binarias al registrar una huella drásticamente menor. Estos resultados demuestran a escala piloto-industrial que la poda urbana triturada actúa como un elemento mitigador clave de la huella de carbono en condiciones de intemperie, validando la hipótesis de este estudio de que aumentar la presencia de estructurante

constituye una solución viable y ecológicamente eficiente para absorber los excedentes leñosos municipales.

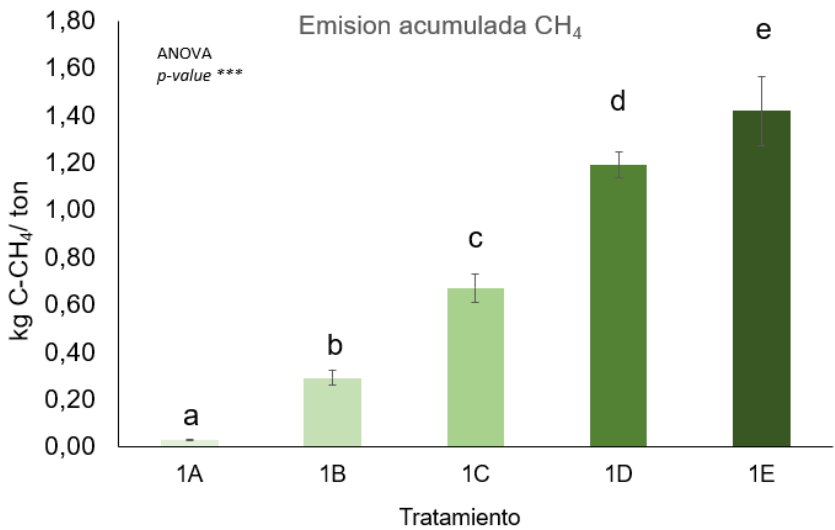


Figura 19. Cuantificación comparativa de la emisión acumulada final de metano (CH₄) para los cinco tratamientos (1A a 1E) al término de los 90 días del proceso de compostaje. El eje de ordenadas expresa la desgasificación total acumulada en kilogramos de carbono de metano por tonelada de residuo tratado (kg C-CH₄/ton), el eje de abscisas identifica cada una de la ratios de mezcla. Las barras de error representan la desviación estándar asociada a cada promedio global. Letras minúsculas distintas sobre las barras denotan diferencias estadísticas altamente significativas entre las pilas tras la aplicación de la prueba de comparación múltiple post-hoc de Tukey (ANOVA, p-value < 0,001). Fuente: Elaboración propia (2026)

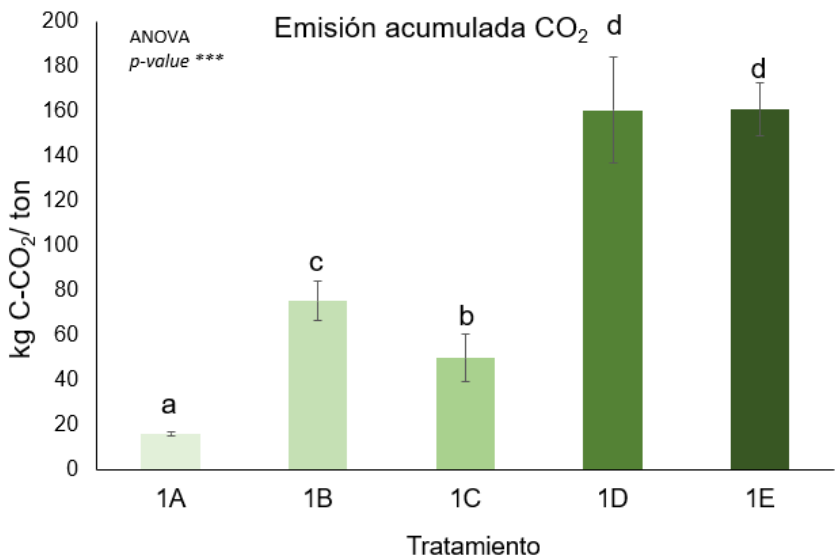


Figura 20. Cuantificación comparativa de la emisión acumulada final de dióxido de carbono (CO₂) para los cinco tratamientos (1A a 1E) al término de los 90 días del proceso de compostaje. El eje de ordenadas

expresa la desgasificación total acumulada en kilogramos de carbono de metano por tonelada de residuo tratado (kg C-CO₂ /ton), el eje de abscisas identifica cada una de la ratios de mezcla. Las barras de error representan la desviación estándar asociada a cada promedio global. Letras minúsculas distintas sobre las barras denotan diferencias estadísticas altamente significativas entre las pilas tras la aplicación de la prueba de comparación múltiple post-hoc de Tukey (ANOVA, p-value < 0,001). Fuente: Elaboración propia (2026)

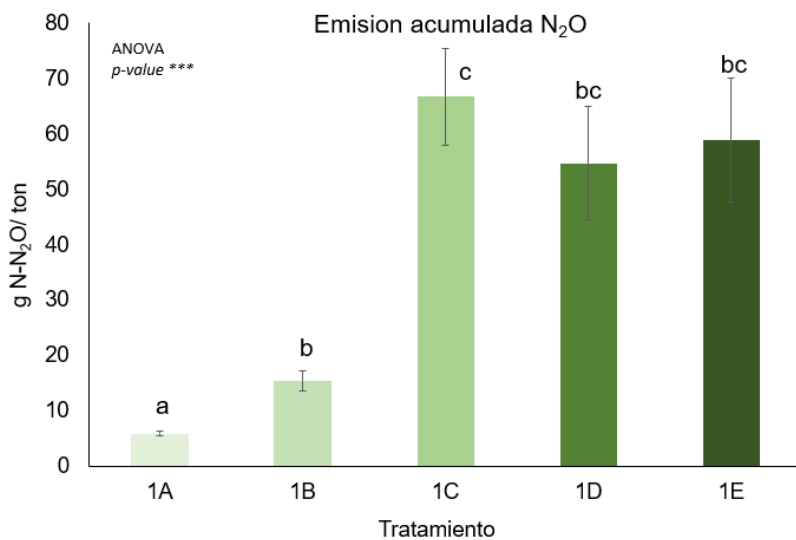


Figura 21. Cuantificación comparativa de la emisión acumulada final de óxido nitroso (N₂O) para los cinco tratamientos (1A a 1E) al término de los 90 días del proceso de compostaje. El eje de ordenadas expresa la desgasificación total acumulada en kilogramos de carbono de metano por tonelada de residuo tratado (kg N- N₂O /ton), el eje de abscisas identifica cada una de la ratios de mezcla. Las barras de error representan la desviación estándar asociada a cada promedio global. Letras minúsculas distintas sobre las barras denotan diferencias estadísticas altamente significativas entre las pilas tras la aplicación de la prueba de comparación múltiple post-hoc de Tukey (ANOVA, p-value < 0,001). Fuente: Elaboración propia (2026)

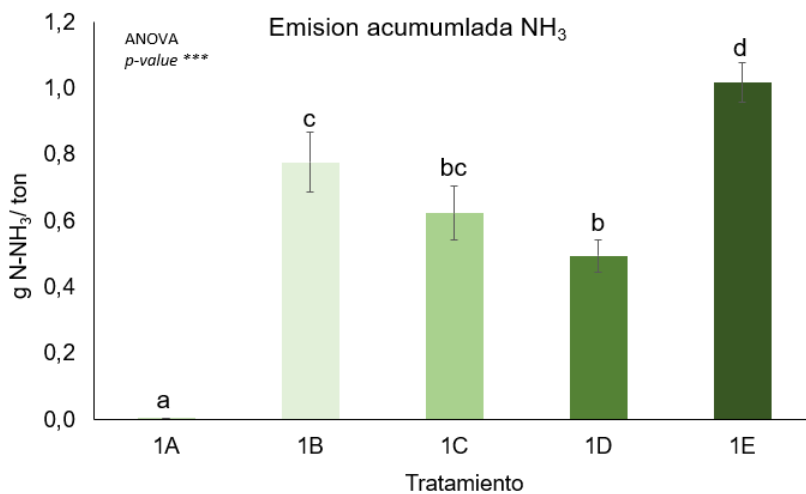


Figura 22. Cuantificación comparativa de la emisión acumulada final de amoníaco (NH₃) para los cinco tratamientos (1A a 1E) al término de los 90 días del proceso de compostaje. El eje de ordenadas expresa la desgasificación total acumulada en kilogramos de carbono de metano por tonelada de residuo tratado (kg N-NH₃/ton), el eje de abscisas identifica cada una de la ratios de mezcla. Las barras de error representan la desviación estándar asociada a cada promedio global. Letras minúsculas distintas sobre las barras denotan diferencias estadísticas altamente significativas entre las pilas tras la aplicación de la prueba de comparación múltiple post-hoc de Tukey (ANOVA, p-value < 0,001). Fuente: Elaboración propia (2026)

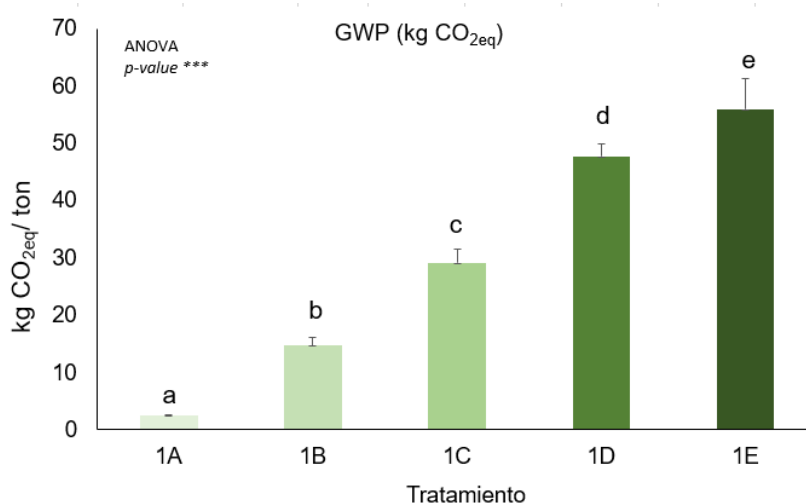


Figura 23. Evaluación comparativa del Potencial de Calentamiento Global (GWP) acumulado al término de los 90 días del proceso de compostaje para las cinco pilas (1A a 1E). El eje de ordenadas cuantifica el impacto ambiental en kilogramos de dióxido de carbono equivalente por tonelada de residuo tratado (kg CO_{2eq}/ton), mientras que el eje de abscisas diferencia las ratios de mezcla evaluadas. Las barras de error indican la desviación estándar asociada a cada tratamiento. Letras minúsculas distintas sobre las barras denotan la existencia de diferencias estadísticas altamente significativas tras la aplicación de la prueba de comparación múltiple post-hoc de Tukey (ANOVA, p-value < 0,001). Fuente: Elaboración propia (2026).

4.4. Evolución de las propiedades químicas de las mezclas y compost final

El análisis estadístico ejecutado mediante el modelo de ANOVA de medidas repetidas sobre 22 parámetros físico-químicos y químicos de las mezclas Poda-FORS desveló interconexiones directas y mecánicamente explicables con la huella atmosférica y los perfiles térmicos monitorizados en CompoLab. Los resultados analíticos de laboratorio evidenciaron que un grupo mayoritario de variables basales de control operacional, entre las que se incluye la materia orgánica total -con promedios estables en torno al 58%, el pH próximo a 7,1, la conductividad eléctrica y la humedad, compartieron de forma homogénea la misma significación estadística al asignárseles la letra “a” sin diferencias significativas globales entre los cinco tratamientos (Álvarez Alonso, 2025).

En relación con el contenido de Humedad (%), el análisis de medidas repetidas determinó que las variaciones dinámicas globales a lo largo del proceso bioxidativo no exhibieron diferencias estadísticas significativas entre las cinco pilas experimentales, quedando asignada de manera unánime la letra “a” en el test de Tukey para todas las columnas de dosificación. Los promedios globales integrados se situaron en una estrecha ventana numérica que osciló entre el 81,38% en la pila de poda pura 1A y el 82,53% en la pila equilibrada 1C. Esta estabilidad analítica constata que el riguroso protocolo de aporte hídrico y riego manual controlado mediante manguera calibrada, aplicado de forma idéntica en campo sobre CompoLab, consiguió contrarrestar con total éxito las intensas tasas de evaporación natural de agua inducidas por el metabolismo microbiológico y el clima mediterráneo a la intemperie, mantenimiento a la masa sólida en condiciones de hidratación óptimas e independientes de la ratio de mezcla inicial.

El perfil molecular del pH sólido tampoco registró variaciones estadísticas significativas bajo el modelo lineal mixto aplicado (p-valor igual a 0,0897), vinculándose la totalidad de las fórmulas dentro del mismo rango analítico homogeneizado bajo la letra “a”. Los valores medios se mantuvieron estables en un rango comprendido entre 7,04 en la mezcla 1D y 7,22 en el control puro de poda 1A. Desde una perspectiva bioquímica, esta homogeneidad en el pH integrado demuestra que la red de macroporosidad estructural aportada por el estructurante evitó la acumulación prolongada de ácidos grasos volátiles intermedios de cadena corta en las mezclas con

alta carga de FORS, asegurando que las fases iniciales de acidogénesis transitaran de manera rápida hacia la estabilización e induciendo un entorno alcalino óptimo que facilitó la disolución del amoníaco en equilibrio y el desarrollo metabólico general de los consorcios bacterianos.

Respecto a la Conductividad Eléctrica (CE), expresada en deciSiemens por metro (dS/m), el balance global integrado se caracterizó por la ausencia de diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos (p-valor de 0,2450), compartiendo todos los sustratos ensayados la misma letra estadística “a”. Las medias numéricas se mantuvieron estables entre el mínimo absoluto de 2,11 deciSiemens por metro registrado en la pila 1C y el máximo de 2,60 deciSiemens por metro observado en el tratamiento 1D. Esta falta de diferenciación estadística dota al modelo de una gran solidez quimiométrica en planta, evidenciando que las sales solubles liberadas progresivamente durante la mineralización de la FORS no alcanzaron umbrales de fitotoxicidad restrictivos ni generaron desvíos analíticos basales en el compost, independientemente del volumen de poda triturada asimilada.

La concentración de Materia Orgánica Total (MOT, %) exhibió una tendencia de estabilidad analítica absoluta en el compost, compartiendo de forma unánime el nivel no significativo y la letra “a” del test de Tukey entre todas las columnas. Los promedios integrados a lo largo de los 90 variaron apenas un 1,57% entre los tratamientos, moviéndose desde el 57,54% en el control de poda pura 1A hasta un 49,11% en la mezcla binaria equilibrada 1C. Este comportamiento demuestra la existencia de un esqueleto basal orgánico altamente uniforme de referencia en las pilas seleccionadas, garantizando desde el punto de vista tecnológico que las lecturas espectroscópicas de infrarrojo cercano (NIR) no sufrirán desvíos de línea base en función de la heterogeneidad de los lotes de partida.

Atendiendo a la directrices analíticas del ensayo y al fichero de datos de laboratorio, el análisis comparativo de las columnas correspondientes a la caracterización de las mezclas de Poda-FORS permite discutir de manera individualizada el comportamiento de cada parámetro químico para determinar qué porcentaje de mezcla optimiza las propiedades finales del material. En lo referente al Carbono Orgánico Total – COT(%) o Corg –, los análisis revelaron diferencias estadísticas altamente significativas en función de las proporciones ensayadas. Al comparar las columnas de las pilas, se constata que la concentración de carbono aumenta de forma progresiva

con la incorporación de la fracción orgánica pasando de un mínimo de 35,06% en la poda pura (1A) (letra c) hasta un máximo absoluto de 40,57% en el tratamiento de pura FORS (1E)(letra a), mientras que las mezclas intermedias 1B, 1C y 1D se estabilizaron en un rango intermedio compartiendo los rangos estadísticos b y bc.

El análisis cruzado de las columnas para la **ratio Carbono/Nitrógeno (C/N)** permite identificar de forma clara qué dosificación de partida optimiza la cinética de maduración biológica. En las columnas de las mezclas binarias se observa un descenso limpio y lineal del ratio global a medida que aumenta el porcentaje de FORS, disminuyendo de forma escalonada desde el valor de 9,15% en la poda pura hasta alcanzar el mínimo absoluto de 8,23% en la mezcla 1D (letra c). Agronómicamente, la columna de la mezcla 1D representa el porcentaje idóneo de degradación rápida, ya que la alta disponibilidad de nitrógeno aportada por los residuos de cocina aceleró la metabolización del carbono por parte de las bacterias heterótrofas. Sin embargo, la columna del control puro 1E rompió por completo esta tendencia al volver a subir bruscamente hasta un ratio de 9,20%, compartiendo la letra “a” con la poda pura. Esta anomalía analítica confirma que la ausencia total de un porcentaje de poda leñosa provoca el colapso físico del biorresiduo, desencadenando una fuga masiva de nitrógeno hacia la atmósfera que reduce el denominador en el sólido y eleva artificialmente el cociente final, lo que invalida al tratamiento de 100% FORS como un modelo eficiente de recuperación de nutrientes y corrobora la veracidad de los flujos gaseosos capturados en campo.

En lo referente al **Nitrógeno Total (NT)**, los análisis analíticos revelaron diferencias estadísticas altamente significativas en función de las proporciones ensayadas. Al comparar las columnas de las pilas, se constata que la concentración de nitrógeno aumenta de forma progresiva con la incorporación de la fracción orgánica pasando de un mínimo de 3,83% en la poda pura (1A) hasta un 4,41% en el tratamiento de puro biorresiduo (1E) y alcanzando un máximo absoluto de 4,54% en la mezcla binaria 1D, correspondiente al 66% de FORS. Desde el punto de vista del valor fertilizante del residuo sólido, la columna de la mezcla 1D representa el porcentaje óptimo al situarse en el rango superior del test de Tukey (letra a), superando estadísticamente incluso al control puro de comida. Este comportamiento demuestra de manera matemática que prescindir totalmente del agente estructurante (1E) penaliza la retención final de nitrógeno orgánico debido

a las intensas pérdidas por volatilización amoniacal sufridas en esa pila concreta al carecer de una matriz carbonada fijadora.

Tabla 2. Efectos principales de las diferentes dosificaciones de mezcla sobre los promedios globales de la matriz sólida analizados mediante el modelo de medidas repetidas.

Parámetro Analizado	CIG 92 (1A) 100% Poda	CIG 93 (1B) 66% Poda	CIG 94 (1C) 50% Poda	CIG 95 (1D) 34% Poda	CIG 96 (1E) 100% FORS	P-Valor (Pila)	Signif.
Humedad (%)	81,38 ^a	82,41 ^a	82,53 ^a	82,03 ^a	80,64 ^a	0,1890	ns
pH	7,22 ^a	7,10 ^a	7,15 ^a	7,04 ^a	7,06 ^a	0,0897	ns
CE (dS/m)	2,37 ^a	2,38 ^a	2,11 ^a	2,50 ^a	2,33 ^a	0,2450	ns
MOT (%)	57,54 ^a	58,54 ^a	59,11 ^a	58,30 ^a	58,10 ^a	0,4120	ns
COT (%) (COrg)	35,06 ^c	36,19 ^{bc}	37,03 ^b	37,36 ^b	40,57 ^a	0,0020	**
Ratio C/N (COrg/NT)	9,15 ^a	8,98 ^{ab}	8,63 ^b	8,23 ^c	9,20 ^a	0,0007	***
NT (%)	3,83 ^c	4,03 ^{bc}	4,29 ^{ab}	4,54 ^a	4,41 ^{ab}	0,0003	***
P_color (Fósforo)	3,24 ^a	3,14 ^a	2,92 ^a	2,92 ^a	2,34 ^a	0,1240	ns
K (%)	1,71 ^a	1,95 ^a	2,05 ^a	1,84 ^a	2,06 ^a	0,0880	ns
Ca (%)	6,13 ^a	5,86 ^b	5,62 ^{bc}	5,51 ^c	3,80 ^d	0,0001	***
Mg (%)	0,29 ^b	0,28 ^b	0,29 ^b	0,33 ^{ab}	0,25 ^a	0,0410	*
NO ₃ ⁻ (mg/kg)	610,15 ^a	631,78 ^a	611,83 ^a	638,74 ^a	622,37 ^a	0,4560	ns
NH ₄ ⁺ (mg/kg)	19,15 ^a	17,51 ^{ab}	11,23 ^b	12,18 ^b	0,02 ^c	0,0001	***

Nota: Los valores reflejan el promedio global de cada pila integrado a lo largo de todo el ciclo operacional. Las letras minúsculas diferentes en una misma fila indican la existencia de diferentes estadísticas significativas tras la aplicación del contraste post-hoc de Tukey ($\alpha=0,05$). Nivel de significación estadística: ns (no significativo), *($p<0,05$), **($p<0,01$), ***($p<0,001$).

En cuanto a el comportamiento analítico de los macronutrientes esenciales asociados al valor fertilizante tradicional, específicamente el fósforo soluble medido por colorimetría – P_color – y el potasio total – K% –, exhibió una dinámica de homogeneidad absoluta entre los diferentes tratamientos. Al realizar la comparación de las columnas en la tabla estadística, el análisis de varianza determinó la ausencia total de variaciones significativas entre las pilas al arrojar valores de probabilidad por encima del nivel crítico de significación, quedando ambos parámetros catalogados como no significativos. Esta falta de diferenciación estadística provocó que todas las dosificaciones ensayadas compartieran de forma unánime el mismo rango del test de Tukey mediante la asignación de la letra “a”, registrándose oscilaciones numéricas mínimas que variaron desde un 2,34% hasta un 3,24% para el fósforo y desde un 1,71% hasta un 2,06% en el caso del potasio. Desde una perspectiva tecnológica y operativa, esta estabilidad estadística demuestra que el incremento masivo en la proporción de restos de poda urbana triturada hasta un 66% en la pila

1B no penaliza en absoluto la riqueza ni la disponibilidad final de estos dos nutrientes clave en el compost, garantizando un producto final con un potencial fertilizante totalmente equilibrado y competitivo frente al uso de la fracción orgánica pura.

Por su parte, los macronutrientes esenciales de la matriz estructural del sólido, el magnesio (**Mg**) y el Calcio (**Ca**) mostraron tendencias contrapuestas que definen qué proporción de mezcla es la más equilibrada agronómicamente. La columna del magnesio exhibió su valor óptimo en la mezcla binaria 1D con un 0,33% compartiendo rango estadístico más alto (letra ab) frente a la caída significativa registrada en la columna de comida pura 1E, que obtuvo el valor mínimo con un 0,25% (letra a), mientras que las pilas 1A, 1B y 1C compartieron la significación intermedia marcadas homogéneamente con la letra b. Por el contrario, el contenido de calcio disminuye de manera lineal y estricta conforme se reduce el porcentaje de residuo vegetal en la pila, cayendo desde 6,13% en la pila pura (letra a) hasta un mínimo absoluto de 3,80% en el control de FORS (letra d). Esta caída tan acusada revela que la pila urbana triturada es la fuente principal proveedora de calcio en el sistema. Al balancear ambos minerales, las columnas de las mezclas intermedias 1B y 1C (con un 66% y 50% de pila) consiguen retener niveles elevados y estadísticamente estables de calcio (letra b y bc) sin sufrir la pérdida de magnesio de las FORS puras, posicionándose como los porcentajes de mezcla óptimos para el equilibrio mineral del compost.

Finalmente, las fracciones nitrogenadas inorgánicas en estado mineral cerraron el balance analítico de la matriz sólida del compost. Por un lado, los nitratos – NO_3^- (mg/kg) – reflejan una homogeneidad analítica absoluta al no registrar diferencias estadísticas significativas entre las pilas (p-valor de 0,4560), agrupándose de manera conjunta bajo la letra “a” con un rango analítico que varió desde 610,15 mg/kg en la pila 1A hasta 638,74 mg/kg en la mezcla 1D. Esta uniformidad integrada confirma que la tasa basal de nitrificación biológica avanzó de forma equivalente en todos los tratamientos sin verse condicionada por la dosificación estequiométrica del ensayo.

Por el contrario, los iones amonio – NH_4^+ (mg/kg) – exhibieron variaciones estadísticas extremadamente significativas (p-valor igual a 0,0001) dividiéndose en tres rangos ortogonales del test de Tukey. El contenido de amonio remanente disminuyó de manera drástica y lineal conforme aumentó el porcentaje de FORS, cayendo desde el máximo de 19,15 mg/kg en la pila 1A (letra a)

hasta un mínimo absoluto de 0,02 mg/kg en el control de pura FORS 1E (letra c). Esta caída tan acusada en la columna de 1E convalida científicamente las dinámicas gaseosas de la gasera portátil de campo, corroborando de forma analítica que la total ausencia del esqueleto carbonado provisto por la poda desprotegió la matriz líquida del sustrato, forzando la mineralización masiva hacia fase gaseosa volátil de amoniaco y agotando las reservas de amonio en el residuo sólido terminal.

5. CONCLUSIONES

A partir de los resultados analíticos y del seguimiento experimental obtenido durante los 90 días de la fase biooxidativa a la intemperie en la planta de CompoLab, se establecen las siguientes conclusiones:

- La monitorización de la temperatura confirmó que la incorporación de la fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) funciona como un activador inmediato del proceso, logrando que todas las mezclas y el FORS puro superen el umbral de calor (55 °C) necesario para garantizar la desinfección e higienización de la masa. Al evaluar la acumulación térmica global a lo largo del tiempo mediante el índice EXI2, se observa que la emisión de calor aumenta a medida que añadimos más cantidad de fracción orgánica debido a su alta carga de nutrientes de fácil degradación. Sin embargo, aunque la pila con mayor contenido de FORS y menos cantidad de poda consiguió emitir la mayor cantidad de calor absoluto, esto no significa que su funcionamiento fuera el óptimo para el proceso global, ya que ese exceso térmico prolongado coincidió con graves desequilibrios físicos y problemas ambientales en las fases posteriores.
- El análisis de los flujos puntuales de gases GEI y amoniaco demostró que la liberación de compuestos a la atmósfera está muy ligada a la ventilación interna y a la compactación de los materiales. Mientras que la aireación natural del sistema se concentró en las semanas centrales del ensayo en todas las mezclas con FORS a través de la liberación de dióxido de carbono, la falta de un agente estructurante parece provocar problemas en las pilas con exceso de humedad y densidad. Al carecer del soporte leñoso de la poda, las pilas 1D y 1E

terminaron colapsando y apelmazándose tras los riegos sucesivos, lo que cerró el paso del aire y creó zonas sin oxígeno en el corazón de la masa que dispararon las emisiones puntuales de metano en la última etapa del ciclo. Por el contrario, las pérdidas puntuales de amoníaco se concentraron desde el principio del compostaje, provocadas directamente por la subida de las temperaturas y la alcalinización del sustrato.

- Las emisiones de gases GEI y amoníaco acumuladas al término de los 90 días confirmó que el residuo de poda triturado ejerce un control físico esencial en el balance de masas y en dichas emisiones. Cada incremento porcentual de agente estructurante vegetal en las mezclas binarias logró reducir la cantidad total de metano liberados por tonelada con respecto al tratamiento que contenía únicamente FORS. Del mismo modo, en lo referente al nitrógeno, la ausencia de una matriz vegetal rica en carbono provocó que la pila 100% FORS (1E) sufriera la mayor pérdida de amoníaco acumulado del ensayo, demostrando que la incorporación de la poda leñosa ayuda a retener de forma escalonada el amonio dentro de la matriz sólida del compost. Estos balances gaseosos se correlacionan con la caracterización química, donde la mezcla 1D (66% FORS y 34% Poda) demostró ser la idónea para fijar el máximo contenido de nitrógeno total y magnesio, evidenciando paralelamente que la poda vegetal es la responsable directa de aportar el calcio al compost.
- La evaluación del impacto ambiental global mediante el Potencial de Calentamiento Global confirmó que la poda urbana actúa como un elemento mitigador clave, reduciendo las emisiones equivalentes de efecto invernadero a medida que aumenta su presencia en la mezcla. Entre todas las combinaciones estudiadas, la pila formulada con 66% de poda urbana y 34% de fracción orgánica (1B) registró la menor huella ambiental. Los análisis químicos de laboratorio de la matriz sólida convalidan la viabilidad y el valor agronómico de aumentar la dosificación de poda hasta las proporciones de este tratamiento (1B); además de su excelente comportamiento mitigador de gases, esta mezcla mostró niveles elevados y estadísticamente estables de calcio y mantener un contenido analítico basal óptimo en pH, conductividad y materia orgánica. Estos resultados confirman que elevar la presencia del agente estructurante hasta el 66% constituye una estrategia operativa altamente recomendable para las instalaciones del Consorcio Terra, logrando absorber

además de forma masiva los excedentes leñosos municipales sin mermar la estabilidad físico-química del compost.

- Finalmente, de cara a la validación agronómica integral del modelo a gran escala industrial, la conclusión de este ciclo bioxidativo deberá completarse en una etapa posterior con los resultados definitivos de la fase de maduración que actualmente se ejecuta en las sacas Big Bag de la planta. Asimismo, el desarrollo de futuros trabajos de investigación requerirá evaluar de manera práctica cómo funciona este compost rico en biomasa leñosa una vez aplicado directamente en terreno mediante ensayos agronómicos de campo, asegurando el rendimiento de los cultivos a largo plazo para la recuperación eficiente de nutrientes en una agricultura verdaderamente sostenible.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abdellah, Y. A. Y., Shi, Z.-J., Sun, S.-S., Lou, Y.-S., Yang, X., Hou, W.-T., & Wang, R.-L. (2022). An assessment of composting conditions, humic matters formation and product maturity in response to different additives: A metaanalysis. *Journal of Cleaner Production*. 366, 132953. <https://doi.org/10.10>

- Álvarez Alonso, C. (2025). New composting scenarios for municipal organic waste management in the circular economy framework: evaluation of the processes and quality of the final composts (Doctoral dissertation, Universidad Miguel Hernández de Elche). Repositorio Institucional UMH

- Alves, D., Villar, I. & Mato, S. (2024). Community composting strategies for biowaste treatment: methodology, bulking agent and compost quality. *Environ Sci Pollut Res* 31, 9873-9885. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25564-x>

- Aviñó Calero, J. (2021). *Compostaje ternario de alperujo, fracción sólida de purin porcino y residuos vegetales: evaluación de propuesta de optimización a escala industrial en la Planta de Tratamiento de Purines de Todolella (Castellón)*(Trabajo de Fin de Máster, Universidad Miguel Hernández de Elche). Repositorio Intitucional UMH.

- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444-5453. <https://doi.org/10.1016>

- Chang, J.I., & Chen, Y. J. (2010). Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology*, 101(15), 5917-5924. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.042>

- Consorcio Mare (2026). *Consorcio de Residuos MARE – Plan Zonal 6, Área de Gestión A1 de la Comunidad Valenciana*. Consorcio para la Gestión de Residuos de la Marina Baixa. Diputacionalicante.es

- Consorcio Terra (2026a). *Consorcio TERRA Economía Circular – Provincia de Alicante*. Consorcio para la ejecución de las previsiones del Plan Zonal 7 Área de Gestión A2. <https://consorcioresiduos2.diputacionalicante.es/>

- Consorcio Terra. (2026b). *Datos de caracterización gravimétrica de la fracción orgánica de recogida selectiva en la Planta de Tratamiento de Residuos de Piedra Negra (Jijona)* [Informe técnico interno]. Consorcio para la Gestión de Residuos del Área 2- Planes Zonales de Residuos 7 y 4 de la Comunidad Valenciana.

- Fernandez-Bayo, J.D., Yazdani, R., Simmons, C.W., & VanderGheynst, J.S. (2018). Comparison of thermophilic anaerobic and aerobic treatment processes for stabilization of green and food wastes and production of soil amendments. *Waste Management*, 77, 555-564

- Font, X., Artola, A., & Sanchez, A. (2011). Detection, composition and treatment of volatile organic compounds from waste treatment plants. *Sensors*, 11(4), 4043-4059. <http://doi.org/10.3390/s110404043>

- Gilabert, F.J., Barber, X., Pérez-Murcia, M.D., Agulló, E., Andreu-Rodríguez, F.J., Moral, R., & Bustamante, M.Á. (2021). Management of Green Waste Streams from different origins:

- assessment of different composting scenarios. *Agronomy*, 11(9), 1870. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091870>
- Guo, X., Liu, H., & Wu, S. (2019). Humic substances developed during organic waste composting: Formation structural properties, and agronomic functions. *Science of the Total Environment*, 662, 501-510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137>
 - Gurtler, J.B., Doyle, M.P., Erickson, M.C., Jiang, X., Millner, P., & Sharma, M. (2018). Composting to inactivate foodborne pathogens for crop soil application: A review. *Journal of Food Protection*, 81(11), 1821-1837. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-18-217>
 - Huet, J., Druilhe, C., Trémier, A., Benoist, J. C. & Debenest, G. (2012). The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludgebulking agent mixture before composting. *Bioresource Technology*, 114, 428-436. <https://doi.org/10.1016/j.bortech.2012.03.031>
 - Iqbal, M.K., Shafiq, T., & Ahmed, K. (2010). Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. *Bioresource Technology*, 101(6), 1913-1919. <https://doi.org/10.1016/j.bortech.2009.10.030>
 - Kumar, M., Ou, Y. L. & Lin, J. G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, 30(4), 602-609. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.023>
 - Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular en la Comunidad Valenciana. *Boletín Oficial del Estado*, 34 de 9 de febrero de 2023, Referencia: BOE-A-2023-3348. <https://www.boe.es/eli/es-vc/l/2002/11/29/5>
 - Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. *Boletín Oficial del Estado*, 85, de 9 de abril de 2022, Referencia: BOE-A-2022-5809. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2022-5809>

- Li, J., Zhang, J., Yu, C., Hou, S., Li, P., Yu, K., Gou, X., Dou, F., Zhang, X., & He, Y. (2026) Digital twin-driven intelligent transformation of solid waste treatment. *Clean Technologies*, 8(3), 70. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol8030070>

- Miguel, N., López, A., Jojoa-Sierra, S.D., Gómez, J., & Ormad, M.P. (2025). Sustainable Management of the Organic fraction of municipal solid waste: microbiological quality control during composting and its application in agriculture on a pilot scale. *Sustainability*, 17(9), 4169. <http://doi.org/10.3390/su17094169>

- Mira Urios, M. Á. (2025). *Desarrollo y optimización de procesos de compostaje de alpechín para la obtención de productos fertilizantes* (Tesis doctoral, Universidad Miguel Hernández de Elche). Repositorio institucional UMH.

- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2013). *Gestión de biorresiduos de competencia municipal: Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica*. Gobierno de España.

- Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. (2025). *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2025 – 2035*. Gobierno de España.

- Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista de residuos de conformidad con la Decisión 2000/532/CE de la Comisión. *Boletín Oficial del Estado*, 61, de 12 de marzo de 2002.

- Preble, C. V., Chen, S. S., Hotchi, T., Sohn, M. D., Maddalena, R. L., Russel, M.L., ...& Kirchstetter, T. W. (2020). Air pollutant emission rates for dry anaerobic digestion and composting of organic municipal solid waste. *Environmental science & technology*, 54(24), 16097-16170.

- Rivera Díaz, A. (2013). *Aprovechamiento integral de variedades de Leucaena para la obtención de productos de alto valor añadido y compost* (Doctoral dissertation, Universidad Internacional de Andalucía). Repositorio UNIA.

- Toumela, M., Vikman, M., Hatakka, A., & Itävaara, M. (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresource Technology*, 72(2), 169-183.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2)
- Zhang, X., Ma, D., Ly, J., Feng, Q., Liang, Z., Chen, H., & Fen, J. (2022). Food waste composting based on patented compost bins: carbon dioxide and nitrous oxide emissions and the denitrifying community analysis. *Bioresource technology*, 346, 126643.