

Evaluación del proceso y calidad del bioproducto del co-compostaje de residuos de estiércol de pollo y co-sustratos enmendados con biocarbón y zeolita en el contexto agrícola del páramo de Berlín, Santander (Colombia).

Maria Fernanda Rios Mercado

Trabajo de Grado para Optar al Título de Magíster en Ingeniería Civil

Director

Edgar Ricardo Oviedo Ocaña

Ingeniero Sanitario, PhD

Codirector

Brayan Alexis Parra Orobio

Ingeniero Sanitario, PhD

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Fisicomecánicas

Escuela de Ingeniería Civil

Maestría en Ingeniería Civil

Bucaramanga

2025

### **Dedicatoria**

A todas aquellas personas que aun creen que las circunstancias que los rodean les impiden cumplir sus sueños. Algún día pueden ser ese tipo de persona que hoy admiran.

### **Agradecimientos**

A Dios, padre todopoderoso. A mis padres (los de sangre y los de corazón), mi abuela y hermanos, por sus oraciones y apoyo incondicional. A Iván, que estuvo a mi lado de principio a fin y a su familia. A la Universidad Industrial de Santander y a Minciencias por financiar mis estudios y proyecto de investigación. A la Escuela de Ingeniería Civil y el grupo GPH por el apoyo académico y administrativo. A mis directores, Edgar Ricardo Oviedo y Brayan Parra, a quienes admiro y respeto profundamente; a ustedes les doy un agradecimiento muy especial por creer en mí, guiarme y apoyarme. A los estudiantes de pregrado: Daniela Miramón y Ferney Piamonte de ingeniería química; Julian Blanco, Eduardo Pereira, Karen Vides, Jessica Vargas, Cristian Rodriguez y Jonathan Blanco de ingeniería civil, que con su incansable trabajo hicieron posible este proyecto. A mis profesores de posgrado, especialmente a las profesoras Sandra Villamizar e Isabel Domínguez. A los demás profesores involucrados en mi proyecto: Viviana Sánchez, Germán Zafra, David Gonzalez y Nelson Rodriguez, quienes me apoyaron en las diferentes fases del proyecto. A mis compañeros de maestría, especialmente Sofí, Dany y Johann, que hicieron más amenos los días en que todo parecía estar patas arriba, y a Juan David que me apoyó en las labores experimentales. A Ludy, que con su gestión y ocurrencias me hizo más sencillas las cosas más complejas. Doy agradecimientos especiales al Colegio Luz de la Esperanza de Berlín, Tona, Santander; a su rectora, Sonia Espinosa; al profesor Diego y demás profesores; a don Marco, quien nos apoyó con el trabajo realizado en el colegio; y a los estudiantes que participaron en las actividades de transferencia del conocimiento. A mi tía Costanza y mi prima Jenny. A mis amigos: Lucho, Daniela, Deisy, Tata (y sus padres), Juli, Santi, Jeysson y todos los demás que me dieron palabras de aliento. A mis mascotas: Marucha, Simba, Maylover y Andy, mis tesoros.

**Tabla de Contenido**

Resumen.....	11
Abstract.....	12
Introducción .....	13
1. Marco Teórico.....	18
1.1. Compostaje .....	18
1.2. Fases del compostaje.....	19
1.2.1. Fase Mesófila .....	20
1.2.2. Fase termófila (>45°C) .....	20
1.2.3. Fase de enfriamiento .....	21
1.2.4. Fase de maduración.....	21
1.3. Calidad y aplicación del producto.....	21
2. Estado del arte.....	23
2.1. Compostaje de estiércol de pollo .....	23
2.2. Biocarbón en el co-compostaje de estiércol de pollo.....	24
2.3. Zeolita en el compostaje de estiércol de pollo y otros sustratos .....	28
2.4. Uso de compost como apoyo a la fertilización .....	31
2.5. Compostaje en climas fríos.....	33
3. Objetivos .....	35
3.1 Objetivo General.....	35
3.2 Objetivos Específicos.....	35
4. Metodología .....	36

4.1. Fase I. Selección de co-sustratos .....	36
4.1.1. Actividad 1.1. Identificación de co-sustratos disponibles en la zona de estudio .....	36
4.1.2. Actividad 1.2. Aplicación de herramienta multicriterio para la selección de co-sustratos.	37
4.2. Fase II. Análisis del efecto del biocarbón y la zeolita sobre el proceso y la calidad del producto. .....	41
4.2.1. Actividad 2.1. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar el mejor co-sustrato .....	41
4.2.2. Actividad 2.2. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar la forma de aplicación de la zeolita.....	45
4.2.3. Actividad 2.3. Montaje a escala piloto del co-compostaje con biocarbón y zeolita.....	47
4.3. Fase 3. Determinación del efecto del producto de co-compostaje en un cultivo de rápido crecimiento.....	48
4.3.2. Actividad 3.2. Procesamiento estadístico y análisis de la información. ....	50
5. Resultados .....	51
5.1. Selección de co-sustratos .....	51
5.1.1 Identificación de co-sustratos disponibles en la zona de estudio.....	51
5.1.2 Aplicación de herramienta multicriterio para la selección de co-sustratos.....	53
5.2. Análisis del efecto del biocarbón y la zeolita sobre el proceso y la calidad del producto ....	56
5.2.1. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar el mejor co-sustrato.....	56
5.2.2. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar la mejor forma de aplicación de zeolita	68
5.2.3. Montaje a escala piloto para evaluar el efecto del biocarbón y la zeolita en el co- compostaje	82

5.3.	Determinación del efecto del producto de co-compostaje en un cultivo de rápido crecimiento.	94
5.3.1.	Caracterización del suelo de cultivo .....	94
5.3.2.	VARIABLES DE SUELO .....	96
5.3.3.	VARIABLES DE CRECIMIENTO.....	98
6.	Productos del proyecto de investigación.....	101
7.	Conclusiones .....	103
8.	Recomendaciones .....	105
	Apéndices.....	106
	Referencias.....	112

**Lista de Tablas**

Tabla 1. Propiedades de los materiales de soporte más comúnmente usados en el compostaje de EP .....	23
Tabla 2. Efectos del biocarbón en la reducción de emisiones gaseosas .....	27
Tabla 3. Aplicación de zeolita en dosis entre 0.5% y 2% (p/p) .....	30
Tabla 4. Efectos de la aplicación de compost como apoyo a la fertilización .....	32
Tabla 5. Criterios y subcriterios para la selección de co-sustratos. Adaptado de Soto-Paz et al. (2019) y Oviedo Ocaña (2015) .....	38
Tabla 6. Tratamientos para seleccionar el mejor co-sustrato.....	42
Tabla 7. Tratamientos para la selección de la forma de aplicación de la zeolita .....	46
Tabla 8. Tratamientos para el experimento a escala piloto.....	48
Tabla 9. Caracterización de los co-sustratos identificados* .....	54
Tabla 10. Caracterización de los co-sustratos y el aserrín .....	56
Tabla 11. Comportamiento de la temperatura y pH durante el co-compostaje. ....	58
Tabla 12. Parámetros de calidad de los tratamientos. Experimento para seleccionar el mejor co-sustrato. ....	67
Tabla 13. Comportamiento de la temperatura en los tres tratamientos.....	69
Tabla 14. Calidad fisicoquímicos y microbiológicos de los productos del experimento de zeolita, de acuerdo con el estándar de productos orgánicos usados como fertilizantes y enmiendas de suelo, NTC 5167.....	80
Tabla 15. Comportamiento general de la temperatura y el pH durante el co-compostaje con biocarbón y zeolita.....	84

Tabla 16. Calidad fisicoquímicos y microbiológicos de los productos, de acuerdo con el estándar de productos orgánicos usados como fertilizantes y enmiendas de suelo, NTC 5167 y Nch 2880.

Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita. .... 93

Tabla 17. Caracterización del suelo de cultivo (n=3) ..... 95

Tabla 18. Variables de suelo para los tratamientos..... 97

Tabla 19. Variables de crecimientos para los tratamientos..... 99

**Lista de Figuras**

Figura 1. Metodología del proyecto de investigación..... 36

Figura 2. Co-sustratos potenciales observados en visitas de reconocimiento ..... 52

Figura 3. Comportamiento de los parámetros monitoreados en el co-compostaje. (a) Temperatura, (b) pH, (c) conductividad eléctrica. Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF..... 57

Figura 4. Monitoreo de los parámetros a) sólidos volátiles, b) COT, c) hemicelulosa, d) celulosa y e) lignina durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF ..... 62

Figura 5. Monitoreo del nitrógeno total durante el co-compostaje durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh) y enfriamiento (CPh) (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF ..... 64

Figura 6. Monitoreo del fósforo total durante el co-compostaje durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh) y enfriamiento (CPh) (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF ..... 65

Figura 7. Monitoreo del IG durante el co-compostaje. Tratamientos T1: T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF ..... 66

Figura 8. Comportamiento de la temperatura (a), y abundancia relativa de procariotas: bacterias (b) y arqueas (c) durante las cuatro fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (Mad) (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión..... 70

Figura 9. Comportamiento de pH (a) y CE (b) durante el co-compostaje con y sin zeolita. Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión .....	72
Figura 10. Comportamiento de los sólidos volátiles (a), COT (b), hemicelulosa (c), celulosa (d) y lignina (e) en el co-compostaje con y sin zeolita, durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión .....	74
Figura 11. Comportamiento del nitrógeno total (a) y de la abundancia de los genes funcionales del ciclo del nitrógeno: nifH (b), amoA (AOB) (c), amoA (AOA) (d) y nirS (e) durante las cuatro fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión .....	76
Figura 12. Comportamiento del IG durante el co-compostaje con y sin zeolita. Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión .....	80
Figura 13. Monitoreo de los parámetros: a) temperatura, b) pH y c) conductividad eléctrica en el co-compostaje con biocarbón y zeolita. Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.	83
Figura 14. Monitoreo del carbono orgánico total en las fases mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento y maduración (CPh) (días 0, 14, 40 y 79). Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita .....	87
Figura 15. Monitoreo del nitrógeno total (a), fósforo (b) y potasio (c) en las fases mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (Mad) (días 0, 14, 40 y 79). Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita. ....	88
Figura 16. Monitoreo del IG. Co-compostaje con zeolita y biocarbón. Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.....	92

**Lista de Apéndices**

Apéndice A. Montaje experimental a escala de laboratorio .....	106
Apéndice B. Resultado del análisis XRD .....	106
Apéndice C. Resultados del análisis SEM.....	107
Apéndice D. Resultados del análisis DLS .....	108
Apéndice E. Invernadero donde se llevó a cabo el experimento a escala piloto .....	109
Apéndice F. Montaje experimental diseño de un ciclo de cultivo .....	109
Apéndice G. Evapotranspiración de referencia y riego en cada ciclo del cultivo del rábano.....	109
Apéndice H. Calificaciones asignadas y ponderaciones con respecto a los pesos de cada subcriterio en la aplicación de la herramienta multicriterio para la selección de co-sustratos. ....	111

**Resumen**

**Título:** Evaluación del proceso y calidad del bioproducto del co-compostaje de residuos de estiércol de pollo y co-sustratos enmendados con biocarbón y zeolita en el contexto agrícola del páramo de Berlín, Santander (Colombia).\*

**Autor:** Maria Fernanda Rios Mercado\*\*

**Palabras Clave:** biocarbón, compostaje, estiércol de pollo, nitrógeno, zeolita.

**Descripción:** En el páramo de Berlín la principal actividad económica es el cultivo de la cebolla de rama (CR) que se realiza mediante prácticas convencionales que incluyen fertilización sintética y estiércol de pollo crudo (EP). Estas prácticas afectan los servicios hidrológicos que presta este ecosistema. El compostaje es un método adecuado para tratar el EP y reincorporar materia orgánica estabilizada y nutrientes al suelo; no obstante, debido a su alto contenido de nitrógeno, y elevados pH y conductividad eléctrica, se deben adicionar co-sustratos que ayuden a ajustar la relación C/N y mejoren el compostaje de este residuo. Por lo tanto, en este estudio se evaluó el efecto de la adición de biocarbón y zeolita en el co-compostaje de estiércol de pollo y co-sustrato. Se desarrollaron tres fases metodológicas: i) se realizó la selección de tres potenciales co-sustratos para co-compostar con estiércol de pollo (CR, residuos de alimentos y estiércol bovino) a través de análisis multicriterio; ii) se realizaron dos experimentos a escala de laboratorio (reactores con 40 kg de mezcla) y uno a escala piloto (pilas de 200 kg); en el primer experimento a escala de laboratorio se seleccionó el mejor co-sustrato entre los tres seleccionados previamente (mejor producto: CR) y en el segundo se determinó que la zeolita en partículas sólidas superó a su aplicación en suspensión; posteriormente, a escala piloto, en el Páramo de Berlín, se compararon tratamientos con zeolita, biocarbón y un control, donde se observó que ambas enmiendas incrementaron la temperatura pico (57.3°C y 57.1°C, respectivamente, frente a 54.4°C del control) y mejoraron el índice de germinación. Además, la zeolita demostró un efecto regulador clave, reduciendo progresivamente el pH y la conductividad eléctrica durante la maduración, lo que la posicionó como el tratamiento óptimo; y iii) se realizó un diseño experimental de un ciclo de cultivo de rábano usando suelo cultivado del páramo de Berlín, donde se definieron cinco tratamientos, T1: compost, T2: NPK, T3: EP, T4 compost + NPK, T5: control; se halló que, a pesar de que T1 no tuvo efectos significativos sobre las variables de crecimiento ni del suelo, T4 es una buena alternativa al uso de EP y de fertilizantes sintéticos debido a que tuvo influencia positiva sobre las variables de crecimiento. Este trabajo de investigación demostró que es viable implementar co-compostaje de EP y CR, enmendado con zeolita en el páramo de Berlín para obtener productos con valor agronómico que pueden ser implementados como fertilizantes y/o enmiendas de suelo.

### Abstract

---

\* Trabajo de Grado

\*\* Facultad de Ingenierías Fisicomecánicas. Escuela de Ingeniería Civil. Maestría en Ingeniería Civil. Director: Edgar Ricardo Oviedo Ocaña. Ingeniero Sanitario, PhD. Codirector: Brayan Alexis Parra Orobio. Ingeniero Sanitario, PhD.

**Title:** Evaluation of the process and quality of the bioproduct of co-composting chicken manure waste and co-substrates amended with biochar and zeolite in the agricultural context of the Berlin páramo, Santander (Colombia).\*

**Author(s):** Maria Fernanda Rios Mercado \*\*

**Key Words:** biochar, chicken manure, composting, nitrogen, zeolite

**Description:** In the Berlin moorland, the main economic activity is the cultivation of green onions (GO), which is carried out using conventional practices that include synthetic fertilization and raw chicken manure (CM). These practices affect the hydrological services provided by this ecosystem. Composting is a suitable method for treating CM and reincorporating stabilized organic matter and nutrients into the soil; however, due to its high nitrogen content, high pH, and high electrical conductivity, co-substrates must be added to help adjust the C/N ratio and improve the composting of this waste. Therefore, this study evaluated the effect of adding biochar and zeolite in the co-composting of chicken manure and co-substrate. Three methodological phases were developed: i) three potential co-substrates for co-composting with chicken manure (CR, food waste, and cattle manure) were selected through multi-criteria analysis; ii) two laboratory-scale experiments (reactors with 40 kg of mixture) and one pilot-scale experiment (200 kg piles) were carried out; in the first laboratory-scale experiment, the best co-substrate was selected from the three previously selected (best product: CR), and in the second, it was determined that zeolite in solid particles outperformed its application in suspension; subsequently, on a pilot scale, at the Berlín moorland, treatments with zeolite, biochar, and a control were compared, where it was observed that both amendments increased the peak temperature (57.3°C and 57.1°C, respectively, compared to 54.4°C for the control) and improved the germination index. In addition, zeolite demonstrated a key regulatory effect, progressively reducing pH and electrical conductivity during maturation, which positioned it as the optimal treatment; and iii) an experimental design of a radish crop cycle was carried out using cultivated soil from the Berlín moorland, where five treatments were defined: T1: compost, T2: NPK, T3: EP, T4 compost + NPK, T5: control; it was found that, although T1 had no significant effects on growth or soil variables, T4 is a good alternative to the use of CM and synthetic fertilizers because it had a positive influence on growth variables. This research demonstrated that it is feasible to implement co-composting of CM and GO, amended with zeolite, in the Berlin moorland to obtain products with agronomic value that can be used as fertilizers and/or soil amendments.

### Introducción

---

\* Degree Work

\*\* School of Physicomechanical Engineering. School of Civil Engineering. Master's Degree in Civil Engineering. Director: Edgar Ricardo Oviedo Ocaña. Sanitary Engineer, PhD. Co-director: Brayan Alexis Parra Orobio. Sanitary Engineer, PhD.

Los páramos son ecosistemas estratégicos de alta montaña, que brindan servicios ecosistémicos relacionados principalmente con los recursos hídricos y la biodiversidad (Díaz et al., 2020). Colombia cuenta con el 42.5% de los páramos del mundo, con una extensión de 10450 km<sup>2</sup> (Mosquera et al., 2023). El páramo de Berlín se encuentra ubicado al nororiente de Colombia, fue declarado Distrito de Manejo Integral en el 2008 (DMI) (Suárez et al., 2008); una de las principales actividades económicas de esta zona es el cultivo de la cebolla de rama, con una producción estimada de 180,000 t/año (Oviedo-Ocaña et al., 2022).

Dentro de las prácticas de fertilización en el páramo de Berlín se encuentra el uso de estiércol de pollo (EP) sin compostar (Oviedo-Ocaña et al., 2022; Rey-Romero et al., 2022), debido a la cantidad de nutrientes que posee como el nitrógeno (> 3%) (Oviedo-Ocaña et al., 2022), el fósforo (> 3%) y el potasio (>3%) (Wei et al., 2014). El EP ha aumentado en los últimos años, debido a la creciente demanda de alimentos en el mundo y su uso se ha extendido en actividades agrícolas (Zhang et al., 2022). No obstante, su uso desmedido y sin ningún tipo de tratamiento, puede generar contaminación del suelo y de las aguas adyacentes por patógenos, metales pesados, nitratos, antibióticos, entre otros (Latifah et al., 2015). En el contexto del páramo de Berlín se han realizado estudios de calidad del agua y se han hallado aumentos en los niveles de contaminantes de las aguas superficiales (comparación aguas arriba y aguas abajo), entre los que se encuentran nitratos (de 0.02 a 2.56 mg N-NO<sub>3</sub>/L), potasio (de 0.13 a 1.24 mg K/L) y *E. Coli* (de 63 a 2,718 UFC/100 mL), asociados a las actividades antrópicas, que podrían afectar el servicio ecosistémico de suministro de agua (Rey-Romero et al., 2022) y se atribuyen a las prácticas antrópicas en la zona.

El compostaje es un método adecuado para tratar el EP y reincorporar materia orgánica y nutrientes en el marco de la economía circular para aprovecharlo como apoyo a la fertilización y reducir el uso de fertilizantes sintéticos (Bian et al., 2019); sin embargo, el EP se caracteriza por tener elevada conductividad eléctrica ( $>3$  mS/cm) y alto contenido de nitrógeno total ( $>3\%$ ), que genera un desbalance en la relación C/N e incrementa las emisiones gaseosas y líquidas de distintas formas de nitrógeno (Oviedo-Ocaña et al., 2022). Como resultado, el compostaje de este residuo sin ningún tipo de co-sustrato (i.e., material de enmienda o de soporte) puede generar deficiencias nutricionales, contaminación por emisiones gaseosas y afectar la duración del proceso y la calidad del producto (Kato et al., 2005; Moral et al., 2009).

Diversos materiales han sido empleados para mejorar el compostaje de EP, entre los que se encuentran la roca fosfórica (Khan & Sharif, 2012), superfosfato (Wang et al., 2022), biocarbón (Janczak et al., 2017), zeolita (Peng et al., 2018), arcilla (Chen et al., 2018), entre otros. El superfosfato, la zeolita y los inóculos bacterianos han sido implementados para mejorar la madurez del compost y convertirlo en un producto estable y seguro para uso agrícola (Wang et al., 2022). Por su parte, materiales como la arcilla y el biocarbón han demostrado ser eficientes en la higienización del compost al reducir patógenos (Chung et al., 2021; Kumar Awasthi et al., 2019) y metales pesados (Awasthi et al., 2021).

De igual manera, se ha demostrado la utilidad del biocarbón en la reducción de gases de efecto invernadero durante el compostaje (Czekała et al., 2016), la reducción de genes de resistencia a los antibióticos (Cui et al., 2016), la retención de nitrógeno (Zhou et al., 2021) y la higienización del compost (Li et al., 2021). En el caso de la zeolita, a pesar de que su uso no se ha extendido tanto como el biocarbón por aspectos económicos y técnicos, se ha implementado para reducir emisiones gaseosas durante el compostaje (Peng et al., 2019), reducir genes de resistencia

a los antibióticos presentes en el estiércol de pollo crudo (Peng et al., 2018) y favorecer la retención de nitrógeno (Latifah et al., 2015). No obstante, aún existe incertidumbre con respecto a los efectos de la aplicación de la zeolita en el proceso y la calidad del producto en el compostaje de EP, y del uso de estas enmiendas (biocarbón y zeolita) en un contexto específico como el páramo de Berlín, que cuenta con condiciones ambientales particulares (p. ej. temperatura promedio de 10°C) (Oviedo-Ocaña et al., 2022), lo que es poco habitual en experimentos de compostaje. En climas fríos, el compostaje tiene mayores retos debido a las bajas temperaturas predominantes, la limitada población microbiana y la baja humedad, lo que podría conllevar a fases termófilas más cortas y a una baja calidad del producto final por presencia de materia orgánica inestable (Kumari et al., 2022). Asimismo, es importante evaluar de forma simultánea co-sustratos generados en la zona de estudio, que se encuentren en cantidades suficientes para y que tengan el potencial de mejorar el proceso de compostaje de EP y la calidad del producto.

El estudio del compostaje de EP en Colombia es incipiente y, a pesar de que dentro del Grupo de Investigación en Recursos Hídricos y Saneamiento ambiental (GPH) de la Universidad Industrial de Santander se ha evaluado el proceso y la calidad del producto del co-compostaje de EP, residuos de cultivo de cebolla de rama (CR) y otros biorresiduos (Oviedo-Ocaña et al., 2022), no se ha logrado obtener un producto estable que cumpla con los requerimientos nutricionales de los cultivos, de acuerdo con los requisitos mínimos de la NTC 5167. Se observa que materiales como el biocarbón y la zeolita podrían contribuir a reducir las pérdidas de nutrientes con valor agronómico como el nitrógeno y mejoran los procesos de degradación de la materia orgánica. Por consiguiente, este proyecto de investigación se enfoca en el estudio de los efectos de la aplicación de biocarbón y zeolita en el proceso y la calidad del producto de co-compostaje de EP y un co-sustrato en el contexto del páramo de Berlín. Por lo tanto, se busca identificar los efectos del

compostaje en variables clave del proceso (temperatura, pH, conductividad eléctrica y nutrientes) y en la calidad del producto final (humedad, cenizas, pH, contenido nutricional, entre otras), así como su impacto en un cultivo de rápido crecimiento. Esto contribuiría a generar productos con valor agronómico a partir de residuos locales, los cuales podrían reincorporarse al ciclo productivo bajo un enfoque de economía circular, con potencial para apoyar la fertilización y reducir el uso de fertilizantes sintéticos y estiércol de pollo inestable.

## 1. Marco Teórico

### 1.1. Compostaje

El compostaje es un proceso aeróbico en el que microorganismos como bacterias, actinomicetos y hongos descomponen la materia orgánica de residuos en compuestos más estables generando un producto denominado compost, que favorece el crecimiento de las plantas y mejora propiedades del suelo (Insam et al., 2023). Durante el proceso de compostaje, se libera energía en forma de calor, lo que conduce a un aumento en la temperatura y modifica la actividad microbiana (Diaz et al., 2011; Epstein, 2017; Haug, 1993). El compostaje produce agua, CO<sub>2</sub>, minerales y materia orgánica estabilizada (compost), pero también se liberan fitotoxinas, las cuales son eliminadas hacia el final del proceso (Diaz et al., 2011; Insam et al., 2023). Sin embargo, en el compostaje, también se pueden liberar gases de efecto invernadero (GEI) como el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y, en algunas ocasiones metano (CH<sub>4</sub>) en bajas tasas, que agravan el problema del cambio climático (Chen et al., 2020).

La temperatura se relaciona de forma sinérgica con la tasa de descomposición de los sustratos utilizados (Epstein, 2017); al inicio del compostaje, se dan procesos de transformación de la materia orgánica de rápida degradación, dando lugar al crecimiento de microorganismos termófilos, debido a la liberación de energía en forma de calor (Diaz et al., 2011). El contenido de nutrientes incide en el crecimiento y la actividad microbiana, sobre todo el carbono, que es la principal fuente de energía y el nitrógeno, que se requiere para la síntesis celular (Insam et al., 2023); por lo tanto, la relación C/N afecta la degradación microbiana (Diaz et al., 2011; Rynk et al., 1992) y normalmente, los requerimientos de carbono son superiores a los de nitrógeno (Rynk et al., 1992) por lo que se recomienda una relación C/N de los sustratos al inicio del proceso entre 20 y 25 (Diaz et al., 2011). Cuando se tienen sustratos con alto contenido de nitrógeno, el pH se

vuelve un factor importante, ya que valores de pH superiores a 8.5 favorecen la conversión de compuestos nitrogenados en amoníaco y aumentan la alcalinidad (Khan et al., 2014; Rynk et al., 1992). La humedad es esencial en el proceso de compostaje, pues permite el transporte de nutrientes y provee un medio adecuado para la actividad microbiana y las reacciones bioquímicas; sin embargo, un exceso puede afectar el crecimiento microbiano aerobio e incidir en las tasas de transformación de la materia orgánica o promover procesos de descomposición anaerobia (Epstein, 2017).

Las características de los sustratos procesados inciden en la tasa de degradación de la materia orgánica, las condiciones del proceso y la calidad del producto final (Insam et al., 2023). Entre los sustratos más comúnmente usados se encuentran los estiércoles de animales, los residuos de comida, y residuos verdes (Epstein, 2017; Haug, 1993a). Los diferentes compuestos orgánicos que pueden estar presentes en los sustratos son azúcares, ácidos grasos, proteínas, celulosas, lignina, lignocelulosa, entre otros (Epstein, 2017). En el compostaje se pueden implementar co-sustratos para mejorar el proceso y la calidad del producto; en este estudio se definen de la siguiente manera: i) material de soporte: material a base de carbono que añade estructura (Qu et al., 2020), como las virutas de madera, pasto, aserrín y hojas secas; ii) material de enmienda: material utilizado para mejorar las características químicas de los materiales y la calidad del compost como el biocarbón o la zeolita; y iii) aditivo: mezcla de diferentes tipos de microorganismos, nutrientes minerales, enzimas y compuestos capaces de mejorar el proceso y la calidad del producto de compostaje (Reyes-Torres et al., 2018).

## **1.2. Fases del compostaje**

Durante el proceso de compostaje se pueden diferenciar cuatro fases que se describen a continuación:

### ***1.2.1. Fase Mesófila***

Los organismos mesófilos son los encargados de degradar compuestos fácilmente degradables como los azúcares y proteínas (Diaz et al., 2011). La amonificación genera aumento en el pH, lo que favorece el crecimiento de las bacterias que descomponen los sustratos. El número de las bacterias crece con mayor velocidad que los hongos, por lo que en esta fase las bacterias son los principales organismos degradadores de la materia orgánica. Las actinobacterias no son grandes competidoras en esta fase, por lo que otras bacterias se desarrollan de forma más rápida (Beffa et al., 1996); sin embargo, cumplen un rol importante, debido a su capacidad de producir sustancias antibióticas que favorecen la higienización al inhibir el crecimiento de patógenos (Insam et al., 2023). En esta fase se debe garantizar un volteo adecuado para evitar el crecimiento de gusanos del compost, ácaros o milpiés que alteran la naturaleza de los sustratos y entorpecen el proceso (Insam et al., 2023).

### ***1.2.2. Fase termófila (>45°C)***

Los organismos termófilos, especialmente las bacterias termófilas son los dominantes y reemplazan a los mesófilos con el aumento de la temperatura, debido a la alta actividad microbiana (Diaz et al., 2011). De esta manera, se acelera la degradación de la materia orgánica y crecen actinobacterias que favorecen la higienización; los aumentos en la temperatura superiores a 60°C inhiben el crecimiento de los hongos; sin embargo, estos sobreviven como esporas (Insam et al., 2023). Las altas temperaturas que se pueden alcanzar durante esta fase son proporcionales a la inactivación de patógenos; no obstante, se debe tener cuidado de no superar los 70°C, por lo que se puede inhibir la actividad microbiana y generar olores desagradables (Ryckeboer et al., 2003). Es probable que no se alcancen las mismas temperaturas en todas las zonas de la pila, por lo tanto,

es importante el volteo regular hacia la parte central de esta, donde se concentra el calor (Diaz et al., 2011).

### ***1.2.3. Fase de enfriamiento***

Cuando se termina la descomposición de los compuestos fácilmente degradables, la temperatura empieza a disminuir y nuevamente los organismos mesófilos recolonizan el material de compostaje a partir de las esporas que lograron sobrevivir la fase termófila (Insam et al., 2023). En esta fase predominan los productos de degradación secundaria y los organismos que degradan polímeros recalcitrantes como la celulosa o la lignina (Diaz et al., 2011).

### ***1.2.4. Fase de maduración***

Mientras continúa el proceso de degradación, la temperatura disminuye y se degradan compuestos recalcitrantes como la lignina y la celulosa, debido a la acción de una microbiota especializada que contiene enzimas, tales como las ligninasas, celulasas y peroxidasas (Insam et al., 2023). En la fase de maduración, generalmente los hongos empiezan a superar a las bacterias por la disminución de la temperatura (Diaz et al., 2011). Durante esta fase, el compost adquiere una apariencia más oscura y homogénea, debido a la formación de material húmico. Es importante mantener condiciones adecuadas en esta etapa para garantizar la calidad del producto, no solo en términos de estabilidad y madurez, sino también a nivel nutricional, de tal forma que mantenga su valor agronómico y pueda ser implementado en suelos de cultivo.

## **1.3. Calidad y aplicación del producto**

El compost, como producto del compostaje, se caracteriza por poseer nutrientes como el nitrógeno, fósforo y potasio, y materia orgánica estabilizada, libre de patógenos, semillas de plantas y huevos de insectos (Haug, 1993). Para definir la calidad del compost es necesario contar con estándares que establezcan límites para diferentes parámetros relacionados con la salud

humana y medioambiental (López et al., 2025). Los sustratos y la metodología del proceso de compostaje llevado a cabo influyen en la calidad del compost; por lo tanto, es importante precisar qué materiales se usarán, los aditivos y las diferentes metodologías que podrían ayudar a mejorar la calidad del producto.

En Colombia, la Norma Técnica Colombiana NTC 5167 es la que regula el uso de productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo (ICONTEC, 2022). Entre los parámetros fisicoquímicos de calidad considerados para abonos orgánicos se encuentra la humedad, el contenido nutricional, capacidad de intercambio catiónico, capacidad de retención de agua, pH, cenizas, entre otros. También incluye parámetros microbiológicos como la *Salmonella sp*, coliformes totales y fecales, y enterobacterias.

Con el cumplimiento de los requerimientos mínimos es posible implementar el compost en suelos agrícolas. No obstante, la aplicación de estos productos está sujeta a criterios económicos y sociales, ya que un agricultor prefiere usar abonos económicos y que le hayan funcionado en el pasado. Además, se debe considerar que no todos los composts cumplen con los requerimientos de todos los cultivos (Bustamante et al., 2025), por lo que se han implementado diferentes estrategias para reducir estas limitaciones, entre ellas, la combinación del compost con otros materiales (Restrepo et al., 2013; Tittarelli et al., 2009). A pesar de que su uso como apoyo a la fertilización es el más común, también es posible utilizar el compost para restaurar suelos degradados (García et al., 2017) o para biorremediación de suelos contaminados (Kästner & Miltner, 2016).

## 2. Estado del arte

### 2.1. Compostaje de estiércol de pollo

El EP es un residuo que es utilizado como fertilizante debido a su riqueza en nitrógeno (Zhang et al., 2021). Se ha reconocido el compostaje como un método económico y efectivo para darle uso a este tipo de residuo, y reincorporarlo en actividades agrícolas (Gao et al., 2010). No obstante, el EP presenta una baja relación C/N (9.79 (Li et al., 2022), 10.5 (Janczak et al., 2017), 13.88 (Chung et al., 2021) ) debido a su alto contenido de nitrógeno ( $> 3\%$ ) (Zhang et al., 2021). Con el fin de ajustar la relación C/N en el compostaje de EP se usan materiales ricos en carbono que permiten compensar el desbalance de nutrientes (material de soporte) como el aserrín (A), cáscara de arroz o paja de trigo, maní, maíz, entre otros (Tabla 1).

**Tabla 1.** Propiedades de los materiales de soporte más comúnmente usados en el compostaje de EP

Material de soporte	Humedad (%)	N (%)	C (%)	C/N	Referencia
Paja de trigo	10.2	0.6	54.1	90	(Czekała et al., 2016)
Paja de maní	8.54	0.813	46.4	57.1	(Li et al., 2022)
Paja de maíz	8.01	1	41	41	(Abd El-Rahim et al., 2021)
Aserrín	25	0.06	38	533	(Jia et al., 2016)
Cáscara de arroz	19	1	38	38	(Latifah et al., 2015)

Es importante garantizar unas condiciones adecuadas de temperatura, humedad, pH, aireación y relación de nutrientes durante el compostaje de EP para reducir las emisiones de GEI. Se estima que la pérdida de nitrógeno causada por la emisión de  $N_2O$  durante el compostaje podría estar entre 0.09-3.8% del nitrógeno total (Fukumoto et al., 2006). Además, la principal forma de pérdida de nitrógeno durante el compostaje es a través de la emisión de amoníaco ( $NH_3$ ), que representa entre el 20% y 60% de las pérdidas totales de nitrógeno (He et al., 2005). A pesar de que el EP es rico en nutrientes que pueden ser aprovechados por las plantas, también es una fuente

de contaminantes orgánicos como hormonas, e inorgánicos como los metales pesados (Zhang et al., 2021). Es importante mejorar el compostaje de EP a través de la adición de aditivos orgánicos y/o inorgánicos tales como la zeolita, el biocarbón, la roca fosfórica, superfosfato, entre otros, que permitan tratar el problema de los GEI, la retención del nitrógeno y la reducción de contaminantes (Chen et al., 2018).

## **2.2. Biocarbón en el co-compostaje de estiércol de pollo**

El biocarbón es el producto sólido de la pirólisis de la biomasa, tiene un alto contenido de carbono, debido a que, durante el proceso, la evaporación del agua y la liberación de los compuestos volátiles provoca un aumento del contenido relativo de carbono fijado a la parte sólida. El biocarbón posee una estructura porosa, una alta área superficial, capacidad de intercambio catiónico y es capaz de retener agua, por lo que es usado en diferentes aplicaciones, entre las que se encuentra el mejoramiento de las características agronómicas del suelo y la promoción en la reducción de la contaminación ambiental (Weber & Quicker, 2018). Su estructura ayuda a reducir pérdidas de nitrógeno y las emisiones de GEI, y mejora el rendimiento de la fermentación en condiciones aeróbicas, por lo tanto, es un material apropiado para mejorar el proceso y la calidad del producto del compostaje (Jiao et al., 2022). La procedencia del biocarbón a utilizar en el compostaje también es relevante, pues sus propiedades varían de acuerdo con el material utilizado y la temperatura de pirólisis.

El biocarbón influye durante el compostaje en el pH, la reducción de pérdidas de nutrientes, el aumento de la nitrificación, la formación de sustancias húmicas estables y la inmovilización de metales pesados; además, el compost de materia orgánica en combinación con biocarbón tiene un

mejor efecto en las plantas que el compost sin biocarbón y también mejora el rendimiento de los cultivos (Godlewska et al., 2017).

El uso de biocarbón en el compostaje de EP contribuye con una mejor distribución de oxígeno y de la humedad debido a su alta superficie y volumen de poros que le permiten retener agua (Chen et al., 2020). Además, el biocarbón es capaz de proveer hábitats y condiciones favorables para la reproducción y actividad microbiana, lo que a su vez promueve la degradación de la materia orgánica y causa un rápido aumento en la temperatura en las primeras etapas del compostaje (Alarefee et al., 2023). Estudios realizados en el compostaje de EP, empleando dosis de biocarbón del 3 al 5 % (p/p) (Chung et al., 2021) y del 5 al 10 % (p/p) (Czekała et al., 2016), mostraron que se alcanzaron temperaturas termofílicas en menor tiempo y con mayores temperaturas que los tratamientos sin biocarbón (i.e., 66 a 69 °C frente a 60°C en el primer estudio y de 71 °C frente a 69 °C en el segundo estudio).

La mineralización de la materia orgánica como las proteínas y aminoácidos, además de generar aumentos en la temperatura y la acumulación de  $\text{NH}_3$ , promueve el incremento del pH, lo que puede deberse a que el biocarbón es capaz de absorber sustancias con contenido de nitrógeno durante el compostaje (Feng et al., 2023). Valores excesivos de pH podrían aumentar las pérdidas de nitrógeno a través de la volatilización de  $\text{NH}_3$  y también afectar la calidad del compost (Chen et al., 2020).

La conductividad eléctrica (CE) muestra la concentración de sal de los sustratos o productos del compostaje y puede indicar si el compost causa fitotoxicidad o afecta el crecimiento de la planta (Kong et al., 2024). En el estudio realizado por Chen et al. (2020) se evidenció que el tratamiento con una dosis del 10 % de biocarbón (p/p) en el compostaje de EP presentó una CE de 2.8 mS/cm, mientras que el tratamiento sin biocarbón tuvo una CE de 3.2 mS/cm. Esta

reducción de la CE podría deberse a que el biocarbón es capaz de absorber iones de sal por las características de su estructura (Weber & Quicker, 2018) y mejorar la aireación y la porosidad de la mezcla de compostaje, creando un ambiente más apropiado para la actividad microbiana y acelerando la degradación de la materia orgánica; de esta forma, se incrementó la conductividad eléctrica durante los primeros días de compostaje para luego decrecer en la fase de maduración (H. Chen et al., 2020a).

Una relación  $C/N < 20$  durante el proceso de compostaje es un indicador de madurez del compost, que se presenta cuando hay una fuerte degradación del carbono orgánico total y se genera un aumento en la concentración del nitrógeno total Kjeldahl (Chung et al., 2021). En el experimento de compostaje de EP de Liu et al. (2017), donde se evaluaron tres dosis de biocarbón del 5%, 10% y 20% (p/p), se evidenció que la relación  $C/N$  disminuyó del valor inicial de 20 a 8.7, 6.8 y 12.5 respectivamente; las dosis de 5% y 10% (p/p) contribuyeron a retener nitrógeno y posiblemente a incrementar la degradación de la materia orgánica.

Diversos estudios muestran que el biocarbón es capaz de disminuir las emisiones de  $NH_3$  hasta en un 87%, de  $N_2O$  hasta en un 47 % y de  $CH_4$  hasta en un 46 % en el compostaje de EP, en comparación con un tratamiento control, tal como se indica en la Tabla 2. La reducción en la emisión de amoníaco se debe a la capacidad del biocarbón de adsorber urea, ácido úrico y gas amoníaco, debido al volumen de poros y su área superficial (Zhang et al., 2021). La emisión de  $N_2O$  es una importante forma de pérdida de nitrógeno en el compostaje (Chen et al., 2020), puede darse tanto en el proceso de nitrificación como en el de desnitrificación, donde en este último proceso, la emisión de  $N_2O$  se ve favorecida por el agotamiento rápido del suministro de oxígeno y la baja concentración del ion nitrato (Feng et al., 2023). Es posible que la actividad redox del biocarbón facilite la transformación de  $NO_3-N$  a  $N_2$ , lo que reduce la emisión de  $N_2O$  en el proceso

de compostaje (Chen et al., 2020; Feng et al., 2023). Durante el compostaje, la emisión de metano indica que hay partes de la mezcla de compostaje con insuficiente oxígeno o en estado anaeróbico que promueve una actividad de metanogénesis; sin embargo, la porosidad del biocarbón puede ayudar a mejorar la aireación de la mezcla y el suministro de oxígeno, e inhibir la metanogénesis (Chen et al., 2020; Feng et al., 2023).

**Tabla 2.** Efectos del biocarbón en la reducción de emisiones gaseosas

<b>Material de origen del biocarbón</b>	<b>Otros sustratos</b>	<b>Dosis (%)</b>	<b>Reducción de emisiones de NH<sub>3</sub> (%) *</b>	<b>Reducción de emisiones de N<sub>2</sub>O (%) *</b>	<b>Reducción de emisiones de CH<sub>4</sub> (%) *</b>	<b>Referencia</b>
<b>Bambú</b>	Residuos de champiñón	5, 10, 15	21.2, 33.1, 26.1	39, 13.2, 1.6	-	(Zhang, et al., 2022)
<b>Paja de maíz</b>	Paja de maíz	5	52.71	47.46	30.57	(Feng et al., 2023)
<b>Cáscara de arroz</b>	Material de cama de aves de corral	33.3, 56.7, 25	78.4, 94.6, 97.3	-	-	(Alarefee et al., 2023)
<b>Tallo de maíz</b>	Tallo de maíz	10	36.38	39.11	27.47	(Dang et al., 2024)
<b>Estiércol de pollo</b>	Consortio microbiano	2, 4, 6, 10	32.8, 47.3, 56.8, 56.9	19, 21.5, 22, 27.4	27.1, 38.2, 47.7, 55.9	(Chen et al., 2020)
<b>Tallo de trigo</b>	Tallo de maíz,	5, 10,	19-51, 69-79, 50-82	-	-	(Zhang et al., 2021)
<b>Cáscara de arroz</b>	paja de maíz	15	43-69, 55-81 y 86-97			
<b>Residuos verdes</b>	Paja de caña de azúcar	10	58	-	-	(Agyarko-Mintah et al., 2017)
<b>Pollinaza</b>			38			

\* En comparación con un tratamiento control sin biocarbón

### 2.3. Zeolita en el compostaje de estiércol de pollo y otros sustratos

Las zeolitas son minerales aluminosilicatos que tienen una estructura cristalina y porosa que permite la retención de iones como el amonio, y ayuda a retrasar el proceso de nitrificación (Jha & Hayashi, 2009; Soca & Daza-Torres, 2016). El uso de la zeolita natural en la agricultura ha crecido durante los últimos años, debido a su estructura en forma de panal que favorece la retención de nutrientes (Gholamhoseini et al., 2013). La zeolita es útil en el proceso de compostaje de residuos sólidos orgánicos, pues modifica variables del proceso y las propiedades fisicoquímicas del producto (Soudejani et al., 2019), dado que tiene la capacidad de aumentar la retención de agua y la aireación debido a su estructura (Zhang & Sun, 2015). En general, la zeolita ayuda a resolver problemas de pérdidas de nitrógeno, inmoviliza metales pesados, mejora la calidad del compost y favorece la degradación de la materia orgánica durante el proceso de compostaje (Soudejani et al., 2019).

El uso de zeolita clinoptilolita en el compostaje ayuda a reducir las emisiones de GEI y las pérdidas de nitrógeno hasta en un 80% (Bernal et al., 1993); sin embargo, se debe considerar que la dosis a usar depende del sustrato que se va a compostar, y de esto depende la efectividad de los resultados (Soudejani et al., 2019). En un experimento de compostaje de estiércol de cerdo y paja de trigo se halló que el tratamiento con una dosis de 10% de zeolita (p/p) redujo las emisiones acumuladas de  $N_2O$  y  $NH_3$  en un 56.1% y 31.1%, respectivamente, en comparación con el tratamiento control; además, el compost obtenido del tratamiento con zeolita tuvo un contenido de potasio de  $0.14 \pm 0.001$  % y de fósforo de  $0.015 \pm 0.0002$  %, en contraste con el tratamiento control, cuyo contenido de potasio fue de  $1.03 \pm 0.0021$  % y de fósforo de  $0.013 \pm 0.0004$  % (Wang et al., 2017). Una dosis del 6% de zeolita (p/p) generó un aumento en la temperatura en la etapa de enfriamiento en el compostaje de estiércol de venado (Wang et al., 2021).

El tamaño de partícula de la zeolita en los procesos de compostaje es normalmente  $>1$  mm (Soudejani et al., 2019). En el experimento de Cui et al. (2021) se implementó una dosis de zeolita de 5% (p/p) y se comparó el efecto del tamaño de partícula grueso (3-5 mm) con el tamaño fino ( $<0.1$  mm). El tratamiento con el tamaño de partícula grueso presentó un mayor pico en la temperatura ( $66^{\circ}\text{C}$ ) que el tratamiento de partículas finas ( $61^{\circ}\text{C}$ ), mientras que el tratamiento control alcanzó un valor menor ( $59^{\circ}\text{C}$ ). Con respecto al pH, la CE y la pasivación de metales pesados (Cu, Cd, Pb), no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos; sin embargo, el producto final del tratamiento de partículas finas tuvo un mayor contenido de nitrógeno que los otros tratamientos.

Taheri Soudejani et al. (2019) implementaron tres dosis de zeolita (5%, 10% y 15% (p/p)) en el compostaje de residuos sólidos municipales. El tamaño de partícula de la zeolita utilizada fue  $<250$   $\mu\text{m}$  y se añadió en estado sólido al inicio del compostaje. En comparación con el tratamiento control, el tratamiento con la dosis de 15% de zeolita logró reducir la CE en un 32.1% y aumentó la retención de amonio en un 64.5%. Tamaños finos de partícula de zeolita ( $<500$   $\mu\text{m}$ ) tienen una mejor adsorción de amonio que tamaños más grandes (Liu & Lo, 2001). Es posible implementar dosis de zeolita menores al 5% (p/p) en experimentos de compostaje y obtener resultados favorables (Venglovsky et al., 2005). La principal ventaja de implementar dosis bajas es la reducción en los costos de la zeolita. En la Tabla 3 se indican algunos resultados obtenidos al implementar zeolita en dosis entre 0.5% y 2% (p/p).

La aplicación de zeolita en suspensión no es común en los procesos de compostaje; no obstante, se ha aplicado en actividades agrícolas, debido a su capacidad de retención de nutrientes y agua (Foereid et al., 2019). En un experimento realizado en Hungría se implementó zeolita para evaluar su capacidad de retención de amonio y liberación de este en el cultivo de trigo. Se mezcló

una dosis de 16 g/L de zeolita con una solución de 1 g/L de sulfato de amonio y se agitó por 100 h para determinar la capacidad de adsorción de la zeolita. Con los resultados obtenidos se calculó la dosis de zeolita a implementar en el cultivo de trigo, donde los autores concluyeron que no todo el nitrógeno adsorbido por la zeolita es aprovechado por el trigo, al menos no en el primer ciclo de cultivo (Foereid et al., 2019). La zeolita en polvo mezclada con nanopartículas de óxido de zinc y purines (*slurry*) provenientes de una planta de biogás fue capaz de incrementar el contenido de nitrógeno en el suelo en comparación con un tratamiento sin zeolita (Aziz et al., 2019).

**Tabla 3.** Aplicación de zeolita en dosis entre 0.5% y 2% (p/p)

<b>Sustrato principal</b>	<b>Tipo de zeolita</b>	<b>Tamaño de partícula</b>	<b>Dosis zeolita</b>	<b>Conclusión</b>	<b>Referencia</b>
<b>Estiércol de cerdo</b>	Zeolita natural	0.063mm - 1mm	1%, 2%	Ambas dosis incrementaron la porosidad del compost y la temperatura del proceso. En general, no existen diferencias significativas entre una y otra dosis	(Venglovsky et al., 2005).
<b>Lodos</b>	Zeolita natural		1%	La zeolita logró reducir los genes de resistencia a los antibióticos (GRA) y la abundancia de metales pesados	(Zhang et al., 2016a)
<b>Lodos</b>	Zeolita comercial	200µm	1%	La zeolita incrementó el nitrógeno total en un 48%.	(Zhang, et al., 2016b)
<b>Lodos</b>	Zeolita sintética		0.5%, 1%	Se logró una reducción de metales pesados para ambos tratamientos	(Nissen et al., 2000)

Se pueden implementar también tamaños de partícula de la zeolita mucho más pequeños que los utilizados comúnmente en el proceso de compostaje o en actividades agrícolas, como en el caso del estudio realizado por Mahmoud et al. (2020), quienes añadieron nanopartículas de

zeolita en una tasa de 1.3 L/ha a través de los sistemas de riego de un cultivo de papa, para medir sus efectos en la salinidad del suelo y observaron que la zeolita aumentó significativamente el crecimiento de la planta con respecto al tratamiento control. Esto se debe probablemente a que la zeolita es capaz de mejorar la formación de clorofila y favorecer la fotosíntesis de las plantas (De Smedt et al., 2017).

#### **2.4. Uso de compost como apoyo a la fertilización**

El uso desmedido de fertilizantes sintéticos afecta las características fisicoquímicas y microbiológicas del suelo, y reduce la fracción orgánica, causando un desbalance en la flora y fauna del suelo (Wong et al., 2003). En la Tabla 4 se indican algunos resultados de experimentos donde se utilizó compost como fertilizante o como material de apoyo a la fertilización. La implementación de compost como apoyo a la fertilización debe tener en cuenta la necesidad de mejorar las propiedades del suelo sin afectar de forma significativa el rendimiento de un cultivo. En este sentido, se evidencia su efectividad en el aumento del contenido de N, P, K, Ca, Mg y materia orgánica en el suelo (Daza Torres, 2014; Manolikaki & Diamadopoulou, 2019).

El compost combinado con un fertilizante sintético es capaz de mejorar las condiciones de un suelo y proveer los nutrientes necesarios para garantizar un adecuado crecimiento de la planta (Toumpeli et al., 2013); sin embargo, se deben aplicar periódicamente enmiendas para mantener las condiciones óptimas del suelo y sostener en el tiempo la productividad del cultivo (Daza Torres, 2014). A pesar de que existen estudios donde se han evaluado los efectos del compost en diferentes cultivos, se debería investigar el efecto de materiales de enmienda en la retención del nitrógeno, para obtener un producto con alta calidad nutricional que pueda competir con la fertilización sintética.

**Tabla 4.** Efectos de la aplicación de compost como apoyo a la fertilización

<b>Tipo de experimento</b>	<b>Tipo de fertilización</b>	<b>Número de tratamientos</b>	<b>Tipo de cultivo</b>	<b>Efectos en la planta*</b>	<b>Efectos en el suelo*</b>	<b>Referencia</b>
<b>Diseño de bloques completos al azar</b>	Compost de estiércol de pollo	4 con 5 réplicas	Papa	No afectó significativamente el crecimiento	Mejóro absorción de P y Ca	(Ramírez-Guerrero & Meza-Figueroa, 2014)
<b>Diseño de bloques completos al azar</b>	Compost	6 con 5 réplicas	Tomate	Aumentó productividad en un 38 %. Favoreció supresión de plagas	-	(Mahmoud et al., 2021)
<b>Diseño factorial completo (dosis, tiempo de aplicación)</b>	Compost y Urea	9 con 5 réplicas	Tomate	Los tratamientos que combinaron compost y urea aumentaron el rendimiento entre 17 y 108 %	Los contenidos de N y P aumentaron entre 21 y 312 % **	(Hasnain et al., 2020)
<b>Diseño completamente al azar</b>	Compost y Biocarbón	6 con 3 réplicas	Maíz	El crecimiento de la planta aumentó en un 75%	El compost aumentó los contenidos de N, P, K, Ca y Mg	(Manolikaki & Diamadopou los, 2019)
<b>Diseño completamente al azar</b>	Compost (5 tipos) y fertilizante sintético	17 con 5 réplicas	Tomate	El crecimiento de la planta fue mayor en el tratamiento con 100 % de fertilizante sintético	El compost aumentó los contenidos de Na, Ca y Mg	(Toumpeli et al., 2013)
<b>Diseño de bloques completos al azar</b>	Compost de residuos de flores, cal, fertilizante sintético	7 con 3 réplicas	Maíz	La longitud de raíces fue significativamente más larga en el tratamiento con compost y fertilizante sintético	El compost aumentó el contenido de materia orgánica y P	(Daza Torres, 2014)

Tipo de experimento	Tipo de fertilización	Número de tratamientos	Tipo de cultivo	Efectos en la planta*	Efectos en el suelo*	Referencia
<b>Diseño de parcelas completamente al azar</b>	Compost de residuos vegetales	7 con 4 réplicas	Maíz	Aumentó el crecimiento de las plantas y la absorción de nutrientes en la biomasa aérea	Mejóro significativamente el contenido de N, P, K, Ca, Mg, entre otros	(Manirakiza & Şeker, 2020)
<b>Diseño de bloques completos al azar</b>	Compost de estiércol bovino	4 con 3 réplicas	Soya	Mejóro el crecimiento y la producción del grano	Aumentó los niveles de macro y micronutrientes del suelo y mejoró la fertilidad de este	(Suzuki et al., 2024)

\*En comparación con el control sin ningún fertilizante

\*\*En comparación con un tratamiento con 0 % de compost y 100 % de fertilizante

## 2.5. Compostaje en climas fríos

La degradación de la materia orgánica se ve favorecida en zonas donde se cuenta con una temperatura ambiente cálida (Williams & Marks, 1991). A una baja temperatura ambiente, la disipación del calor de la mezcla de compostaje puede ser mayor que el calor generado debido a la degradación de los sustratos, lo que podría generar una inhibición del proceso e incluso podría congelar la pila de compostaje (Gou et al., 2017; Wang et al., 2014; Wang et al., 2013). Una estrategia para mejorar el proceso de compostaje en condiciones ambientales con temperaturas bajas es el aislamiento y aplicación de microorganismos psicrófilos en la pila de compostaje. Los organismos psicrófilos pueden crecer a temperaturas de 0°C, e incluso a -10°C, y la máxima temperatura que pueden resistir es a 25°C (Wang et al., 2014).

Para disminuir los efectos nocivos del clima frío en el compostaje, se deberían utilizar recipientes cerrados que garanticen un mínimo intercambio de calor con el ambiente (Margina et al., 2023). Un experimento de compostaje de lodos de aguas residuales y virutas de madera fue

realizado en Canadá en épocas de otoño y, a pesar de que la temperatura ambiente alcanzó los  $-20^{\circ}\text{C}$ , el pico de temperatura de la pila de compostaje fue de  $65^{\circ}\text{C}$  (McCartney & Eftoda, 2005). El biocarbón cumple un importante rol en el compostaje en zonas frías, ya que este es capaz de aumentar la temperatura durante los primeros días de compostaje y prolonga el tiempo de la etapa termófila (Wei et al., 2014). Liu et al. (2019) implementaron una dosis de 10% de biocarbón en el compostaje de estiércol porcino en una zona con temperaturas entre  $-5^{\circ}\text{C}$  y  $15^{\circ}\text{C}$ ; el tratamiento con biocarbón prolongó significativamente la duración de la fase termófila y alcanzó los  $56.4^{\circ}\text{C}$ .

### **3. Objetivos**

#### **3.1 Objetivo General**

Evaluar el proceso y calidad del bioproducto del co-compostaje de residuos de estiércol de pollo y co-sustratos enmendados con biocarbón y zeolita en el contexto agrícola del páramo de Berlín, Santander (Colombia).

#### **3.2 Objetivos Específicos**

Seleccionar co-sustratos a implementar en el proceso de co-compostaje de estiércol de pollo en el contexto del páramo de Berlín.

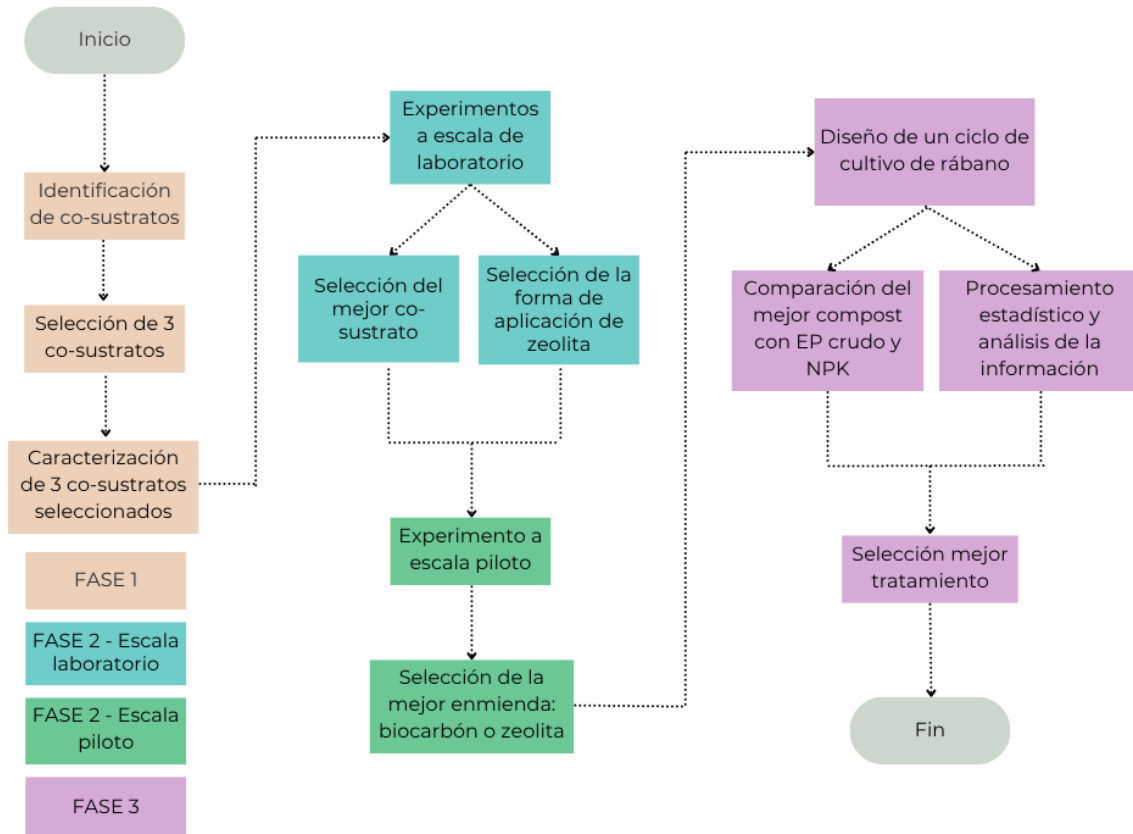
Analizar el efecto del biocarbón y la zeolita sobre el proceso y la calidad del producto del co-compostaje de estiércol de pollo y co-sustratos en el contexto del páramo de Berlín.

Determinar el efecto del producto de co-compostaje obtenido en un cultivo de rápido crecimiento, usando el suelo predominante del páramo de Berlín.

## 4. Metodología

Para dar cumplimiento con los objetivos se plantearon tres fases metodológicas, como se indica en la Figura 1.

**Figura 1.** Metodología del proyecto de investigación



### 4.1. Fase I. Selección de co-sustratos

#### 4.1.1. Actividad 1.1. Identificación de co-sustratos disponibles en la zona de estudio

Se realizó un inventario de materiales generados en el páramo de Berlín con potencial para ser utilizados como co-sustrato para el co-compostaje con EP. Este proceso se llevó a cabo a partir de estudios previos realizados por el grupo GPH-UIS (Oviedo-Ocaña et al., 2022), visitas de reconocimiento de la zona de estudio y revisión de literatura.

#### **4.1.2. Actividad 1.2. Aplicación de herramienta multicriterio para la selección de co-sustratos.**

Para seleccionar los tres mejores co-sustratos disponibles en la zona de estudio, se adaptó la herramienta multicriterio desarrollada por Soto-Paz et al. (2019) para la selección de co-sustratos para el compostaje, donde la toma de decisiones se realizó con respecto a los pesos obtenidos a partir de la aplicación del método AHP (Proceso de Jerarquía Analítica). Dentro del criterio técnico se consideraron los subcriterios: i) biodegradabilidad, ii) nutrientes, iii) humedad, iv) porosidad y v) requerimientos operacionales; para el criterio ambiental los subcriterios fueron: vi) generación de olores ofensivos y vii) potencial de pérdidas de nitrógeno. Los pesos de los criterios y subcriterios y su calificación se indican en la Tabla 5. A partir de los resultados de la Actividad 1.1 se realizó la búsqueda bibliográfica de los parámetros (subcriterios) para cada co-sustrato identificado y la posterior aplicación de la herramienta. La selección se hizo a través del método de la suma ponderada.

Los aspectos considerados para la medición se indican a continuación:

**4.1.2.1. Humedad.** El proceso de compostaje requiere una humedad entre 40% y 60%, dependiendo de la fase del proceso. Al inicio, se debería garantizar una humedad inicial entre 55 y 60% (Haug, 1993a; Insam et al., 2023); por lo tanto, los co-sustratos deberían complementarse para garantizar este valor. En el caso del EP, en estado fresco (recién recolectado) la humedad suele estar por encima del 70% (Chung et al., 2021; Liu et al., 2017; Zhang et al., 2021); sin embargo, este residuo al ser almacenado va perdiendo humedad y puede adquirir valores alrededor del 20% (Alarefee et al., 2023; Jia et al., 2016). En la zona de estudio el EP implementado se utiliza seco, debido a su mayor facilidad de transporte; además, el material de soporte para las mezclas es aserrín que tiene humedades comúnmente entre 8.5 y 32% (Chung et al., 2021; Gao et al., 2010; Jia et al., 2016) y que para efectos de cálculo se considerará un promedio de 20%. De esta forma

se define que lo ideal es que el co-sustrato complementario tenga humedades altas (>60%) para reducir al mínimo la cantidad de agua que se deba añadir para ajustar la humedad de la mezcla inicial.

**Tabla 5.** Criterios y subcriterios para la selección de co-sustratos. Adaptado de Soto-Paz et al. (2019) y Oviedo Ocaña (2015)

Criterio	Subcriterio	Peso Subcriterio (%)	Medición	Valores posibles	Valor deseado	Calificación (Puntos)
<b>Técnico (58%)</b>	Humedad (15%)	8.7	Cumple humedad	Si/No	Si	Si --> 5 No --> 1
	Porosidad (4%)	2.32	Suministra porosidad	Si/No	Si	Si --> 5 No --> 1
	Biodegradabilidad (25%)	14.5	Tasa de consumo de oxígeno durante el compostaje	0-∞	>4	>4 --> 5 2.5-4 --> 3 <2.5 --> 1
	Nutrientes (45%)	26.1	Cumple relación C/N para complementar balance de masa (valores entre 20:1 y 25:1) de la mezcla	Si/No	Si	Si --> 5 No --> 1
	Requerimientos operacionales (11%)	6.4	Cantidad requerida del material para complementar co-sustrato en términos de masa elaborado con balance de masa alrededor de C y N (>20%) de la masa total de las pilas de compostaje)	Si/No	Si	Si --> 5 No --> 1
	<b>Ambiental (42%)</b>	Generación de olores (50%)	21	Generación de COVs durante el proceso de compostaje	0-∞	<50
Potencial de pérdidas de nitrógeno (50%)		21	Pérdidas de nitrógeno reportadas durante el proceso de compostaje	0-100%	<50%	<50% --> 5 50-75% --> 3 >75% --> 1

**4.1.2.2. Porosidad.** La porosidad de la mezcla de sustratos influye en la estructura y en transferencia de oxígeno (Soto-Paz et al., 2019), por lo tanto, esta debería ser mayor al 30%

(Ruggieri et al., 2009). El EP que se implementa en el contexto de estudio se suele combinar con el material del lecho de los pollos, por lo que su porosidad es elevada, superior al 90% (Delgado Arroyo et al., 2016). Es deseable que el co-sustrato a implementar tenga una porosidad superior al 30% para garantizar una adecuada porosidad de la mezcla.

**4.1.2.3. Biodegradabilidad.** Para seleccionar co-sustratos (a excepción del material de soporte) se desea que tengan un alto grado de biodegradabilidad para estimular la actividad biológica y lograr una rápida estabilización del compost (Bernal et al., 1993). La biodegradabilidad se puede medir a partir del contenido de oxígeno consumido o el dióxido de carbono liberado durante el proceso. La tasa de biodegradabilidad del EP en un experimento de compostaje es de 2.4 mg O<sub>2</sub>/gSV-h (Gao et al., 2010), por lo que se espera que el co-sustrato con el que se vaya a co-compostar tenga una biodegradabilidad mayor y así garantizar un adecuado proceso.

**4.1.2.4. Nutrientes.** Considerando que la relación C/N de la mezcla de compostaje al inicio del proceso debe estar entre 20:1 y 25:1 (Haug, 1993a) y que el EP tiene una baja relación C/N (Oviedo-Ocaña et al., 2022), se plantea que los co-sustratos tengan un contenido de carbono y nitrógeno tal que se satisfaga esta condición.

**4.1.2.5. Requerimientos operacionales.** Debido a que el contexto de estudio es el páramo de Berlín, se espera que los co-sustratos se obtengan de esta zona y no deban llevarse de otros lugares, se debe contar con una cantidad mínima del material. Se requiere como mínimo un 20% del co-sustrato que acompañe al EP; por lo tanto, deberían poder obtenerse esta cantidad de material en un periodo de una semana para considerar como mínimos los requerimientos operacionales. En este subcriterio no se tomó en cuenta el preprocesamiento de los co-sustratos.

**4.1.2.6. Generación de olores.** De los posibles COVs que pueden emitirse durante el compostaje como el tolueno, el etilbenceno y el xileno se tienen unos valores permisibles de 50

ppm para el tolueno y de 100 ppm para el xileno y el etilbenceno, de acuerdo con el límite de exposición ocupacional (LEO) (Saldarriaga Elorza, 2010). Acorde con esto, la emisión mínima de COVs debería ser de 50 ppm.

**4.1.2.7. Potencial de pérdidas de nitrógeno.** Las pérdidas de nitrógeno generan contaminación por emisiones gaseosas y reducen la calidad del compost (Liang et al., 2017). Por lo tanto, la selección de co-sustratos debe considerar las mínimas pérdidas de nitrógeno en el proceso de compostaje.

#### ***4.1.3. Actividad 1.3. Caracterización de los tres co-sustratos seleccionados***

El EP se obtuvo de una finca ubicada en el municipio de Girón que provee este material a revendedores que lo llevan al páramo de Berlín; los co-sustratos seleccionados previamente fueron: residuos del cultivo de cebolla de rama (CR), que se recolectaron de una finca ubicada en el páramo de Berlín, Colombia; estiércol bovino (EB), que se recolectó de una finca en Bucaramanga; y residuos de alimentos no procesados (RA), que se obtuvieron del servicio de comedores de la UIS, debido a que, en comparación con experimentos de compostaje realizados en el páramo de Berlín (Hernández-Gomez, 2017) se hallaron valores similares para pH, humedad y contenido de nutrientes a los reportados para los RA provenientes de comedores (Parra-Orobio et al., 2023); y el aserrín se obtuvo en una carpintería de Bucaramanga. Se realizó una vez el muestreo y almacenamiento de cada co-sustrato y se enviaron a al Laboratorio del Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM) de la Universidad de Antioquia para su caracterización. De acuerdo con lo sugerido por la NTC 5167, los parámetros medidos fueron: pH, humedad (%), conductividad eléctrica (CE) (mS/cm), carbono orgánico total (COT) (%), nitrógeno total (NT) (%), fósforo total (PT) (%), potasio total (KT) (%), hemicelulosa (%), celulosa (%),

lignina (%), sólidos volátiles (SV) (%), y los metales pesados: mercurio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb) y cobre (Cu).

## **4.2. Fase II. Análisis del efecto del biocarbón y la zeolita sobre el proceso y la calidad del producto.**

### ***4.2.1. Actividad 2.1. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar el mejor co-sustrato***

Se realizó un montaje experimental a escala de laboratorio en la Universidad Industrial de Santander, donde se evaluaron tres mezclas de EP, en combinación con cada uno de los tres co-sustratos seleccionados (residuos de cebolla de rama, residuos de alimentos y estiércol bovino) y el aserrín, de tal forma que se garantizara una relación C:N entre 20:1 y 25:1 al inicio del compostaje (Díaz et al., 2011). Estas mezclas se definieron a partir de datos encontrados en la literatura, ya que en ese momento no se contaba con los resultados de la caracterización de los co-sustratos. Debido a que en experimentos previos realizados por el Grupo de Investigación GPH-UIS se han hallado deficiencias de fósforo en el producto final del co-compostaje de EP y otros co-sustratos (<1%) (Oviedo-Ocaña et al., 2022), se aplicó una dosis de 1% de roca fosfórica (RF) en todos los tratamientos, de tal forma que se supla el requerimiento de fósforo del producto final (>1%) (ICONTEC, 2022).

Las unidades experimentales corresponden a unos reactores de 250 L con una capacidad de hasta 40 kg. Los reactores son de polietileno de alta densidad y tienen una forma cónica, su altura es de 0.85 m con un diámetro de 0.6 m (Parra-Orobio et al., 2023b). Estos reactores cuentan con un suministro pasivo de oxígeno, a través de orificios perimetrales de 2 cm de diámetro, ubicados de forma equidistante a 15 cm y un tubo perforado ubicado en el centro de cada recipiente (Manu et al., 2017); además, los recipientes se cubrieron con un material aislante térmico

Thermolon (espesor 12mm) para evitar pérdidas de calor (Apéndice A). Los tres tratamientos se montaron por duplicado (T1, T2, T3), para un total de seis reactores (Tabla 6).

**Tabla 6.** Tratamientos para seleccionar el mejor co-sustrato

<b>Tratamiento</b>	<b>Mezcla (%)</b>	<b>Mezcla (kg)</b>	<b>Relación C/N</b>
<b>T1</b>	62% EP + 23% CR + 14% A + 1% RF	25 EP + 9.1 CR + 5.5 A + 0.4 RF	22.1
<b>T2</b>	67% EP + 22% RA + 10% A + 1% RF	27 EP + 8.6 CR + 4 A + 0.4 RF	22.2
<b>T3</b>	65% EP + 19% EB + 15% A + 1% RF	26 EP + 7.6 CR + 6 A + 0.4 RF	22.1

Nota. EP: estiércol de pollo; CR: residuos de cebolla de rama; RA: residuos de alimentos; EB: estiércol bovino; A: aserrín; RF: roca fosfórica

Se monitoreó el proceso periódicamente y se tomaron datos de los parámetros: temperatura (°C), pH, humedad (%), CE (mS/cm), SV (%), COT (%), NT (%), PT (%), celulosa (%), hemicelulosa (%), lignina e índice de germinación (IG). La temperatura se midió en cinco puntos del reactor con un termómetro digital tipo K (HANNA Instruments); durante las dos primeras semanas de compostaje se midió la temperatura dos veces al día, luego se midió diariamente. La temperatura ambiente se tomó de la página del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) a partir de los datos de la estación meteorológica de Berlín. El pH y la CE se midieron diariamente durante las primeras dos semanas, luego se midieron tres veces por semana; la humedad y los SV se midieron cada tres días. Los parámetros COT, NT, PT, hemicelulosa, celulosa, lignina e IG se midieron cuatro veces en cada una de las fases del proceso (días 0, 4, 31 y 77). Se realizaron volteos manuales, de acuerdo con el comportamiento de la temperatura y la humedad durante el proceso: en la etapa termofílica la temperatura aumenta rápidamente por la actividad microbiana y se agota el oxígeno, reduciendo la actividad de los microorganismos aerobios, por lo que en las primeras fases el volteo se realiza cuando hay

descensos de temperatura y para realizar humectación y mantener homogéneas las mezclas; en las fases siguientes los volteos ayudan a garantizar la homogeneidad de las mezclas. Para realizar los volteos se sacaba todo el material de cada reactor con una pala y se colocaba sobre un plástico para mezclarlo y devolverlo a los reactores.

Para cada una de las mediciones, se tomaban de cuatro puntos de la unidad experimental aproximadamente 300 g de material y se mezclaron para obtener una muestra representativa de cada reactor. Se siguió la norma NTC 5167 (ICONTEC, 2022) para medir los parámetros: humedad (método gravimétrico de secado de la muestra a 105°C), SV (método gravimétrico de calcinación a 550°C) pH y CE (método potenciométrico, proporción 1:10, *m/v*), COT (Walkley-Black), NT (método titulométrico del nitrógeno total Kjeldahl), y PT (método espectrofotométrico). La lignina fue determinada por el método colorimétrico, y la celulosa y la hemicelulosa a través del método de Van Soest et al. (1991). La pérdida de materia orgánica en términos de SV se calculó, acorde con la Ecuación 1 (Jiang-ming, 2017).

$$SV (\%) = 100 - 100 * \frac{X_1(100-X_2)}{X_2(100-X_1)} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde  $X_1$  y  $X_2$  corresponden al contenido inicial y final de cenizas.

El índice de germinación se determinó utilizando semillas de *Raphanus sativus*. Se tomaron 10 g de muestra y se diluyeron en 100 mL de agua destilada en una proporción 1:10 (*m/v*) para cada tratamiento. Se utilizaron 10 semillas por cada siembra y se realizó el proceso por triplicado (Jiang et al., 2015). Para el control solo se utilizaron 10 mL de agua destilada. El cálculo del IG se realizó a partir de la metodología descrita por Issarakraisila et al. (2007) (Ver Ecuación 2). Valores de IG < 50% indican la presencia de sustancias fitotóxicas, IG entre 50% y 80% muestran

fitotoxicidad moderada, IG entre 80% y 120% no tienen fitotoxicidad, y IG > 120% presenta efectos bioestimulantes.

$$IG (\%) = \frac{\% \text{ Semillas germinadas (tratamiento)}}{\% \text{ Semillas germinadas (control)}} * \frac{\text{Longitud Raíces (tratamiento)}}{\text{Longitud raíces (control)}} * 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

Una vez las mezclas de compostaje presentaron una temperatura cercana al ambiente ( $\pm 2^{\circ}\text{C}$ ), se realizaron pruebas de autocalentamiento con el equipo RM 82 (Umwelt Elektronik, Alemania) para determinar la finalización del proceso y proceder con el tamizado del producto obtenido. Posteriormente, se tomaron muestras representativas y se midió capacidad de retención de agua (CRA) (%), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (meq/100 g), pH, humedad (%), cenizas (%), CE (mS/cm), COT (%), NT (%), PT (%), KT (%), densidad real ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ), IG (%), coliformes totales (NMP/g) y fecales (NMP/g), enterobacterias (UFC/g), *Salmonella sp* (UFC/ 25 g) y mesófilos (UFC/g). Las técnicas empleadas para el procesamiento en laboratorio siguieron lo establecido en la NTC 5167 (ICONTEC, 2022). Por último, el mejor co-sustrato se seleccionó de acuerdo con variables del proceso (temperatura, pH, CE, SV, IG, NT, COT) y de calidad del producto (pH, cenizas, nutrientes, CIC, CRA, entre otros) a partir de sus parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en comparación con la NTC 5167.

El tratamiento de datos se realizó a partir de análisis de la varianza (ANOVA) de una vía con un nivel de significación  $\alpha = 0.05$  para determinar el efecto de los factores estudiados sobre los parámetros de respuesta; en el caso de no normalidad se utilizó Kruskal-Wallis. Las diferencias entre tratamientos se calcularon mediante la prueba de Tukey. El análisis estadístico se llevó a cabo en el software R a través de su interfaz RStudio (versión 4.4.0).

#### ***4.2.2. Actividad 2.2. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar la forma de aplicación de la zeolita.***

Se realizó un montaje experimental a escala de laboratorio en la Universidad Industrial de Santander para seleccionar la forma de aplicación de la zeolita: en aplicación en partículas sólidas (TZL) y en solución acuosa (TZL). Para el tratamiento de zeolita sólida, la aplicación fue de forma tradicional, agregando las partículas sólidas a la mezcla de compostaje. En el caso de la zeolita en suspensión se preparó una solución de agua destilada más zeolita al 2% (20 g/L), se agitó y se añadieron por riego 2 L de solución a la mezcla al inicio del proceso; posteriormente se volteó la mezcla de sustratos y las enmiendas definidas para asegurar la homogenización. Se definió un tratamiento control sin dosis de zeolita (TC) (ver Tabla 7); los tres tratamientos se montaron por duplicado, para un total de seis reactores. Las unidades experimentales y las condiciones de operación y monitoreo fueron las mismas de la Actividad 2.1 (Sección 4.21).

Se empleó la mejor mezcla obtenida en el experimento previamente mencionado (tratamiento con residuos de cebolla de rama). Se utilizó una dosis de 2% de zeolita comercial (Antracitas Cundinamarca), como recomiendan Venglovsky et al. (2005) cuando se tiene zeolita en polvo. La zeolita se sometió a un proceso de trituración en un molino planetario RETSCH PM1000 en un vial de óxido de 500 mL de volumen hasta obtener un tamaño de partícula de 300 nm. La molienda fue en seco con una fracción de volumen de relleno (FRV) de 40% y una distribución de bolas 40/30/20 con diámetros entre de 1, 3, 5 mm respectivamente. El tiempo de molienda fue de 3 horas, la velocidad de rotación de 300 rpm y se mantuvo una relación bolas-polvo (BPR) de 10:1 para todas las muestras.

Las partículas fueron caracterizadas antes y después de la molienda mediante difracción de rayos x (XRD) (difractómetro Bruker D8 Advance en modo Bragg-Brentano  $\theta/2\theta$  en un rango de 5°–

70°, con una velocidad de 2°/min), microscopia electrónica de barrido (SEM) (Anton Paar/LiteSizer500) y dispersión de luz dinámica DLS (ISO-22412) (microscopio electrónico Jeol JSM 6490 LV en modo SE) con la finalidad de identificar las fases cristalinas y los cambios en tamaño y morfología de las partículas a ser utilizadas en el experimento. En los Apéndices B, C y D se presentan los resultados XRD, SEM y DLS, respectivamente. Las partículas después del proceso de obtención se mantuvieron en un horno a 105°C para evitar la ganancia de humedad.

Una vez finalizado el proceso de co-compostaje se realizó el tamizado y se midieron los mismos parámetros indicados en la Actividad 2.1 (Sección 4.21) y se realizó el mismo procedimiento para el tratamiento de datos.

**Tabla 7.** Tratamientos para la selección de la forma de aplicación de la zeolita

<b>Tratamiento</b>	<b>Mezcla (%)</b>	<b>Mezcla (kg)</b>
<b>TZS</b>	62% EP + 23% CR + 14% A + 1% RF + 2% Z en nanopartículas sólidas ( <i>p/p</i> )	25 EP + 9.1 CR + 5.5 A + 0.4 RF + 0.8 Z en nanopartículas sólidas
<b>TZL</b>	62% EP + 23% CR + 14% A + 1% RF + 2% Z en suspensión ( <i>p/v</i> )	25 EP + 9.1 CR + 5.5 A + 0.4 RF + 20 g/L zeolita en suspensión
<b>TC</b>	62% EP + 23% CR + 14% A + 1% RF	25 EP + 9.1 CR + 5.5 A + 0.4 RF

Nota. EP: estiércol de pollo; CR: residuos de cebolla de rama; A: aserrín; RF: roca fosfórica; Z: zeolita

Para los tratamientos TZS y TZL no se consideró el porcentaje de zeolita en el balance de masas, sino que se añadió la masa de zeolita a los 40 kg de mezcla total.

Finalmente, se tomaron muestras de las tres primeras fases del proceso (días 0, 4, 31) y del producto final para realizar la extracción del ADN genómico total y la cuantificación por el método PCR cuantitativa – qPCR (SYBR-green). Se realizó el monitoreo de abundancia de bacterias (*rpoB*) y arqueas (16S rRNA) y de los genes funcionales del ciclo del nitrógeno durante la fijación (*nifH*); nitrificación, (*amoA*) tanto para bacterias como arqueas; y desnitrificación (*nirS*),

implementados en otros estudios de compostaje con zeolita (Geng et al., 2024; Wang et al., 2024; Zhang, 2016a). La forma de aplicación de la zeolita se seleccionó de acuerdo con variables del proceso y de calidad del producto a partir de sus parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en comparación con la NTC 5167.

#### ***4.2.3. Actividad 2.3. Montaje a escala piloto del co-compostaje con biocarbón y zeolita***

Se realizó el montaje a escala piloto en la Institución Educativa Luz de la Esperanza en el páramo de Berlín con el mejor co-sustrato obtenido en la actividad 2.1 (residuos de cebolla de rama) y la forma de aplicación de la zeolita seleccionada (zeolita sin suspensión). La dosis de biocarbón implementada fue del 5% (p/p), de acuerdo con la revisión de literatura realizada previamente, ya que es la dosis más baja comúnmente usada. El biocarbón usado en este estudio fue caracterizado por Parra-Orobio et al. (2023). Las unidades experimentales fueron pilas cónicas de 200 kg, con un diámetro aproximado de 1.5 m y una altura de 0.8 m, dentro de un área experimental cerrada (invernadero) para evitar el contacto de agentes externos y reducir el efecto de las bajas temperaturas (Apéndice E).

Se definieron tres tratamientos como se indica en la Tabla 8: un tratamiento con la dosis de biocarbón, uno con zeolita y un tratamiento control sin biocarbón ni zeolita. Para la definición de las proporciones de mezcla se utilizaron los datos de la caracterización realizada previamente (Tabla 10). Todos los tratamientos se montaron por duplicado, para un total de seis pilas. Las condiciones de operación y control fueron las mismas que se describen en la Actividad 2.1. Los parámetros de seguimiento fueron: temperatura, pH, CE (mS/cm), IG (%), COT (%), NT (%), PT (%) y KT (%) y los de calidad del producto: (CRA) (%), CIC (meq/100g), pH, humedad (%), cenizas (%), CE (mS/cm), COT (%), NT (%), PT (%), KT (%), IG (%), mesófilos (UFC/g),

enterobacterias (UFC/g), y recuento de mohos (UFC/g) y levaduras (UFC/g), de acuerdo por lo indicado en la NTC 5167 (ICONTEC, 2022). En este experimento no se usó roca fosfórica debido a que en la escala de laboratorio se hallaron valores de PT por encima del 3% y se consideró que no era necesario utilizar este material.

**Tabla 8.** Tratamientos para el experimento a escala piloto

Tratamiento	Mezcla	Mezcla (kg)
<b>TC</b>	46% EP + 34% CR + 20% A	92 EP + 68 CR + 40 A
<b>TB</b>	44% EP + 32% CR + 19% A + 5% biocarbón ( <i>p/p</i> )	88 EP + 64 CR + 38 A + 10 B
<b>TZ</b>	45% EP + 33% CR + 20% A + 2% zeolita ( <i>p/p</i> )	90 EP + 66 CR + 40 A + 4 Z

Nota. EP: estiércol de pollo; CR: residuos de cebolla de rama; RA: residuos de alimentos; EB: estiércol bovino; A: aserrín

### 4.3. Fase 3. Determinación del efecto del producto de co-compostaje en un cultivo de rápido crecimiento

#### 4.3.1. Actividad 3.1. Diseño experimental de un ciclo de cultivo de rábano.

Se realizó un diseño experimental completamente al azar de un ciclo de cultivo de rábano (*Raphanus sativus*) variedad *Cherry belle* (semillas certificadas - Instituto Colombiano Agropecuario ICA. No 3168 de septiembre de 2015 y No 06756 de 11 de mayo de 2020) sembrado en macetas con capacidad de 2 kg en la Unidad de Crecimiento y Ecofisiología Vegetal - UCEV de la Escuela de Biología de la Universidad Industrial de Santander (7°7'31.4" N 73°7.188' O, 960 m.s.n.m.), usando suelo predominante en el Páramo de Berlín (cultivado con cebolla de rama), el cual corresponde a un suelo de orden inceptisol con textura predominante francoarcillosa (Celis Vargas, 2021) (Apéndice F). De acuerdo con Rey-Romero et al. (2022) la concentración promedio de nitrógeno total del suelo cultivado es de  $3.83 \pm 0.95$  g/kg, mientras que la de suelo no cultivado

es de  $6.34 \pm 1.98$  g/kg. Asimismo, hallaron que el pH es estadísticamente menor en el suelo no cultivado que en el cultivado (Rey-Romero et al., 2022). Un pH demasiado bajo podría afectar la disponibilidad de los nutrientes, la actividad microbiana y el crecimiento de los cultivos (Nagchaudhuri et al., 2023).

El requerimiento de nitrógeno total del rábano es de 80-100 kg/ha (Álvarez Gutiérrez & Urroz Gutiérrez, 2019; López Salmerón & García Espinoza, 2020), de acuerdo con este valor y las cantidades de nitrógeno de cada tratamiento se definieron las dosis de cada tipo de fertilizante a utilizar, de acuerdo con la Ecuación 3. Se empleó el mejor producto obtenido en la fase anterior (tratamiento con zeolita).

$$Dosis\ fertilizante\ \left(\frac{ton}{ha}\right) = \frac{Requisito\ de\ nitrógeno\ \left(\frac{kg}{ha}\right)}{Contenido\ de\ nitrógeno\ del\ fertilizante\ (\%)*10} \quad \text{Ecuación 3}$$

No se tuvo en cuenta el contenido de nitrógeno del suelo a la hora de definir las dosis de aplicación, debido a que, en condiciones reales, los suelos intervenidos en el páramo son muy variables, ya que los agricultores realizan fertilización en diferentes momentos del año, sin seguir un patrón ni fechas específicas. Además, se considera que todos los tratamientos están sometidos a las mismas condiciones iniciales del suelo, es decir, a la concentración de nitrógeno y demás nutrientes del suelo implementado.

De otro lado, se debe considerar que al realizar el experimento en Bucaramanga y con un cultivo de rápido crecimiento no se puede esperar que los resultados sean fieles a lo que sucedería en el páramo de Berlín usando el compost específicamente en un cultivo de cebolla de rama, ya que el tipo de cultivo y las condiciones medioambientales y climatológicas ejercen influencia sobre la microbiota del suelo y, por lo tanto, sobre las variables de respuesta. Lo que se espera con este

estudio es evaluar el efecto del compost obtenido en unas condiciones específicas y que sirva como insumo para un proyecto que se realice en el páramo y donde si se implemente cebolla de rama.

Se consideraron cinco tratamientos con tres repeticiones al azar para cada uno para un total de 15 unidades experimentales; los tratamientos fueron: T1: 7 t/ha de compost (TZ), T2: 0.2 t/ha de NPK (15-15-15), T3: 2.5 t/ha de EP sin compostar, T4: 3.5 t/ha de compost + 0.1 t/ha de NPK (15-15-15), T5: control. Se tomaron muestras de suelo antes de la siembra y después de la cosecha para determinar los parámetros: CIC, bases intercambiables (calcio, magnesio, potasio y sodio), fósforo disponible, carbono orgánico del suelo, materia orgánica, nitrógeno total y pH. El riego se realizó de forma manual, diariamente, de acuerdo con el requerimiento hídrico del cultivo, a partir del coeficiente del cultivo y la evapotranspiración de referencia (ET<sub>o</sub>) en cada etapa del cultivo (Apéndice G), ya que al cultivo no le ingresó agua por precipitación. Se realizó la cosecha al acabar el ciclo de cultivo y se midieron las variables de crecimiento: número de hojas, área foliar, diámetro del rábano, altura del rábano, peso de las hojas, peso del rábano.

#### **4.3.2. Actividad 3.2. Procesamiento estadístico y análisis de la información.**

Se implementó análisis de varianza de una vía (ANOVA) con un nivel de significancia  $\alpha = 0.05$  para determinar el efecto de los factores estudiados en los parámetros de respuesta. Las diferencias entre los tratamientos se calcularon a partir de la prueba de Tukey. El análisis estadístico se llevó a cabo en el software R a través de su interfaz RStudio (versión 4.4.0).

## 5. Resultados

### 5.1. Selección de co-sustratos

#### 5.1.1 Identificación de co-sustratos disponibles en la zona de estudio

La zona de estudio corresponde al corregimiento de Berlín, ubicado en el municipio de Tona, Santander, donde la temperatura promedio anual es de 8 °C y la precipitación promedio anual es de 700 mm/año (Oviedo-Ocaña et al., 2022). Los co-sustratos identificados se indican a continuación:

**5.1.1.1. Residuos del cultivo de cebolla de rama (CR).** La principal actividad económica de la zona es el cultivo de cebolla de rama (Instituto Humboldt, 2014; Oviedo-Ocaña et al., 2022; Suárez et al., 2008). En visitas realizadas por el grupo GPH se observó que la cantidad de residuos generadas es de aproximadamente el 10% de la cebolla que se comercializa. Los residuos incluyen las capas externas de cada cebolla y las cebollas más delgadas y de aspecto poco atractivo, según el criterio de los agricultores. Una vez finalizada la limpieza de las cebollas, los residuos son depositados a orillas de las carreteras aledañas, donde se descomponen, como se observa en la Figura 2a.

**5.1.1.2. Residuos de alimentos no procesados (RA).** Los RA hacen partes de los residuos sólidos municipales, por lo tanto, se generan grandes cantidades en cualquier área de estudio. En el Páramo de Berlín se acostumbra a dar a los animales los residuos de alimentos procesados, mientras que los no procesados no reciben un tratamiento específico. Los RA son un co-sustrato apropiado para el compostaje, debido a su contenido de materia orgánica con bajas concentraciones de metales pesados y patógenos (Chan et al., 2016).

**5.1.1.3. Estiércol Bovino (EB).** Dentro de las actividades pecuarias en el páramo de Berlín, es el ganado vacuno el que predomina, siendo el pastoreo una actividad complementaria para el

sustento de las familias (Instituto Humboldt, 2014). A partir de las visitas realizadas en la zona de estudio se evidenció la presencia de bovinos en fincas donde se cultiva cebolla de rama (Figura 2b). Una vaca puede producir entre 6.5 y 8 kg de estiércol diarios por cada 100 kg de masa corporal, material que puede ser implementado como co-sustrato para producir bioenergía y biofertilizantes (Aremanda et al., 2023).

**Figura 2.** Co-sustratos potenciales observados en visitas de reconocimiento



(a)

(b)

(c)

**5.1.1.4. Estiércol ovino.** Se evidenció en las salidas de campo del grupo GPH la presencia de ovinos en diferentes fincas del corregimiento de Berlín (Figura 2c). Las ovejas pueden producir entre 0.443 y 0.662 kg de estiércol seco por día; estos valores pueden variar de acuerdo con la edad del animal y la estación (Field et al., 1974).

Debido a que en el páramo de Berlín y más específicamente el corregimiento de Berlín se siembra comúnmente cebolla de rama como monocultivo y en menor medida de papa (Instituto Humboldt, 2014). No se evidenció la presencia de otros cultivos que pudieran generar residuos agrícolas. No se toman en consideración los residuos del cultivo de papa como posible co-sustrato

debido a que en la siembra y cosecha de este cultivo no se generan cantidades considerables de residuos. Otro posible co-sustrato que se descartó fue el estiércol porcino, dado que no hay un gran número de estos en el corregimiento de Berlín. Finalmente, los co-sustratos que se seleccionaron para incluir en la herramienta multicriterio fueron los mencionados anteriormente.

### ***5.1.2 Aplicación de herramienta multicriterio para la selección de co-sustratos***

A partir de la revisión de la literatura se realizó la Tabla 9, donde se observan los valores para cada parámetro. En el caso de los residuos de cebolla de rama, los parámetros porosidad, generación de olores ofensivos, biodegradabilidad y potencial de pérdidas de nitrógeno se tomaron de artículos donde se evaluaron residuos vegetales debido a la dificultad para encontrar información propia de este co-sustrato en específico.

Con la información recopilada y de acuerdo con los pesos de los criterios y subcriterios tomados de Soto-Paz et al. (2019) se aplicó el método de la suma ponderada para seleccionar los tres mejores co-sustratos entre los cuatro identificados. En el Apéndice H se indican las calificaciones asignadas y las ponderaciones con respecto a los pesos de cada subcriterio. Finalmente, los co-sustratos seleccionados fueron: residuos de la cebolla de rama, residuos de alimentos y estiércol bovino.

**Tabla 9.** Caracterización de los co-sustratos identificados\*

Co-sustrato	NT (%)	COT (%)	C/N	Biodegradabilidad (mg O <sub>2</sub> /gSV-h)	Humedad (%)	Porosidad (%)	Requerimientos operacionales	Emisión de olores (COVs, ppm)	Potencial de pérdidas gaseosas de compuestos de nitrógeno (%)
<b>Cebolla de rama</b>	1.6	18.8	11.8	4.3	68	52	5	256	50
<b>Residuos de alimentos</b>	1.4 - 1.7	32.8 - 48.6	22.3 - 30.2	3.5	68 - 78	20	5	617	49
<b>Estiércol bovino</b>	1.3 - 1.8	39.2 - 49.3	22 - 37.9	2.9	70 - 72	24	5	287	75
<b>Estiércol ovino</b>	1.7 - 2.1	32.6 - 43.1	17.1 - 22	5.2	29 - 55	49	1	304	50

\*Caracterizado por (Soto-Paz et al., 2019), (Oviedo-Ocaña et al., 2022), (Parra-Orobio et al., 2023b), (Huang et al., 2024), (Al-Jabi et al., 2008), (Chen et al., 2024), (Jiang et al., 2020), (Meng et al., 2019), (D. Li et al., 2022), (Cai et al., 2023), (Hu et al., 2022), (Singh et al., 2021), (Tabrika et al., 2020), (Staub et al., 2009), (Uruchi Cahuaya, 2018), (Lin et al., 2021), (Pellejero et al., 2017), (Xiong et al., 2023), (Haider et al., 2024) (Wang HaiHou et al., 2019), (Bueno et al., 2009).

### **5.1.2 Caracterización de los co-sustratos seleccionados**

La caracterización de los co-sustratos y del aserrín se encuentra en la Tabla 10. El EP y el EB tienen un pH alcalino ( $>8$ ) y una alta conductividad eléctrica (CE) ( $>2$  mS/cm), a diferencia de la CR, los RA y el aserrín que tienen un pH ácido ( $<6$ ) y una CE menor. Se evidencia el alto contenido de nitrógeno total (NT) del EP ( $>3\%$ ), el cual coincide con lo reportado en otros estudios (3-5%) (Agyarko-Mintah et al., 2017; Oviedo-Ocaña et al., 2022; Wei et al., 2014). El contenido de nitrógeno de la CR, los RA y el EB es menor que el del EP; por lo tanto, tienen una más alta relación C/N; además, se destaca el aporte de carbono del aserrín que contribuye a equilibrar la relación C/N de las mezclas de compostaje. El contenido de fósforo del EP es superior al 3%, que coincide con lo reportado por Wei et al. (2014), y contrasta con el 1% obtenido por Oviedo-Ocaña et al. (2022) y Wang et al. (2024). En el caso del potasio del EP, se halló un porcentaje de 5.1%, muy por encima de lo reportado en otros estudios (1%, 3.2%) (Wang et al., 2024; Wei et al., 2014).

La concentración de lignina del EP hallada en esta investigación (24.1%) no es común si se compara con lo reportado en otros estudios (7.8% - 8.6%) (Rehman et al., 2017; Zhao et al., 2022); no obstante, este contenido podría estar relacionado con la adición de paja de arroz y aserrín en el EP, que se realiza en las fincas donde se comercializa. El EB, el aserrín y la CR son los que contienen más lignina; mientras que los RA tienen el mayor contenido de hemicelulosa. Con respecto a los metales pesados, en el EP hay una concentración considerable de cobre con 583.3 ppm. Esta concentración podría deberse al uso de suplementos alimenticios en la dieta de los pollos o a la ingesta de agua contaminada con cobre (Kebrom et al., 2020). La presencia de cobre podría causar contaminación del suelo e inducir fitotoxicidad en los cultivos; sin embargo, el compostaje ayuda a reducir el contenido de cobre y otros metales pesados en el EP y garantizar la inocuidad del material (Muhammad et al., 2020).

**Tabla 10.** Caracterización de los co-sustratos y el aserrín

Parámetros	Estiércol de pollo	Cebolla de rama	Residuos de alimentos	Estiércol Bovino	Aserrín
pH	9.0 ± 0.03	5.1 ± 0.04	4.6 ± 0.04	9.78 ± 0.02	4.7 ± 0.03
CE (µS/cm)	4230.0 ± 116.8	180.6 ± 4.4	540.7 ± 21.5	2058 ± 35.8	152.5 ± 11.6
Humedad (%)	22.0 ± 2.1	90.0 ± 4.5	85.0 ± 3.6	20 ± 3.1	9.0 ± 1.5
SV(g/kg)	74.3 ± 3.9	81.3 ± 1.9	87.6 ± 3.8	63.2 ± 3.4	9.8 ± 1.4
COT (%)	30.5	33.6	40.7	24.6	48.7
NT (%)	3.7	1.7	1.6	2.2	0.2
C/N (%)	8.2	19.8	25.4	11.2	243.5
PT (%)	3.3	0.4	0.2	0.6	ND
Hemicelulosa (%)	18.1	6.4	31.0	19.9	12.9
Celulosa (%)	2.2	0.7	2.0	3.0	7
Lignina (%)	24.1	34.9	8.3	47.3	69.2
KT (%)	5.1	2.1	1.7	3.4	0.1
Cu (ppm)	583.3	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Cd (ppm)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Pb (ppm)	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Hg (ppm)	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

## 5.2. Análisis del efecto del biocarbón y la zeolita sobre el proceso y la calidad del producto

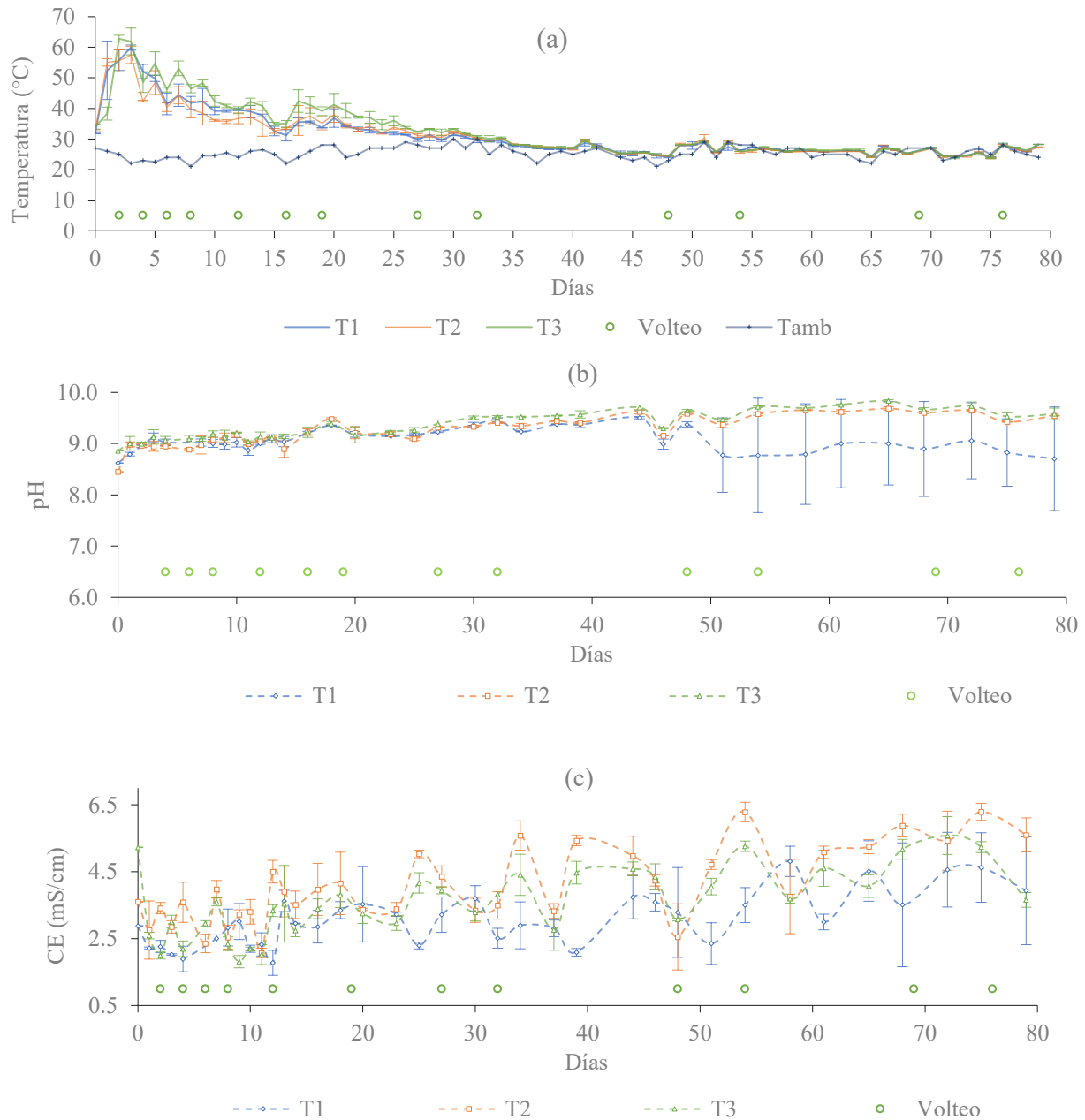
### 5.2.1. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar el mejor co-sustrato

#### 5.2.1.1. Análisis de las variables del proceso para seleccionar el mejor co-sustrato

- **Temperatura**

La temperatura es considerada como uno de los principales parámetros durante el proceso de compostaje, pues está relacionada con la degradación de la materia orgánica y con la higienización de la mezcla, al favorecer la eliminación de patógenos (Epstein, 2017; Haug, 1993). En la Figura 3a se indica el comportamiento de la temperatura durante el periodo de monitoreo.

**Figura 3.** Comportamiento de los parámetros monitoreados en el co-compostaje. (a) Temperatura, (b) pH, (c) conductividad eléctrica. Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF



Todos los tratamientos tuvieron el comportamiento típico de un proceso de compostaje con cuatro fases: mesofílica, termofílica, de enfriamiento y fase de maduración en los 79 días de co-compostaje. El tratamiento que presentó el mayor pico de temperatura fue T3 (EP + EB) con 65°C

en el día 2, en el cual alcanzó la etapa termofílica; de forma similar se alcanzaron temperaturas alrededor de los 65 °C en el experimento de co-compostaje de EP y EB de Hwang et al. (2020); por su parte, T1 (EP + CR) alcanzó la etapa termofílica en el día 1 con un pico de temperatura de 61 °C (ver Tabla 10), mayor al observado en el estudio de Oviedo-Ocaña et al. (2022), donde la temperatura máxima alcanzada por el tratamiento con EP y residuos de CR fue de 57 °C en condiciones psicrófilas. T2 (EP + RA) presentó el menor pico con 60 °C, inferior a los 62 °C observado en un experimento de co-compostaje de RA y EP (Shen et al., 2024).

La etapa termofílica tardó 8 días para los tratamientos T1 (EP + CR) y T3 (EP + EB), a diferencia de T2 (EP + RA) que tardó 7 días. T3 fue el tratamiento con el mayor requerimiento de humectación (Tabla 11) debido a que presentó las más altas temperaturas durante los 8 días que tardó la etapa termofílica. Estas altas temperaturas y el tiempo en que se prolongaron aseguran la eliminación de patógenos, garantizando la inocuidad de las mezclas de co-compostaje (Hemidat et al., 2018; Soobhany, 2018). La temperatura ambiente estuvo entre 21 °C y 30 °C; luego de cada volteo se generó un aumento en la temperatura, dado que la aireación favorece la actividad microbiana (Insam et al., 2023). A medida que avanzaba el tiempo, la temperatura fue disminuyendo gradualmente para todos los tratamientos hasta alcanzar la temperatura ambiente hacia el final del proceso. No se presentaron diferencias significativas en la temperatura con respecto a los tratamientos ( $p > 0.05$ ).

**Tabla 11.** Comportamiento de la temperatura y pH durante el co-compostaje.

Tratamiento	T <sub>máx</sub> (°C)	Inicio etapa termofílica	Duración etapa termofílica	Tiempo a T <sub>amb</sub> ± 2°C desde el día 0 (Días)	Agua añadida (L)	pH inicial	pH final
T1	61	1	8	27	24.6	8.6	8.7
T2	60	1	7	34	21.0	8.5	9.6
T3	65	2	8	32	32.9	8.9	9.6

Nota. Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF

- **pH**

Un pH alcalino ( $>8$ ) podría incrementar las pérdidas de nitrógeno debido a las emisiones de  $\text{NH}_3$  (Chen et al., 2020), y también favorecer las emisiones de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (Janczak et al., 2017). El pH de los tres tratamientos permaneció por encima de 8 durante todo el periodo de co-compostaje (Figura 3b), lo que podría estar asociado al pH alcalino del EP (ver Tabla 10). Al inicio del proceso los tres tratamientos tuvieron un comportamiento similar, donde T3 (EP + EB) estaba por encima de T1 (EP + CR) y T2 (EP + RA), dado que el estiércol bovino también tiene un pH alcalino, incluso mayor al del EP (ver Tabla 10). A pesar de que los residuos del cultivo de CR y los RA tienen un pH ácido ( $<6$ ), la alta proporción de EP en las mezclas de co-compostaje ( $>60\%$ ) hizo que predominara un pH alcalino ( $>8$ ). En contraste, Chung et al. (2023) observaron al inicio del proceso un pH ácido debido a una mayor proporción de RA en comparación con el contenido de EP, el cual aumentó a lo largo del proceso debido a la amonificación y volatilización del amoníaco (Janczak et al., 2017). Desde el día 49, el pH de T1 (EP + CR) disminuyó considerablemente en comparación con T2 (EP + RA) y T3 (EP + EB); asimismo, Oviedo-Ocaña et al. (2022) evidenciaron una reducción del pH en la etapa de enfriamiento en el co-compostaje de EP y residuos de CR, lo cual podría estar relacionado con el proceso de nitrificación (Wang et al., 2021). En general, el pH de T1 (EP + CR) fue significativamente menor que el pH de los otros tratamientos ( $p < 0.05$ ). Esta reducción se asocia con la mayor humedad en una de las réplicas de T1 (EP + CR) en la etapa de maduración, lo que pudo generar zonas anaerobias y favorecer la producción de ácidos orgánicos que redujeron el pH de este reactor y además, aumentaron las desviaciones para este tratamiento.

- **Conductividad eléctrica**

En general, es seguro aplicar un compost cuando presenta una CE inferior a 4 mS/cm (Chen et al., 2020; Huang et al., 2004). Al inicio del proceso el tratamiento con mayor CE fue T3 (EP + EB) con 5.23 mS/cm, a diferencia de T1 (EP + CR) y T2 (EP + RA) que iniciaron con 2.88 mS/cm y 3.60 mS/cm, respectivamente, como se observa en la Figura 3c. Este valor inicial más alto de T3 (EP + EB) podría deberse a las altas CE de los estiércoles en este tratamiento (ver Tabla 10). Durante las etapas termofílica y de enfriamiento, la CE de los tres tratamientos aumentó gradualmente, probablemente debido a la liberación de iones solubles a medida que se degradaba la materia orgánica (Sánchez-Monedero et al., 2001). Este comportamiento también se observó en el co-compostaje de RA y EP, con un aumento de la CE en la etapa termofílica, superando los 6 mS/cm, que posteriormente se estabilizó en las etapas de enfriamiento y maduración (Shen et al., 2024).

A pesar de que el comportamiento de la CE de los tres tratamientos fue similar a nivel general a lo largo del proceso, existen diferencias significativas entre estos, donde la CE del tratamiento T1 (EP + CR) fue estadísticamente menor que la de los otros tratamientos ( $p < 0.05$ ), que podría estar asociado con los procesos de mineralización de la materia orgánica y una mayor lixiviación de sales solubles (Chen et al., 2020). Resultados similares fueron encontrados en un experimento donde se combinó EP con CR, donde la CE al final del proceso fue de 4.5 mS/cm, lo que se asoció con la alta CE del EP por la presencia de sales como sodio y calcio en este (Oviedo-Ocaña et al., 2022)

- **Degradación de la materia orgánica**

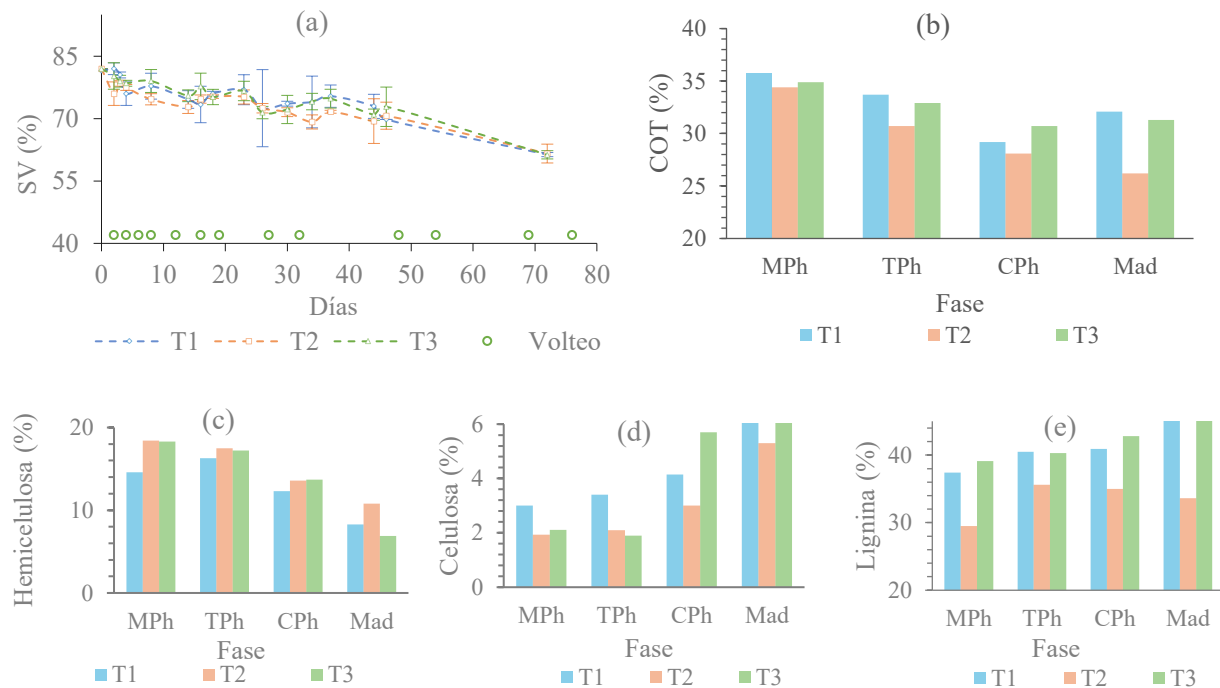
El monitoreo de los SV permite identificar el grado de degradación de la materia orgánica a medida que avanza el proceso de compostaje (Soobhany, 2018). También puede ser tomado

como un indicador de la madurez del compost, evidenciando una adecuada tasa de descomposición de la mezcla de compostaje (Oviedo-Ocaña et al., 2015). En la Figura 4a se evidencia la disminución de los SV para los tres tratamientos en el periodo de monitoreo; no existen diferencias significativas entre estos ( $p > 0.05$ ). Durante las primeras etapas del proceso la tasa de degradación de la materia orgánica es alta, ya que se descomponen inicialmente los compuestos fácilmente degradables, generando un aumento de la temperatura (Epstein, 2017; Insam et al., 2023). Este comportamiento se observa en la Figura 4a, donde durante los primeros días de co-compostaje se presenta una importante disminución de los SV para todos los tratamientos. En las etapas de enfriamiento y maduración, la disminución de la materia orgánica fue gradual, hasta finalmente alcanzar los valores de 61.4 % para T1 (EP + CR), 61.6 % para T2 (EP + RA) y 61.3 % para T3 (EP + EB). De acuerdo con Wang et al. (2014), el EB tiene compuestos orgánicos más difíciles de degradar que el EP, haciendo que la reducción de SV en el compostaje sea menor, esto es congruente con el contenido de sustancias lignocelulósicas en T3 (EP + EB) a lo largo del proceso (Figuras 4c, 4d y 4e).

Durante el proceso de degradación de la materia orgánica, una porción del carbono se libera en forma de CO<sub>2</sub>, mientras que el resto es usado como fuente de energía para los microorganismos, reduciendo así el contenido de COT a medida que avanza el proceso (Chung et al., 2023). Esta tendencia decreciente se evidenció en los tres tratamientos (Figura 4b), sin diferencias significativas entre estos ( $p > 0.05$ ). T1 (EP + CR) arrancó con el mayor porcentaje de COT, con un porcentaje de reducción del 18.4% hasta la fase de enfriamiento; la reducción de T2 (EP + RA) fue de 18.3% y de T3 (EP + EB) de 12%. Esto podría relacionarse con los procesos de descomposición, lo que sugiere una mayor degradación en los tratamientos T1 (EP + CR) y T2

(EP + RA), probablemente debido a la presencia de un co-sustrato (CR o RA) de rápida biodegradación que estimuló la actividad microbiana, promoviendo la degradación del COT.

**Figura 4.** Monitoreo de los parámetros a) sólidos volátiles, b) COT, c) hemicelulosa, d) celulosa y e) lignina durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF



Además, el EB tuvo el más alto contenido de lignina de los co-sustratos con un porcentaje de 47.3%; al ser un compuesto recalcitrante, su degradación es más lenta y se da principalmente en la fase de maduración (Insam et al., 2023), lo que podría explicar el más alto contenido de COT en T3 (EP + EB) en la fase de enfriamiento, reflejado también en la concentración de lignina y celulosa (Figuras 4d y 4e). Hacia las etapas finales del proceso se va perdiendo agua, por lo que se dificulta la actividad enzimática encargada de degradar la celulosa, esto sumado a la presencia de lignina que recubre las fibras de celulosa podría explicar su persistencia a lo largo del proceso (Stutzenberger et al., 1970). En el experimento de Hwang et al. (2020) también se evidenció una

menor reducción del COT en el tratamiento con EP y EB en comparación con los demás tratamientos donde se combinaron estiércoles, afectando la relación C/N de la mezcla.

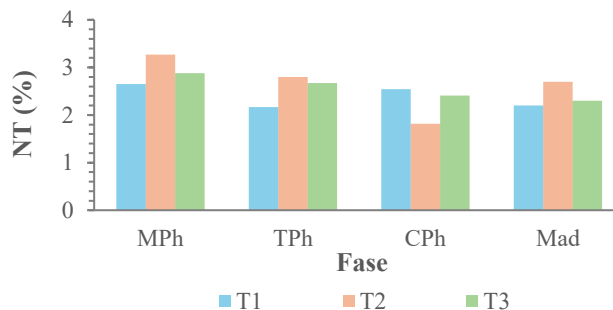
Hacia el enfriamiento, T2 (EP + RA) presentó el menor contenido de COT a pesar de que este tratamiento tuvo las temperaturas más bajas en las etapas tempranas del proceso. Esta menor concentración de COT en T2 (EP + RA) podría estar relacionada con el más bajo contenido de celulosa y lignina (Figuras 4d y 4e). Shen et al. (2024) reportaron valores cercanos al 25% de COT en la etapa de enfriamiento en el co-compostaje de RA y EP, esta mayor reducción en su experimento podría deberse a las altas temperaturas alcanzadas en la etapa termofílica (>60°C). De acuerdo con estos resultados, se evidencia una adecuada degradación de los compuestos orgánicos en los tres tratamientos, siendo T2 (EP + RA) el que presentó un mejor comportamiento, seguido de T1 (EP + CR) y por último T3 (EP + EB).

- **Nitrógeno total**

El nitrógeno es un nutriente esencial para las plantas, por lo que se debe garantizar la menor pérdida posible durante el compostaje (Hoang et al., 2022; Lim et al., 2017; Zhu et al., 2019). Al inicio del proceso, el contenido de nitrógeno fue superior en T2 (EP + RA) con 3.27%, seguido de T3 (EP + EB) con 2.88% y luego T1 (EP + CR) con 2.65%. En la etapa termofílica, se evidenció una reducción del NT como se observa en la Figura 5, lo que podría estar asociado con las pérdidas de nitrógeno por la volatilización del NH<sub>3</sub> debido a las altas temperaturas y el elevado pH. En esta fase, T2 (EP + RA) siguió con la más alta concentración de NT; sin embargo, hacia la fase de enfriamiento tuvo una mayor disminución que los otros tratamientos, lo que también sucedió en el experimento de Shen et al. (2024), donde el NT en la etapa de enfriamiento estaba por debajo del 2%. En la fase de enfriamiento el que tenía más NT fue T1 (EP + CR) con 2.5%, seguido de T3 (EP + EB) y finalmente T2 (EP + RA), no se presentaron diferencias significativas entre los

tratamientos ( $p > 0.05$ ). En contraste, en el experimento de co-compostaje de Hwang et al. (2020), el tratamiento con EB y EP fue el que presentó la menor pérdida de NT durante el proceso, con valores por encima del 2%. Estos patrones de reducción podrían estar asociados con los elevados valores de pH en las etapas termofílicas y de enfriamiento, donde el pH de T1 (EP + CR) estaba por debajo de los otros tratamientos

**Figura 5.** Monitoreo del nitrógeno total durante el co-compostaje durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh) y enfriamiento (CPh) (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF

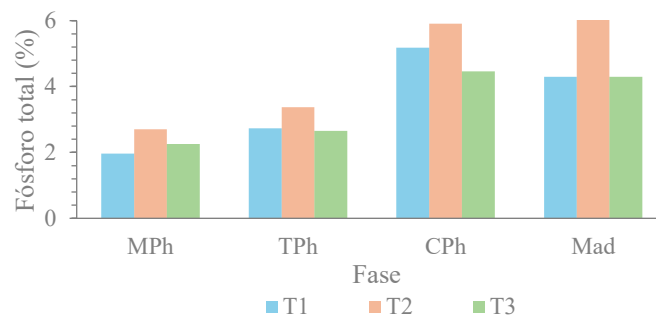


- **Fósforo total**

El contenido de fósforo mostró una tendencia creciente a lo largo del periodo de monitoreo para los tres tratamientos, de acuerdo con la Figura 6. Este comportamiento podría deberse al efecto de concentración producido tras la degradación de la materia orgánica (Cao et al., 2025). No se presentaron diferencias significativas entre los tres tratamientos ( $p > 0.05$ ). T2 (EP + RA) fue el que tuvo la mayor concentración de fósforo en la fase de enfriamiento (5.91%), seguido de T1 (EP + CR) (5.18%) y, finalmente T3 (EP + EB) (4.46%) con el menor contenido. En los tres casos, se evidencia la influencia del alto porcentaje de fósforo del EP (3.3%), sumado a la adición

de roca fosfórica, que en futuros experimentos en donde se implementen co-sustratos con porcentajes de fósforo similares, se sugiere no añadirla a la mezcla de co-compostaje.

**Figura 6.** Monitoreo del fósforo total durante el co-compostaje durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh) y enfriamiento (CPh) (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF

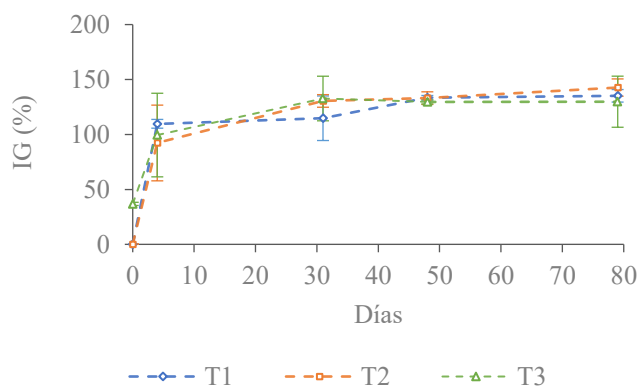


- **Índice de germinación**

El IG es uno de los principales indicadores de madurez en el compostaje, pues permite identificar el grado de fitotoxicidad de las mezclas (Kong et al., 2024). En el día 1 la fitotoxicidad era alta para las mezclas de co-compostaje (Figura 7). Para el día 4 (etapa termofílica), los tres tratamientos ya habían superado la fitotoxicidad al alcanzar IG por encima del 80%. A pesar de que no existen diferencias significativas entre los tres tratamientos ( $p > 0.05$ ), el que presentó un mejor comportamiento a nivel general fue T2 (EP + RA), que en la etapa de maduración alcanzó un IG de 145%, superior al 120% alcanzado por Shen et al. (2024), que también compostaron EP con RA. Li et al. (2023) reportaron que el compostaje de EP sin ningún aditivo no logró alcanzar la madurez tras 49 días de compostaje, mientras que el co-compostaje con EB alcanzó un IG de 111% hacia el final del proceso, evidenciando el alto nivel de fitotoxicidad del EP. Al combinarse EP y EB es posible superar la fitotoxicidad en etapas tempranas del compostaje, como se observa

en la Figura 7 y como reportaron Xuechen et al. (2015), que en su experimento alcanzaron un IG del 83% en el día 29 del proceso.

**Figura 7.** Monitoreo del IG durante el co-compostaje. Tratamientos T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF



### 5.2.1.2. Análisis de calidad del producto para seleccionar el mejor co-sustrato

Los resultados de análisis de calidad del producto de este experimento se indican en la Tabla 12. Los productos de los tres tratamientos cumplieron con la mayoría de los requisitos mínimos de la NTC 5167. Solo se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos en las cenizas, carbono orgánico total y la relación C/N. Los productos finales se caracterizan por tener alta capacidad de intercambio catiónico y una elevada capacidad de retención de agua; asimismo, tienen un adecuado contenido nutricional (nitrógeno, fósforo y potasio por encima del 1%) y alcanzaron IG por encima de 120%, por lo que se cuenta con productos con potencial agronómico. A pesar de ello, los tratamientos con RA y estiércol bovino mostraron un elevado pH (> 9) y una alta CE (> 4 mS/cm), por lo que podrían generar efectos negativos en cultivos y/o suelos sensibles. T2 (EP + RA) presentó la mayor degradación de la materia orgánica reflejado en el menor contenido de celulosa y lignina en este tratamiento (Tabla 12). También

puede relacionarse con el COT y el contenido de sustancias lignocelulosas de los co-sustratos implementados en cada tratamiento, donde se observa la elevada concentración de lignina de CR y del EB (Tabla 10).

**Tabla 12.** Parámetros de calidad de los tratamientos. Experimento para seleccionar el mejor co-sustrato.

Parámetro	T1	T2	T3	NTC 5167
<b>Fisicoquímicos</b>				
<b>Humedad (%)</b>	46.0 ± 10.0 <sup>a</sup>	31.5 ± 3.5 <sup>a</sup>	38.0 ± 2.6 <sup>a</sup>	< 25
<b>Cenizas (%)</b>	27.3 ± 0.0 <sup>a</sup>	43.3 ± 0.6 <sup>b</sup>	30.8 ± 1.8 <sup>a</sup>	<60
<b>CIC (meq/100 g)</b>	90.2 ± 1.8 <sup>a</sup>	75.2 ± 7.8 <sup>a</sup>	85.2 ± 11.8 <sup>a</sup>	>30
<b>COT (%)</b>	32.1 ± 0.4 <sup>a</sup>	26.2 ± 0.7 <sup>b</sup>	31.3 ± 0.4 <sup>a</sup>	>15
<b>CRA (%)</b>	235.9 ± 31.5 <sup>a</sup>	207.0 ± 10.5 <sup>a</sup>	235.3 ± 2.2 <sup>a</sup>	>100
<b>Densidad real (g/cm<sup>3</sup>)</b>	0.4 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.5 ± 0.03 <sup>a</sup>	0.5 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.6
<b>pH</b>	8.7 ± 1.0 <sup>a</sup>	9.6 ± 0.1 <sup>a</sup>	9.6 ± 0.1 <sup>a</sup>	>4-<9
<b>Conductividad (mS/cm)</b>	3.1 ± 1.3 <sup>a</sup>	5.6 ± 0.5 <sup>a</sup>	3.7 ± 0.2 <sup>a</sup>	-
<b>NT (%)</b>	2.2 ± 0.2 <sup>a</sup>	2.7 ± 0.2 <sup>a</sup>	2.3 ± 0.1 <sup>a</sup>	>1
<b>C/N</b>	14.4 ± 1.2 <sup>a</sup>	9.7 ± 0.9 <sup>b</sup>	13.4 ± 1.0 <sup>ab</sup>	< 25
<b>PT (%)</b>	4.3 ± 0.2 <sup>a</sup>	6.3 ± 0.5 <sup>b</sup>	4.3 ± 0.1 <sup>a</sup>	>1
<b>KT (%)</b>	6.6 ± 1.2 <sup>a</sup>	9.5 ± 2.5 <sup>a</sup>	8.3 ± 0.2 <sup>a</sup>	>1
<b>Hemicelulosa (%)</b>	8.3 ± 3.5 <sup>a</sup>	10.8 ± 1.8 <sup>a</sup>	6.9 ± 0.4 <sup>a</sup>	-
<b>Celulosa (%)</b>	9.0 ± 0.3 <sup>a</sup>	5.3 ± 1.3 <sup>a</sup>	8.8 ± 1.4 <sup>a</sup>	-
<b>Lignina (%)</b>	48.4 ± 0.4 <sup>a</sup>	33.6 ± 0.8 <sup>a</sup>	45.6 ± 0.1 <sup>a</sup>	-
<b>IG (%)</b>	135 ± 6 <sup>a</sup>	143 ± 8 <sup>a</sup>	130 ± 23 <sup>a</sup>	-
<b>Microbiológicos</b>				
<b>CT (NMP/g)</b>	<3	<3	<3	<1000
<b>CF (NMP/g)</b>	<3	<3	<3	Ausente
<b>Entero bacterias (UFC/g)</b>	0	0	0	<1000
<b><i>Salmonella sp</i> /25g</b>	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
<b>Mesófilos (UFC/g)</b>	1.4 x 10 <sup>6</sup> ± 2.8 x 10 <sup>5</sup> <sup>a</sup>	1.8 x 10 <sup>7</sup> 2.4 x 10 <sup>7</sup> <sup>a</sup>	1.1 x 10 <sup>6</sup> ± 7.1 x 10 <sup>4</sup> <sup>a</sup>	-

Nota: T1: EP + CR + A + RF; T2: EP + RA + A + RF; T3: EP + EB + A + RF; CIC: capacidad de intercambio catiónico, COT: carbono orgánico total, CRA: capacidad de retención de agua, NT: nitrógeno total, C/N: relación carbono nitrógeno, PT: fósforo total, KT: potasio total, IG: índice de germinación, CT: coliformes totales, CF: coliformes fecales. Las letras a y b indican diferencias significativas entre los tratamientos. Tratamientos con letras iguales no tienen diferencias significativas.

Con respecto al análisis microbiológico, la presencia de coliformes totales y fecales fue < 3 NMP/g y no se evidenció presencia de *Salmonella* sp. Estos resultados se podrían relacionar con las temperaturas alcanzadas en los tres tratamientos (>55°C), que lograron condiciones de higienización de la mezcla de compostaje. De acuerdo con lo anteriormente mencionado, cualquiera de los tres co-sustratos podría ser implementado en la siguiente fase; sin embargo, los tratamientos T2 (EP + RA) y T3 (EP + EB) finalizaron con pH por encima de lo permitido por la NTC 5167. Además, a pesar de que la NTC 5167 no tiene un valor permisible para la CE, valores por encima de 4 mS/cm podrían causar efectos negativos sobre el suelo y el crecimiento de los cultivos (Chen et al., 2020). Por lo tanto, se selecciona el tratamiento con residuos de cebolla de rama como el más adecuado para co-compostar con estiércol de pollo, dado el menor pH y CE, mayor CRA y CIC, y su adecuado contenido nutricional.

## **5.2.2. Montaje a escala de laboratorio para seleccionar la mejor forma de aplicación de zeolita**

### **5.2.2.1. Análisis de las variables del proceso para seleccionar la mejor forma de aplicación de la zeolita**

- **Temperatura**

La Figura 8a muestra la evolución de la temperatura durante el compostaje. El proceso tuvo una duración de 79 días, mayor que el reportado por Latifah et al. (2015) en el compostaje de EP con 5% (p/p) de zeolita (54 días) y por Geng et al. (2024) en el compostaje de residuos de alimentos enmendado con 5% (p/p) de zeolita (60 días).

Aunque no hubo diferencias entre los tratamientos para alcanzar la fase termofílica (i.e., desde el día 1 del proceso), si se presentaron mayores picos de temperaturas en los tratamientos con zeolita (Ver Tabla 13). Lo anterior podría estar relacionado a una mayor actividad biológica

asociado a mejoramiento en condiciones de la mezcla, como aumento de porosidad y retención de humedad. Otros estudios empleando zeolita en compostaje de EP (Wang et al., 2024) o de estiércol porcino (Venglovsky et al., 2005) encontraron similares resultados con dosis de 1 y 2% (p/p) de zeolita. Así mismo, no se presentaron efectos significativos en la duración de la etapa termofílica (i.e., 7 días para TZS y 8 días para TC y TZL) pero si una actividad biológica más intensa reflejada en los valores más altos de temperatura. En todos los casos, las temperaturas permitieron la eliminación de microorganismos patógenos en los tres tratamientos (i.e., coliformes totales < 3 NMP/g) debido que superaron los 60°C (Soobhany, 2018) y estuvieron por encima de 50°C por más de tres días (Hemidat et al., 2018).

**Tabla 13.** Comportamiento de la temperatura en los tres tratamientos.

Tratamiento	T <sub>máx</sub> (°C)	Inicio etapa termofílica (Día)	Duración etapa termofílica (Días)	Duración fase enfriamiento (Días)	Tiempo desde inicio de proceso a T <sub>amb</sub> ± 2°C (Días)
TC	60.5	1	8	19	27
TZS	65.3	1	7	31	38
TZL	63.8	1	8	24	32

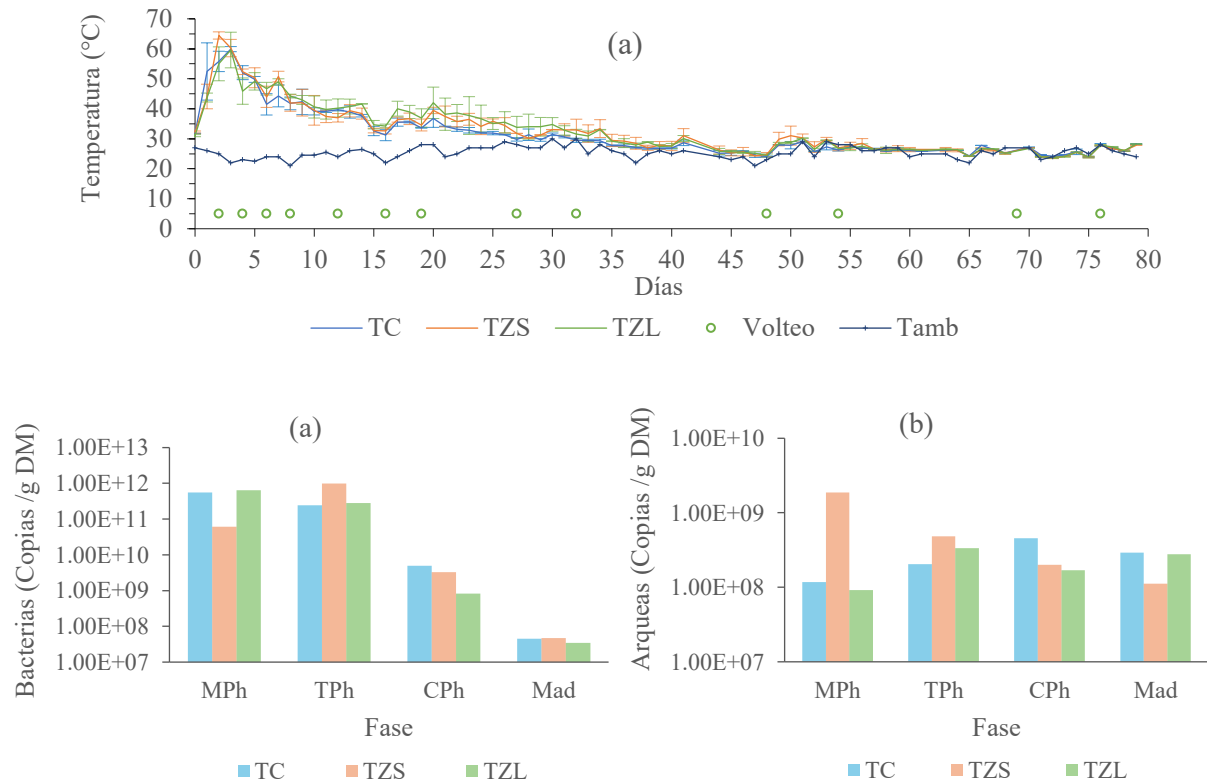
Nota. Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión

De otro lado, se presentaron diferencias en la duración de la fase de enfriamiento (Ver Tabla 13), siendo mayor en los tratamientos con zeolita. Lo anterior puede estar asociado a las mejores condiciones del proceso para la presencia de microorganismos con rol específico en la degradación de estas sustancias orgánicas, que se manifestó en un menor contenido de celulosa y lignina al final del proceso en ambos tratamientos con zeolita (p.ej. contenido de lignina de 43.3% en TZS, 47.2% en TZL y de 48.4% en TC).

En síntesis, a pesar de que no existen diferencias significativas entre la temperatura de los tres tratamientos ( $p > 0.05$ ), se observa que al inicio del proceso TZS fue el que más rápidamente aumentó su temperatura, con valores picos más altos, probablemente porque la aplicación de

zeolita sólida favoreció la actividad microbiana, la degradación de la materia orgánica y consecuentemente, liberó mayor energía en forma de calor (Wu et al., 2020), lo que es consistente con el mayor incremento de bacterias de la fase mesofílica a la termofílica en este tratamiento (Ver Figura 8b).

**Figura 8.** Comportamiento de la temperatura (a), y abundancia relativa de procariotas: bacterias (b) y arqueas (c) durante las cuatro fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (Mad) (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión



• **Abundancia relativa de procariotas y arqueas**

Respecto de la abundancia relativa de bacterias y arqueas, se observa que la de bacterias fue superior que la de arqueas durante las primeras tres fases del proceso de compostaje (Ver Figuras 8b y 8c), lo que podría estar relacionado con las características oligotróficas de las arqueas

y los periodos de generación más largos que los de las bacterias (Insam & de Bertoldi, 2007). La abundancia de bacterias presentó una tendencia decreciente para los tres tratamientos (Figura 8b), a excepción de la primera fase en TZS que presentó un incremento evidenciando un mayor crecimiento y actividad biológica, lo cual puede estar relacionado con las mejores condiciones para el crecimiento bacteriano con la adición de zeolita sólida. De la fase termofílica a la de enfriamiento se redujo el contenido de arqueas en los tratamientos con zeolita, mientras que aumentaron en el control, probablemente debido a que durante la etapa de enfriamiento en TC aún quedaban compuestos fácilmente degradables que no se alcanzaron a degradar en las fases previas.

- **pH**

A pesar de las características ácidas de los residuos de cebolla de rama y aserrín (Ver Tabla 10), al inicio del proceso, los tres tratamientos tenían valores de pH alcalinos ( $>8$ ) que permanecieron a lo largo del periodo de monitoreo (Ver Figura 9a). Esto se debe, probablemente, a la rápida degradación de la materia orgánica de la mezcla de sustratos y la descomposición de ácidos orgánicos que son liberados en forma de amoníaco volátil, dióxido de carbono y nitrógeno orgánico mineralizado (Wang et al., 2021). Al final del proceso se observa una leve disminución en el valor de pH, a excepción de TZL lo cual podría relacionarse con la afinidad de la zeolita por el ion amonio (Venglovsky et al., 2005), indicando que la zeolita en suspensión podría tener una mayor retención del ion amonio que la zeolita sólida.

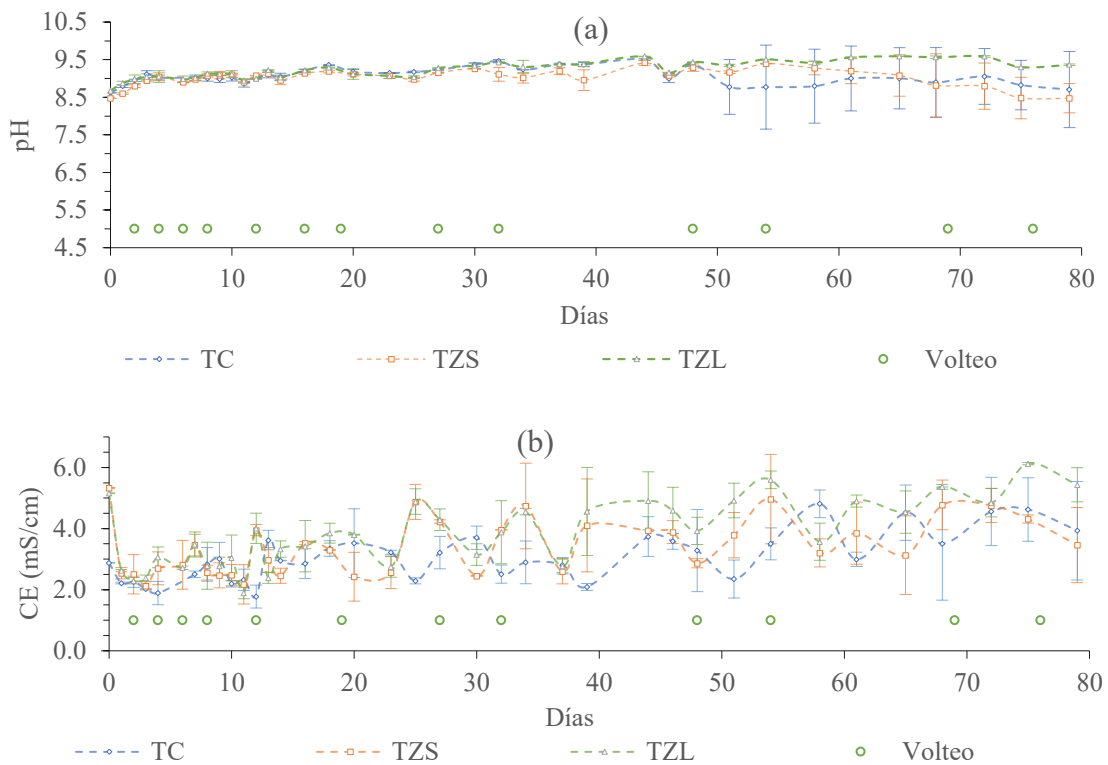
- **Conductividad eléctrica**

La Figura 9b muestra la influencia de la adición de la zeolita sobre la CE en la mezcla de los co-sustratos. Los tratamientos con zeolita iniciaron con CE superior a 5 mS/cm mientras que el control inició con menos de 3 mS/cm. Similares resultados reportaron Cui et al. (2021),

empleando zeolita en polvo en el compostaje de residuos orgánicos. Las altas CE en los tres tratamientos se relacionan con la naturaleza del EP (Kong et al., 2024) que presenta valores en la literatura entre 4.7 y 9.6 mS/cm (Jia et al., 2024; Ravindran & Mnkeni, 2016; Wang et al., 2022), similares a los hallados en este estudio (Ver Tabla 10).

Posteriormente, en la etapa de enfriamiento la CE de los tres tratamientos aumentó gradualmente, lo que podría deberse a la liberación de iones solubles tras la degradación de la materia orgánica (Chan et al., 2016; Sánchez-Monedero et al., 2001). Este comportamiento también podría estar relacionado con una mayor concentración de los cationes minerales que no se lixiviaron ni se unieron a compuestos orgánicos más estables a medida que se degradaba la materia orgánica y se reducía la masa de la mezcla (Francou et al., 2005).

**Figura 9.** Comportamiento de pH (a) y CE (b) durante el co-compostaje con y sin zeolita. Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión



Hacia el final del proceso, TZS presentó la menor CE (3.5 mS/cm), por lo que es posible que la estructura cristalina de la zeolita sólida y su alta capacidad de intercambio catiónico (120-160/100g), permita intercambiar y adsorber iones libremente en su superficie, ayudando a reducir la CE (Annelie, 2001). Este comportamiento también fue reportado por (Chan et al., 2016) con dosis de 5% y 10% (p/p) de zeolita en el compostaje de residuos de alimentos y (Doni et al., 2024) con dosis de 10% de zeolita (p/p) en el compostaje de residuos de viñedos. Por su parte, TZL finalizó con la más alta CE, que podría ser por la mineralización continua de la materia orgánica que resulta en la acumulación de sales solubles. Otra hipótesis está relacionada con una menor lixiviación de las sales solubles (dada la menor humedad en este tratamiento) y una mayor concentración de estas debido a la pérdida de masa a lo largo del proceso.

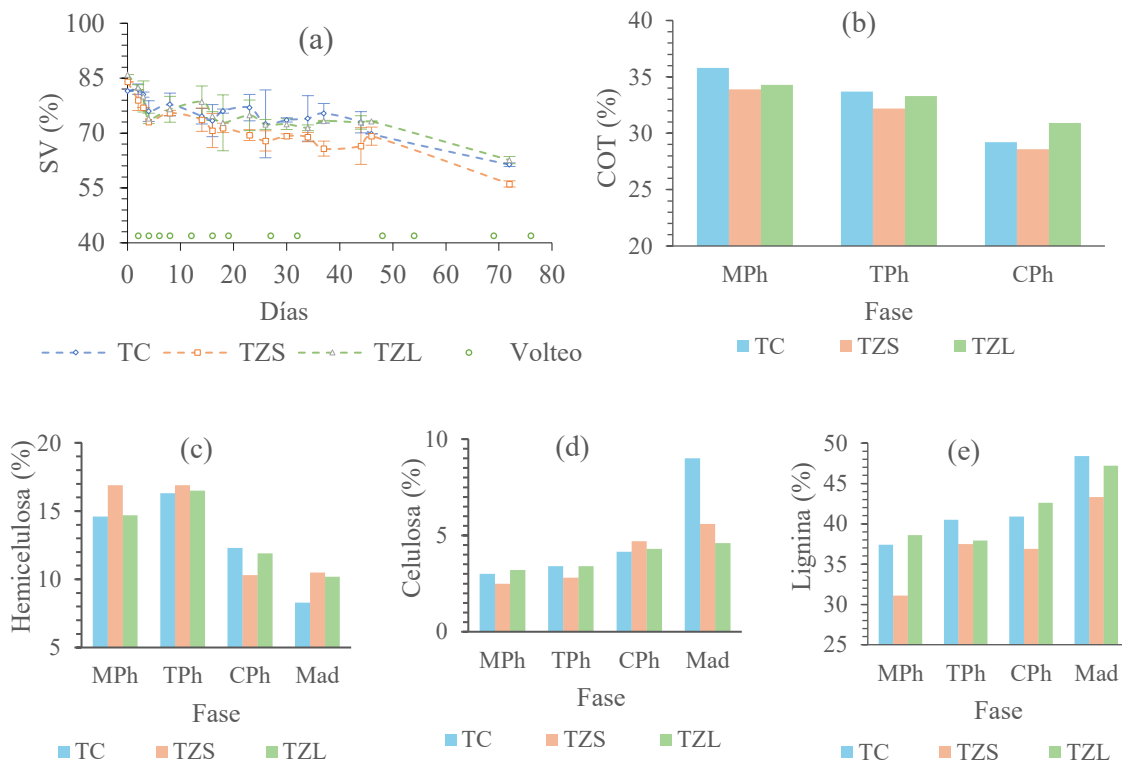
- **Degradación de la materia orgánica y fibras**

En general, tanto para SV como para COT (Figuras 10 a,b), se observa una tendencia decreciente en los valores de ambos parámetros. En ninguno de los casos se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Los valores al inicio del proceso están influenciados por la presencia de compuestos lignocelulósicos asociados a la presencia de aserrín como agente estructurante. La reducción observada en los dos parámetros está asociada a los procesos de degradación de la materia orgánica en las mezclas de materiales (p.ej., descenso más pronunciado de SV al inicio del proceso por descomposición de compuestos fácilmente degradables).

La reducción en los SV fue mayor en los tratamientos con zeolita, alcanzando valores de 21%, 28% y 23% para TC, TZS y TZL, respectivamente. Estas reducciones coinciden con lo reportado en otros estudios, donde se alcanzó 26% de reducción de SV adicionando 5% (p/p) de zeolita en el compostaje de residuos agrícolas frente a un 23% en el control (Wu et al., 2020) y

31% de reducción de SV utilizando 10% (p/p) de zeolita frente al 22% en el control (Waqas et al., 2019) en el compostaje de residuos de alimentos. En este caso, la zeolita pudo facilitar los procesos de degradación, debido a su estructura porosa y favorecimiento de la actividad microbiana (Villasenor et al., 2011) como fue mencionado previamente.

**Figura 10.** Comportamiento de los sólidos volátiles (a), COT (b), hemicelulosa (c), celulosa (d) y lignina (e) en el co-compostaje con y sin zeolita, durante las fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión



Respecto de los compuestos lignocelulósicos, se observa que, en los tres tratamientos, el contenido de hemicelulosa disminuyó hacia la etapa de enfriamiento, siendo menor en TZS (10.3%) (Ver Figura 10c). La celulosa tuvo una tendencia creciente durante las primeras tres fases, con una concentración menor en TZS durante las primeras dos fases del proceso; sin embargo, fue

mayor en la etapa de enfriamiento, mientras que TC y TZL tuvieron un comportamiento similar a lo largo del proceso (Ver Figura 10d). Esta tendencia creciente podría estar asociada a la pérdida de agua que reduce la actividad enzimática de degradación de este compuesto y a la persistencia de la lignina que recubre las fibras de celulosa (Stutzenberger et al., 1970). En relación con la lignina, es el compuesto que se encuentra en mayor proporción en comparación con la celulosa y la hemicelulosa, tanto en los co-sustratos (ver Tabla 10), como en las mezclas de co-compostaje, lo cual está asociado a la presencia del aserrín empleado en este estudio. El tratamiento con la menor concentración de lignina en la fase de enfriamiento fue TZS, lo que muestra que la zeolita pudo favorecer el crecimiento de microorganismos promotores de la reducción de la lignina. Además, de acuerdo con Wang et al. (2023) la zeolita posee propiedades catalíticas que pueden favorecer la descomposición de la lignina en compuestos más simples. Para los tres parámetros no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ( $p > 0.05$ ).

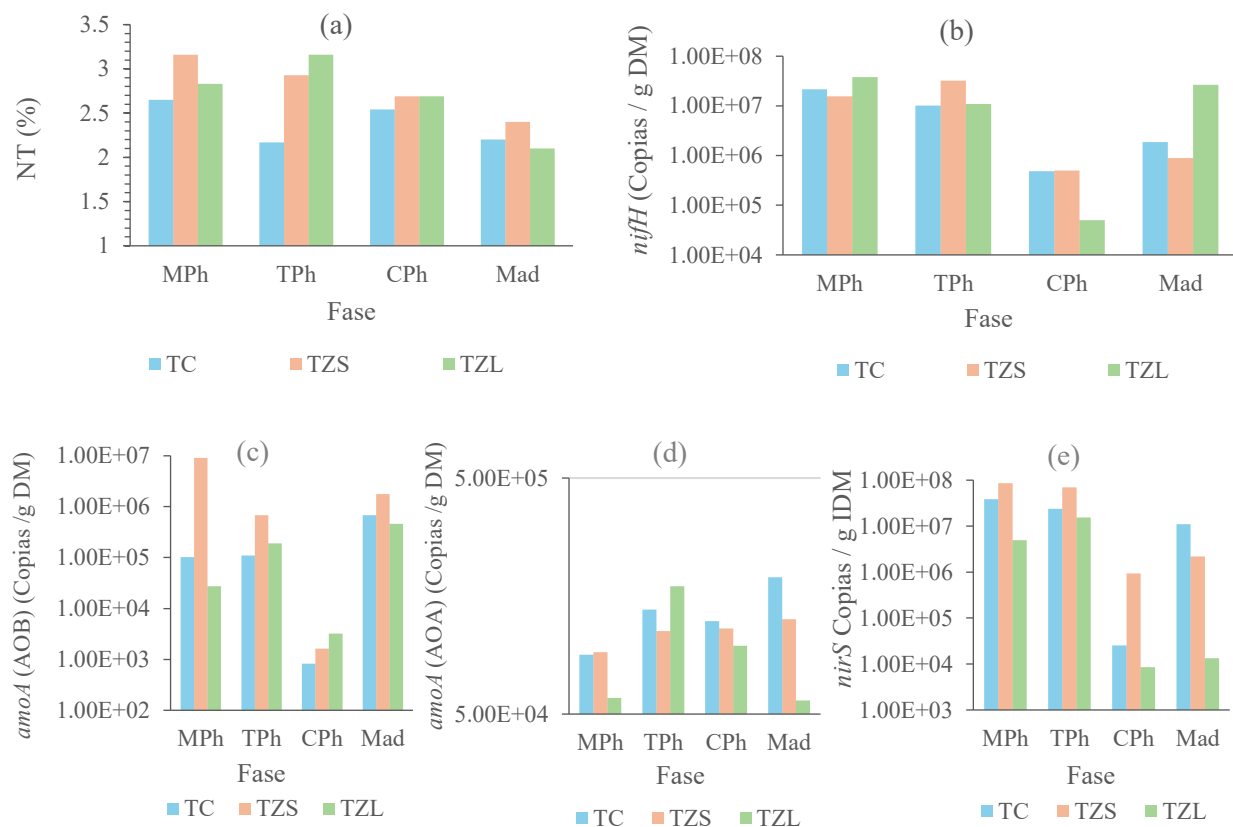
- **Nitrógeno y genes funcionales involucrados en el ciclo del nitrógeno**

En general, el contenido de NT fue superior en los tratamientos con zeolita en las tres primeras etapas del proceso y se fue reduciendo a medida que avanzaba el proceso (Ver Figura 11a). Wang et al., (2024) reportaron que la adición de zeolita redujo la pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco en las dos primeras etapas del proceso, dada la capacidad de la zeolita de retener nitrógeno (Maleki et al., 2023; Zhang et al., 2016a).

Respecto de los genes funcionales involucrados en el ciclo del nitrógeno, los genes *nif* codifican las proteínas requeridas para la fijación del nitrógeno. El gen *nifH* es esencial para la conversión del nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) en amoníaco ( $NH_3$ ). El gen *amoA* es el encargado de catalizar la conversión del amonio ( $NH_4^+$ ) en hidroxilamina ( $NH_2OH$ ), primer paso de la

nitrificación. Por su parte, el gen *nirS* se encuentra presente durante la desnitrificación (Levy-Booth et al., 2014).

**Figura 11.** Comportamiento del nitrógeno total (a) y de la abundancia de los genes funcionales del ciclo del nitrógeno: *nifH* (b), *amoA* (AOB) (c), *amoA* (AOA) (d) y *nirS* (e) durante las cuatro fases: mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (días 0, 4, 31 y 77). Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión



En este estudio, como se observa en la Figura 11b, la fijación del nitrógeno se dio principalmente en las dos primeras fases del proceso; en TZS se observa una tendencia creciente en el gen *nifH* entre la fase mesofílica a la termofílica, lo que podría indicar actividad biológica asociada a procesos de fijación de nitrógeno en este tratamiento, donde se evidencia que influyeron tanto bacterias como arqueas, que presentaron mayor abundancia en TZS, en comparación con los

otros tratamientos (Figura 8b). Qian et al. (2018) y Zhong et al. (2020) también encontraron que el gen *nifH* es más abundante en las etapas tempranas del compostaje.

Durante las tres primeras fases se observó que la abundancia de *amoA* en las bacterias fue mayor en los tratamientos con zeolita que en el control. Este comportamiento podría sugerir que la zeolita promueve la nitrificación en las fases tempranas del compostaje (Geng et al., 2024). En la etapa termofílica, las altas temperaturas y los altos requerimientos de oxígeno pueden afectar el crecimiento y la actividad de las bacterias oxidantes de amoníaco (Shan et al., 2023), lo que podría explicar la reducción de la abundancia del *amoA* de la etapa termofílica a la de enfriamiento y luego el aumento en la maduración (Zhang et al., 2016a). La abundancia relativa del gen *amoA* de las arqueas fue menor que el de las bacterias (Figura 11d), presentando mayor abundancia relativa el control, por lo que es probable que la zeolita tenga un efecto sobre la abundancia de este gen en arqueas.

La pérdida de nitrógeno se da principalmente vía volatilización del  $\text{NH}_3$  en las etapas mesofílica y termofílica, sobre todo cuando el pH es alcalino ( $>8$ ) (Hoang et al., 2022). En estas dos primeras fases ocurre en mayor medida la desnitrificación, relacionada con las pérdidas de nitrógeno (Wang et al., 2018). Este resultado es congruente con la mayor abundancia del gen *nirS* en los tres tratamientos durante estas fases (Figura 11e). Lo anterior se corrobora con la reducción del NT de los tratamientos (ver Figura 11a).

El tratamiento TZL fue el que tuvo la menor abundancia de *nirS* durante todo el proceso, lo que se relaciona con una menor pérdida de nitrógeno y a su vez, menores emisiones de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Geng et al., 2024). En contraste, TZS tuvo la más alta abundancia del gen *nirS* durante todo el compostaje, contrario a lo hallado en otros estudios (Geng et al., 2024; Wang et al., 2024; Zhang et al., 2016a), lo que podría estar relacionado con un mayor agotamiento del oxígeno

por la más alta actividad biológica en este tratamiento; sin embargo, no pareció tener mucha influencia en la pérdida de nitrógeno en este tratamiento (Figura 11a). Esto podría ser explicado por lo hallado por Wu et al. (2020), quienes observaron que, con el aumento de la temperatura en la etapa termofílica, la zeolita inhibió la nitrificación y se estimuló la desnitrificación, causando la disminución de la concentración de nitratos en los primeros días. En TC hubo un aumento de la abundancia de *nirS* durante la fase de maduración, que pudo favorecer la pérdida de nitrógeno en esta fase.

Al final del proceso, el contenido de NT fue de 2.2%, 2.4% y 2.1% para TC, TZS y TZL, respectivamente. Aunque no existen diferencias significativas entre los tratamientos ( $p > 0.05$ ), se destaca la capacidad de la zeolita en partículas sólidas de retener el nitrógeno y reducir las emisiones de amoníaco (Soudejani et al., 2019; Venglovsky et al., 2005) y de óxido nitroso (Geng et al., 2024) en la etapa termofílica. Además, puede estar relacionado con el hecho de que la zeolita incrementa la adsorción de los iones amonio, reduciendo la pérdida de amoníaco, tal como lo reportó Chan et al. (2016) en el compostaje de residuos de alimentos.

A pesar de que la zeolita en suspensión tuvo una menor pérdida de nitrógeno hacia la fase termofílica, probablemente debido a las menores temperaturas alcanzadas, ésta tuvo un efecto adverso al finalizar con una menor concentración de nitrógeno que el control. Gamze Turan & Nuri Ergun (2007) sugieren que dosis más altas de zeolita mejoran la retención de nitrógeno; sin embargo, (Venglovsky et al., 2005) utilizaron zeolita en polvo con dosis bajas de entre 1% y 2% (p/p) y observaron una reducción significativa de las pérdidas de nitrógeno en compostaje de estiércol de cerdo. Por lo tanto, es posible que la zeolita en suspensión pierda su efecto de adsorción de amonio luego de la etapa termofílica, sumado al elevado pH de este tratamiento, por lo que podría considerarse una reaplicación al iniciar la etapa de enfriamiento o incrementar la

concentración de la solución aplicada inicialmente. Estudios futuros podrían analizar el efecto de diferentes tipos de zeolita, teniendo en cuenta que, dependiendo de las características específicas de la zeolita, se podrían tener resultados diferentes cuando se aplica en una solución acuosa (Heard et al., 2020).

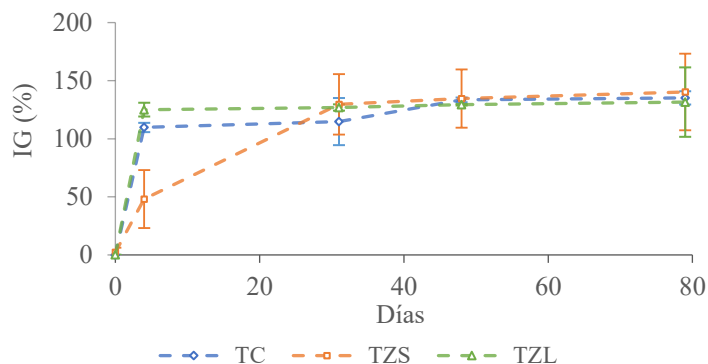
- **Fósforo total**

Respecto del fósforo total, no se evidenció efecto significativo de la zeolita sobre este parámetro ( $p > 0.05$ ). En los tres tratamientos, el contenido de fósforo total inició por debajo del 3%, mientras que en la etapa de enfriamiento aumentó a más del 5% en los tres tratamientos, lo cual se atribuye a efectos de concentración tras la degradación de la materia orgánica (Wei et al., 2021).

- **Índice de germinación**

En el día 0, todas las mezclas presentaron fitotoxicidad (ver Figura 12). Lo anterior podría deberse a la concentración de  $NH_4^+ - N$  que puede inhibir la germinación. Posteriormente, TC y TZS lograron superar la fitotoxicidad desde la fase termofílica al alcanzar IG superiores al 80%. En las fases de enfriamiento y maduración, TZS alcanzó un IG superior al de los otros dos tratamientos, manteniéndose por encima de estos hacia el final del proceso. No obstante, no se observaron diferencias significativas entre los tres tratamientos ( $p > 0.05$ ). Los anteriores resultados muestran que la aplicación de partículas de zeolita no tiene efecto en la fitotoxicidad del material y, por el contrario, puede ayudar a reducir la presencia de sustancias que inhiban la germinación.

**Figura 12.** Comportamiento del IG durante el co-compostaje con y sin zeolita. Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión



### 5.2.2.2. Análisis de calidad del producto para seleccionar la mejor forma de aplicación de la zeolita

Los resultados del análisis de los parámetros de calidad considerados en este estudio se indican en la Tabla 14.

**Tabla 14.** Calidad fisicoquímicos y microbiológicos de los productos del experimento de zeolita, de acuerdo con el estándar de productos orgánicos usados como fertilizantes y enmiendas de suelo, NTC 5167.

Parámetro	TC	TZS	TZL	NTC 5167
<b>Fisicoquímicos</b>				
<b>Humedad (%)</b>	46.0 ± 10.0 <sup>a</sup>	43.0 ± 6.4 <sup>a</sup>	35.5 ± 7.8 <sup>a</sup>	< 25
<b>Cenizas (%)</b>	27.3 ± 0.0 <sup>a</sup>	30.7 ± 1.4 <sup>a</sup>	28.9 ± 4.0 <sup>a</sup>	<60
<b>CIC (meq/100 g)</b>	90.2 ± 1.8 <sup>a</sup>	87.2 ± 14.4 <sup>a</sup>	89.1 ± 6.4 <sup>a</sup>	>30
<b>COT (%)</b>	32.1 ± 0.4 <sup>a</sup>	32.5 ± 3.5 <sup>a</sup>	34.5 ± 1.8 <sup>a</sup>	>15
<b>CRA (%)</b>	235.9 ± 31.5 <sup>a</sup>	192.0 ± 3.8 <sup>a</sup>	246.8 ± 11.0 <sup>a</sup>	>100
<b>Densidad real (g/cm<sup>3</sup>)</b>	0.4 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.5 ± 0.03 <sup>a</sup>	0.4 ± 0.01 <sup>a</sup>	< 0.6
<b>pH</b>	8.7 ± 1.0 <sup>a</sup>	8.5 ± 0.4 <sup>a</sup>	9.4 ± 0.02 <sup>a</sup>	>4-<9
<b>Conductividad (mS/cm)</b>	3.9 ± 2.0 <sup>a</sup>	3.5 ± 1 <sup>a</sup>	5.4 ± 0.6 <sup>a</sup>	-
<b>NT (%)</b>	2.2 ± 0.2 <sup>a</sup>	2.4 ± 0.1 <sup>a</sup>	2.1 ± 0.2 <sup>a</sup>	>1
<b>C/N</b>	14.4 ± 1.2 <sup>a</sup>	13.3 ± 1.0 <sup>a</sup>	16.5 ± 2.3 <sup>a</sup>	< 25
<b>PT (%)</b>	4.3 ± 0.2 <sup>a</sup>	3.9 ± 0.6 <sup>a</sup>	3.8 ± 0.7 <sup>a</sup>	>1
<b>KT (%)</b>	6.6 ± 1.2 <sup>a</sup>	6.6 ± 1.1 <sup>a</sup>	6.5 ± 0.4 <sup>a</sup>	>1

<b>Hemicelulosa (%)</b>	8.3 ± 3.5 <sup>a</sup>	10.5 ± 2.7 <sup>a</sup>	10.2 ± 0.5 <sup>a</sup>	-
<b>Celulosa (%)</b>	9.0 ± 0.3 <sup>a</sup>	5.6 ± 0.5 <sup>b</sup>	4.6 ± 0.5 <sup>b</sup>	-
<b>Lignina (%)</b>	48.4 ± 0.4 <sup>a</sup>	43.3 ± 0.2 <sup>a</sup>	47.2 ± 6.1 <sup>a</sup>	-
<b>IG (%)</b>	135.2 ± 23.2 <sup>a</sup>	140.3 ± 33 <sup>a</sup>	131.6 ± 29.9 <sup>a</sup>	-
<b>Microbiológicos</b>				
<b>CT (NMP/g)</b>	<3	<3	<3	<1000
<b>CF (NMP/g)</b>	<3	<3	<3	Ausente
<b>Enterobacterias (UFC/g)</b>	0	0	0	<1000
<b>Salmonella sp /25g</b>	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
<b>Mesófilos (UFC/g)</b>	1.4 x 10 <sup>6</sup> ± 2.8 x 10 <sup>5</sup> <sup>a</sup>	1.2 x 10 <sup>6</sup> ± 2.1 x 10 <sup>5</sup> <sup>a</sup>	2.3 x 10 <sup>9</sup> ± 3.3 x 10 <sup>9</sup> <sup>a</sup>	-

Nota. Tratamientos TC: control, TZS: zeolita sólida, TZL: zeolita en suspensión; CIC: capacidad de intercambio catiónico, COT: carbono orgánico total, CRA: capacidad de retención de agua, NT: nitrógeno total, C/N: relación carbono nitrógeno, PT: fósforo total, KT: potasio total, IG: índice de germinación, CT: coliformes totales, CF: coliformes fecales. Las letras a y b indican diferencias significativas entre los tratamientos. Tratamientos con letras iguales no tienen diferencias significativas.

Los productos de los tres tratamientos no presentan diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ), a excepción de la celulosa (i.e., tuvieron menores valores los tratamientos con zeolita respecto del control). En general, se observa el cumplimiento de los estándares requeridos por la norma técnica colombiana (NTC 5167) productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo. Los productos se caracterizan por tener alta capacidad de intercambio catiónico y de capacidad de retención de agua, así como contenido de nutrientes superior al 1% (i.e., NT, PT, KT), que generan un potencial agronómico de los compost obtenidos. De igual manera, se destaca una mínima presencia de microorganismos patógenos en los productos (p.ej. coliformes totales, coliformes fecales, enterobacterias y *Salmonella sp*). Finalmente, es importante mencionar que el producto con mejores condiciones es el TZS, caracterizado por mayor contenido de nitrógeno, menor conductividad eléctrica y menor concentración de lignina y mayor índice de germinación que los otros dos tratamientos.

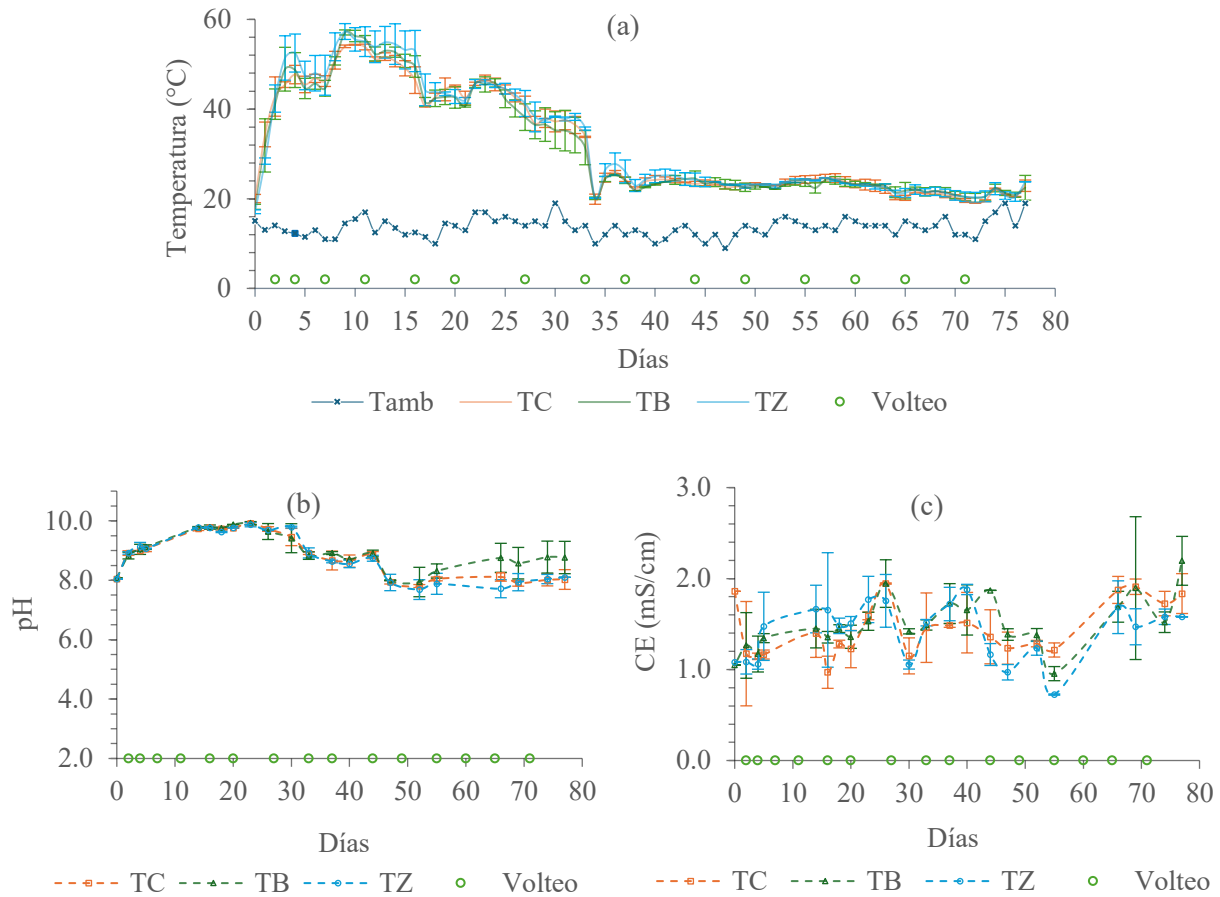
### ***5.2.3. Montaje a escala piloto para evaluar el efecto del biocarbón y la zeolita en el co-compostaje***

#### **5.2.3.1. Análisis de las variables del proceso**

- **Temperatura**

El experimento de co-compostaje con biocarbón y zeolita tuvo una duración de 77 días y siguió el comportamiento típico de un proceso de compostaje, pasando por las cuatro fases: mesofílica, termofílica, de enfriamiento y maduración. Durante la etapa inicial, la temperatura de los tres tratamientos aumentó rápidamente por la alta actividad microbiana hasta el día 3, donde alcanzaron la etapa termofílica al superar los 45 °C (Insam et al., 2023). Como se observa en la Figura 13a, TZ fue el tratamiento que mantuvo las más altas temperaturas durante la etapa termofílica con la máxima temperatura pico (57.3 °C), seguido de TB (57.1 °C) y por último TC (54.4 °C) (Tabla 15), dado que el biocarbón y la zeolita promueven un ambiente propicio para la actividad microbiana debido a su alta porosidad y superficie, lo que genera un aumento en la temperatura de las pilas durante las etapas tempranas del compostaje (Czekala et al., 2016; Soudejani et al., 2019; Wu et al., 2020). Estos resultados son consistentes con los de Chen et al. (2020) en su experimento de compostaje de EP con biocarbón y de Wang et al. (2024), quienes implementaron zeolita en el compostaje de EP. Las temperaturas alcanzadas por TZ hicieron que fuera necesario añadir más agua que en los otros dos tratamientos, dado que el calor generado reducía rápidamente la humedad de las pilas.

**Figura 13.** Monitoreo de los parámetros: a) temperatura, b) pH y c) conductividad eléctrica en el co-compostaje con biocarbón y zeolita. Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.



Tanto el biocarbón como la zeolita aumentaron la temperatura de las mezclas de co-compostaje; no obstante, no tuvieron influencia sobre la duración de la etapa termofílica. De forma similar, Agyarko-Mintah et al. (2017) evidenciaron que, a pesar de que el biocarbón aumentó la temperatura de los tratamientos, este no alargó la etapa termofílica. Asimismo, en el experimento de Wang et al. (2024) no se observó que la zeolita influyera sobre la duración de esta etapa. Los tratamientos TB y TZ mantuvieron temperaturas alrededor de 55°C durante tres días, tiempo necesario para inactivar patógenos (Hemidat et al., 2018) y garantizar la inocuidad de las mezclas (Soobhany, 2018).

**Tabla 15.** Comportamiento general de la temperatura y el pH durante el co-compostaje con biocarbón y zeolita.

<b>Tratamiento</b>	<b>Tmáx (°C)</b>	<b>Inicio etapa termofílica (Día)</b>	<b>Duración etapa termofílica (Días)</b>	<b>Agua añadida (L)</b>	<b>pH inicial</b>	<b>pH final</b>
<b>TC</b>	54.4	3	13	65	8.0	8.0
<b>TB</b>	57.1	3	13	88	8.1	8.8
<b>TZ</b>	57.3	3	13	126	8.0	8.1

Nota. Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.

Luego del día 16, la temperatura de las pilas fue descendiendo de forma gradual, dando inicio a la etapa de enfriamiento. Durante esta fase no fue posible alcanzar temperaturas cercanas a la temperatura ambiente de la zona de estudio, debido a que el invernadero mantenía una temperatura más elevada que la externa; mientras que la del invernadero en los momentos de medición se mantenía entre 20-25 °C, la externa estaba alrededor de 9-18°C durante el día y en la noche podía bajar hasta 0°C. A pesar de que TZ tuvo las temperaturas más altas, el comportamiento fue similar al de TC y TB, con poca variación entre esta etapa y la de maduración. Esta tendencia podría estar relacionada con la presencia de compuestos recalcitrantes en los residuos de cebolla de rama, cuya degradación es compleja y requiere de enzimas especializadas (Insam et al., 2023; Oviedo-Ocaña et al., 2022). Jia et al. (2016) también reportaron poca variación de la temperatura en la etapa de enfriamiento, tanto en los tratamientos con biocarbón como en el control, es decir, esta enmienda influye principalmente en la temperatura en la fase activa del proceso.

Wu et al. (2020) observaron una influencia de la temperatura ambiente sobre el comportamiento de la temperatura en las fases finales del proceso en su experimento de compostaje con biocarbón y zeolita; esto es posible debido a que su estudio se desarrolló en una zona cálida, clima que favorece la actividad microbiana (Williams & Marks, 1991). Se evidencia que, a pesar

de las bajas temperaturas de la zona de estudio, el invernadero tuvo influencia positiva sobre el proceso, al mantener el calor en las pilas, lo que se refleja en las temperaturas alcanzadas.

- **pH**

Al inicio del proceso, el pH de los tres tratamientos fue alcalino, debido principalmente a la naturaleza del EP (ver Tabla 10). A medida que aumentaba la temperatura, se observó un incremento del pH (Figura 13b) por la acumulación de  $\text{NH}_3$ , debido a la mineralización de la materia orgánica tales como proteínas y aminoácidos (Gigliotti et al., 2012). Esta tendencia también fue reportada por Feng et al. (2023) en el compostaje de EP enmendado con biocarbón y por Peng et al. (2019), quienes usaron zeolita en el compostaje de EP. En el día 23 se alcanzó el pH más alto, los valores fueron 9.92, 9.93 y 9.87 para TC, TB y TZ, respectivamente; desde este día, el pH comenzó a disminuir en todos los tratamientos, cuyo comportamiento fue similar, sin efectos significativos de las enmiendas ( $p > 0.05$ ). Desde el día 66, el pH de TB permaneció más alto que el de TC y TZ, lo que podría deberse al pH ligeramente alcalino del biocarbón implementado (Parra-Orobio et al., 2023b). Wu et al. (2020) también compararon el efecto del biocarbón y la zeolita en el compostaje de EP y reportaron un incremento significativo del pH en el tratamiento con biocarbón; sin embargo, no evidenciaron un efecto significativo de la zeolita sobre el pH.

- **Conductividad eléctrica**

En la Figura 13c se observa el comportamiento de la CE de los tres tratamientos a lo largo del proceso. A pesar de que el EP implementado tiene una CE superior a 3 mS/cm (ver Tabla 10), la CE de los tratamientos inició con valores por debajo de 2 mS/cm, que podría estar relacionado con los otros materiales añadidos a las mezclas de co-compostaje. Al aumentar la temperatura y alcanzar la etapa termofílica, la CE se elevó debido a la mineralización de la materia orgánica y la

liberación de iones solubles (Gong et al., 2017). Asimismo, Liu et al. (2024) reportaron un incremento de la CE durante la fase termofílica en el compostaje de EP con biocarbón y una reducción posterior; además, no encontraron un efecto significativo del biocarbón sobre la CE. Por el contrario, en el estudio de Chen et al. (2020), el biocarbón redujo significativamente la CE, en comparación con el control.

Entre los días 5 y 18, TZ mantuvo la CE más alta; no obstante, en las etapas de enfriamiento y maduración, TZ tuvo la más baja CE, en comparación con TC y TB. Esta reducción podría deberse a la capacidad de adsorción de iones solubles de la zeolita (Annelie, 2001). Una de las principales ventajas de la zeolita en el compostaje y una de las razones por las que se implementa es por su capacidad de reducir la CE a lo largo del proceso. Esto se debe no solo a su capacidad para adsorber iones solubles, sino también a su CIC que le permite adsorber y retener cationes como  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Ca}^{2+}$ , comunes en el compostaje. Al inmovilizarlos, disminuye la concentración de sales solubles, reflejado en la CE. Este mecanismo no se ve afectado en condiciones de elevado pH o humedad, a diferencia del biocarbón.

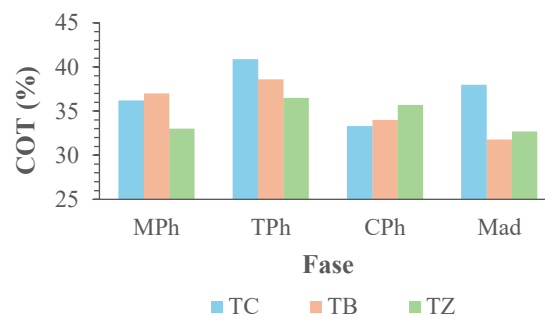
Un comportamiento similar fue reportado por Maleki et al. (2023), en su experimento de compostaje de EP y paja de arroz, enmendado con zeolita. Hacia el final del proceso, los tres tratamientos alcanzaron valores de CE por debajo de los 2 mS/cm, por lo que es seguro aplicar los productos en cultivos (Chen et al., 2020).

- **Carbono orgánico total**

En la Figura 14 se observa la evolución del COT. Al inicio del proceso el contenido de COT fue de 36%, 37% y 33% para TC, TB y TZ, respectivamente. En la fase termofílica se evidenció un aumento del COT, posiblemente debido a la calidad del agua añadida para humectar las pilas, tras las altas temperaturas alcanzadas. El agua implementada proviene de fuentes hídricas

cercanas, y contiene sedimentos y una posible carga de materia orgánica (Rey-Romero et al., 2022) que aumentó temporalmente la concentración de COT de las pilas, para luego descender hacia la etapa de enfriamiento. Además, este aumento puede deberse a la alta presencia de lignina recalcitrante en los co-sustratos, que permaneció incluso hasta en los productos.

**Figura 14.** Monitoreo del carbono orgánico total en las fases mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento y maduración (CPh) (días 0, 14, 40 y 79). Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.

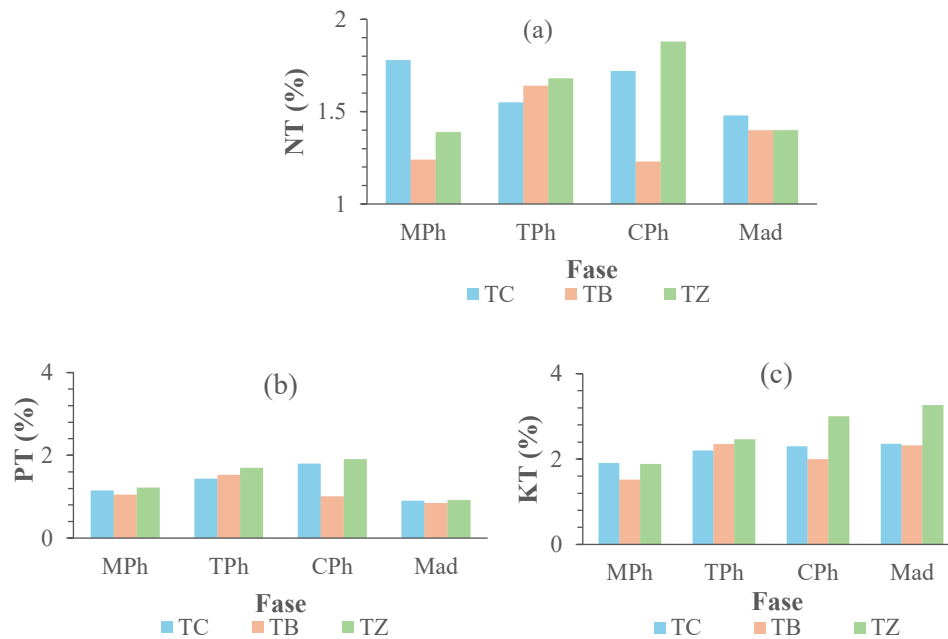


Durante la fase de enfriamiento, la reducción fue gradual debido a la presencia de compuestos recalcitrantes en los co-sustratos. TZ tuvo el más alto contenido de COT en la etapa de enfriamiento con 35.7%. Esta concentración de COT en TZ es similar a lo reportado por (Maleki et al., 2023), quienes tras 40 días de compostaje de EP con zeolita seguían teniendo un contenido de COT por encima del 35%, valor que se redujo en los días posteriores. El COT de TB en el enfriamiento fue de 34%, inferior al 37% observado por Agyarko-Mintah et al. (2017), quienes hallaron que la adición de biocarbón en el compostaje de EP aumentó el COT de las mezclas de compostaje, probablemente porque el biocarbón es una fuente directa de carbono recalcitrante que, además, estimula la humificación y promueve la presencia de carbono más complejo y estable.

- **Nitrógeno total**

En la Figura 15a se observa el monitoreo del NT en las tres primeras etapas del proceso. En el día 0, el contenido de NT fue de 1.78%, 1.24% y 1.39% para TC, TB y TZ, respectivamente. Estos contenidos por debajo de 2% se deben al ajuste de la relación C/N inicial, dado que los residuos de cebolla de rama y el aserrín tienen un bajo contenido de NT. En el experimento de Feng et al. (2023) los tratamientos control y con biocarbón también iniciaron con contenidos de nitrógeno por debajo del 2% debido a la mezcla inicial de co-sustratos, a pesar de tener EP como co-sustrato principal (2.95 % de NT).

**Figura 15.** Monitoreo del nitrógeno total (a), fósforo (b) y potasio (c) en las fases mesofílica (MPh), termofílica (TPh), enfriamiento (CPh) y maduración (Mad) (días 0, 14, 40 y 79). Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.



En la fase termofílica, el NT del tratamiento control descendió a 1.55%, mientras que para los tratamientos TB y TZ se generó un aumento a 1.64% y 1.68%, respectivamente. De forma similar, Agyarko-Mintah et al. (2017) reportaron un incremento del NT en los primeros días de

compostaje de EP enmendado con biocarbón, asociado al aumento del amonio tras la degradación de los compuestos orgánicos. Las características propias del biocarbón, como su porosidad y alta área de superficie (Parra-Orobio et al., 2023) le permiten retener iones de amonio y amoníaco, favoreciendo la retención del nitrógeno en la etapa termofílica. Por su parte, la zeolita tiene afinidad por el ion amonio debido a su estructura porosa y su CIC, por lo tanto, ayuda a reducir las pérdidas de nitrógeno vía volatilización de amoníaco (Soudejani et al., 2019). Maleki et al. (2023) también hallaron un aumento del NT en los primeros días de compostaje de EP en los tratamientos con biocarbón y zeolita, y un posterior descenso.

En la etapa de enfriamiento, el NT de TB disminuyó a 1.23%, mientras que el de TC y TZ aumentó. La variación del NT podría estar relacionada con la continua degradación de compuestos nitrogenados durante el compostaje y las fluctuaciones de las variables como temperatura, pH y humedad que influyen en el ciclo del nitrógeno (Li et al., 2015). Por ejemplo, TB tuvo el pH más alto, lo que pudo promover las pérdidas de nitrógeno por volatilización del amoníaco. Wang et al. (2024) reportaron que durante la etapa de enfriamiento la zeolita redujo las pérdidas de nitrógeno en forma de óxido nitroso, mientras que Geng et al. (2024) hallaron que el biocarbón tuvo una mayor retención de nitrógeno en la etapa de enfriamiento que la zeolita en el compostaje de EP. La adición de biocarbón puede modificar el potencial de transformación microbiana del nitrógeno inorgánico, promoviendo la fijación del nitrógeno y la nitrificación (Chen et al., 2023); por lo tanto, lo esperado es que favorezca la retención de NT durante el compostaje. Sin embargo, es posible que la dosis de biocarbón añadida sea demasiado alta para los co-sustratos y el biocarbón haya influenciado negativamente los microorganismos relacionados con el ciclo del nitrógeno (Liu et al., 2017). Además, el material del que proviene el biocarbón y la temperatura de pirólisis usada

para su producción también puede influenciar su comportamiento durante el compostaje (Chen et al., 2023; Zhang et al., 2021).

- **Fósforo y potasio**

El fósforo y el potasio son unos de los principales nutrientes requeridos por las plantas para su crecimiento y desarrollo (Islam et al., 2023; Xu et al., 2023). En la Figura 15b y 15c se observan los perfiles del fósforo y el potasio, respectivamente durante las tres primeras fases del proceso. En la fase mesofílica los tres tratamientos iniciaron con concentraciones entre 1.05% y 1.22% de fósforo, que aumentaron hacia la etapa termofílica en los tres tratamientos (Figura 16b). Esta tendencia creciente también fue observada en el estudio de Xu et al. (2023) en el compostaje de RA. Hacia la etapa de enfriamiento, el fósforo de TB disminuyó, probablemente debido a pérdidas por lixiviación, ya que en el compostaje el fósforo es más estable que el nitrógeno y no suele perderse en formas gaseosas (Cao et al., 2025). Otra posible explicación al aumento y posterior descenso de fósforo en TB es un mayor uso microbiano durante la etapa de enfriamiento (Yan et al., 2024). Wei et al. (2021) reportaron que el biocarbón no tuvo un efecto significativo sobre el contenido de fósforo total, aunque si hubo un aumento a lo largo del proceso por efectos de concentración.

Asimismo, el contenido de potasio también aumentó de la etapa inicial a la termofílica en los tres tratamientos. Este comportamiento podría deberse al efecto de concentración producido tras la degradación de la materia orgánica (Cao et al., 2025) y a la mayor facilidad de liberación que tiene el potasio en comparación con el fósforo y el nitrógeno (Maleki et al., 2023). TZ fue el que tuvo mayor contenido de potasio en el enfriamiento, seguido del control y por último TB. Debido a la capacidad de intercambio catiónico de ambas enmiendas y a mecanismos de adsorción

se retiene potasio y se limita la disponibilidad de este en la fracción soluble. En el biocarbón, este fenómeno es más común cuando se produce a bajas temperaturas de pirólisis, ya que presenta una mayor CIC (Xiu et al., 2023). Maleki et al. (2023) observaron el efecto contrario, ya que, en su experimento de compostaje de EP con zeolita, el tratamiento sin la enmienda fue el que finalizó con mayor contenido de potasio.

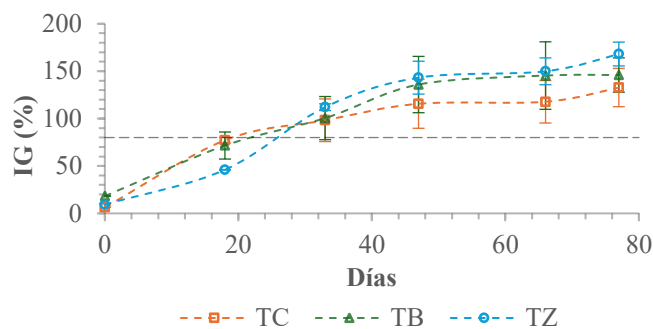
- **Índice de germinación**

Al inicio del proceso el IG de los tratamientos era bajo, debido a la presencia de sustancias fitotóxicas en los co-sustratos, sobre todo en el EP que tiene una alta CE. A medida que avanzaba el proceso, el IG fue aumentando de forma gradual hasta superar la fitotoxicidad (IG > 80%) en la etapa de enfriamiento (ver Figura 16). A pesar de que TZ inició con los más bajos IG los primeros 20 días, desde el día 33 logró superar a TC y TB y mantenerse por encima hasta el final del proceso; esto podría explicarse por la capacidad de adsorción de sales de la zeolita y su posterior liberación gradual (Chen et al., 2020). Este comportamiento se podría relacionar con las CE más altas de TZ en la fase activa y su posterior descenso.

Hacia la fase de maduración los tres tratamientos alcanzaron IG por encima del 120%, con TZ y TB por encima del control. Zhang et al. (2025) reportaron que una dosis del 5% (p/p) de biocarbón también aumentó el IG en comparación con el tratamiento sin biocarbón en el compostaje de lodos de depuradora. Por su parte, Fan et al. (2025) hallaron que 5% (p/p) de biocarbón no afectó de forma significativa el IG, mientras que el tratamiento con una dosis superior (10%) alcanzó un IG de 199%. Doni et al. (2024) también hallaron que la zeolita mejoró el IG en el compostaje de residuos de viñedo al pasar de 72% en el tratamiento sin zeolita a 126% en el tratamiento con 10% (p/p) de zeolita. Estos resultados sugieren que tanto el biocarbón como la

zeolita tienen el potencial de reducir el efecto de fitotoxicidad en el compostaje y mejoran también la humificación y la madurez del compost.

**Figura 16.** Monitoreo del IG. Co-compostaje con zeolita y biocarbón. Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.



### 5.2.3.2. Análisis de calidad del producto

En la Tabla 16 se observan los parámetros de calidad del producto para el experimento a escala piloto. Los tres tratamientos alcanzaron la madurez y la estabilidad, de acuerdo con los resultados de las pruebas de germinación y de autocalentamiento. El IG de los productos está por encima de 120%, indicando efectos bioestimulantes de los composts obtenidos, con TZ con el más alto IG, seguido de TB. Los tres productos presentaron deficiencias de fósforo, de acuerdo con la NTC 5167 (ICONTEC, 2022), lo que podría estar asociado con el bajo contenido de fósforo de la cebolla de rama (Tabla 10). Además, no se cumple el mínimo de agua sugerido por la NTC 5167, pero sí el de la Nch 2880 (INN, 2004). Estas humedades se deben al agua añadida para humectación y no representa un problema de calidad. Los demás parámetros cumplen con los

requisitos de ambas normas, por lo que se sugiere que en futuros estudios se añada roca fosfórica, de acuerdo con la proporción de cebolla de rama implementada para suplir este requerimiento.

**Tabla 16.** Calidad fisicoquímicos y microbiológicos de los productos, de acuerdo con el estándar de productos orgánicos usados como fertilizantes y enmiendas de suelo, NTC 5167 y Nch 2880. Tratamientos TC: control, TB: biocarbón, TZ: zeolita.

Tratamiento	TC	TB	TZ	NTC 5167	Nch 2880
<b>Fisicoquímicos</b>					
<b>Humedad (%)</b>	44 ± 2 <sup>a</sup>	38 ± 3 <sup>a</sup>	41 ± 1 <sup>a</sup>	< 25	30-45%
<b>Cenizas (%)</b>	25 ± 2 <sup>a</sup>	25 ± 1 <sup>a</sup>	33 ± 0 <sup>b</sup>	<60	<80
<b>CIC (meq/100 g)</b>	47.7	46.3	63.9	>30	-
<b>COT (%)</b>	38	31.8	32.7	>15	-
<b>CRA (%)</b>	246	237	187	>100	-
<b>pH</b>	8.0 ± 0.3 <sup>a</sup>	8.8 ± 0.5 <sup>a</sup>	8.0 ± 0.2 <sup>a</sup>	>4-<9	5-8.5
<b>Conductividad (mS/cm)</b>	1.8 ± 0.2 <sup>a</sup>	2.2 ± 0.3 <sup>a</sup>	1.8 ± 0.2 <sup>a</sup>	-	<3
<b>NT (%)</b>	1.48	1.45	1.4	>1	>0.5
<b>C/N</b>	25	21	23	< 25	≤25
<b>PT (%)</b>	0.9	0.85	0.92	>1	-
<b>KT (%)</b>	2.4	2.3	3.3	>1	-
<b>Hemicelulosa (%)</b>	11.3	10.7	11.7	-	-
<b>Celulosa (%)</b>	6.8	5.6	5.5	-	-
<b>Lignina (%)</b>	56.4	57.8	55.2	-	-
<b>IG (%)</b>	133 ± 20 <sup>a</sup>	146 ± 18 <sup>a</sup>	168 ± 13 <sup>a</sup>	-	≥80
<b>Microbiológicos</b>					
<b>Mesófilos (UFC/g)</b>	6.60E+08	7.80E+08	9.40E+08	-	-
<b>Mohos (UFC/g)</b>	0	0	0	-	-
<b>Levaduras (UFC/g)</b>	800	200	0	-	-
<b>Enterobacterias (UFC/g)</b>	162	180	202	<1000	-

Nota: CIC: capacidad de intercambio catiónico, COT: carbono orgánico total, CRA: capacidad de retención de agua, NT: nitrógeno total, C/N: relación carbono nitrógeno, PT: fósforo total, KT: potasio total, IG: índice de germinación. Las letras a y b indican diferencias significativas entre los tratamientos. Tratamientos con letras iguales no tienen diferencias significativas.

A nivel microbiológico, la presencia de enterobacterias es casi nula y la de mohos es cero.

Las levaduras no deberían estar presente en el compost, ya que la aplicación de este en el suelo

puede causar que las levaduras invadan el tejido vegetal y se añadan a los frutos (Glushakova et al., 2023). El consumo de levaduras puede causar alergias y micosis en las personas, por lo que debe evitarse (de Almeida et al., 2018); sin embargo, la NTC 5167 no establece un valor mínimo permisible. Además, como no se conoce el contenido de *Salmonella sp.*, ni de coliformes totales y fecales, no se puede garantizar la completa desinfección del tratamiento control, ya que este no alcanzó los 55°C en la fase termofílica.

En general, las enmiendas no tuvieron un efecto significativo sobre los parámetros de calidad; no obstante, se evidencia el mayor IG y el menor contenido de COT en los tratamientos con biocarbón y zeolita, además, TZ finalizó con la mayor CIC, que sugiere un mejor aprovechamiento de los nutrientes de este compost al aplicarse en un cultivo. Es posible que las condiciones psicotróficas de la zona de estudio influyeran sobre la población microbiana y la degradación de la materia orgánica durante la última fase, sobre todo en las noches, cuando la temperatura ambiente puede llegar a 0°C. A nivel de las variables de control y seguimiento, la zeolita y el biocarbón aumentaron la temperatura pico y el IG; asimismo, la zeolita tuvo una influencia positiva sobre el pH y la CE de las pilas al reducir estos valores a medida que avanzaba el proceso, sobre todo en la maduración. Finalmente, de entre los tres tratamientos se selecciona TZ como el mejor producto para ser utilizado en la siguiente fase.

### **5.3. Determinación del efecto del producto de co-compostaje en un cultivo de rápido crecimiento.**

#### **5.3.1. Caracterización del suelo de cultivo**

La caracterización del suelo de cultivo se indica en la Tabla 17. El suelo implementado en el experimento presentó una textura franco arenosa con un pH ligeramente ácido, acorde con lo

hallado en el estudio de Rey-Romero et al. (2025). El contenido de materia orgánica del suelo se asocia con las prácticas de fertilización de la zona (uso de EP sin compostar). La materia orgánica del suelo está en constante degradación, generando compuestos como ácidos orgánicos que influyen en la composición y actividad de la microbiota edáfica (Labrador, 2012).

**Tabla 17.** Caracterización del suelo de cultivo (n=3)

<b>Parámetro</b>	<b>Resultado</b>
<b>Textura</b>	Franco arenoso
<b>pH</b>	6.58 ± 0.17
<b>Carbono orgánico (%)</b>	2.62 ± 0.36
<b>Materia orgánica (%)</b>	4.52 ± 0.62
<b>NT (%)</b>	0.23 ± 0.03
<b>Fósforo disponible (mg/Kg)</b>	537.98 ± 156.41
<b>CIC (cmol(+)/Kg)</b>	14.99 ± 1.87
<b>Ca<sup>+2</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	19.62 ± 3.36
<b>Mg<sup>+2</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	1.35 ± 0.12
<b>K<sup>+</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	0.99 ± 0.09
<b>Na<sup>+</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	0.07 ± 0.01

Nota. NT: nitrógeno total; CIC: capacidad de intercambio catiónico; Ca<sup>+2</sup>: calcio intercambiable; Mg<sup>+2</sup>: magnesio intercambiable; K<sup>+</sup>: potasio intercambiable; Na<sup>+</sup>: sodio intercambiable.

El carbono orgánico es un indicador clave de la calidad del suelo y la disponibilidad de nutrientes para un cultivo. El promedio nacional del carbono orgánico del suelo en los páramos de Colombia es de 11.3% (Andrade et al., 2022). Por su parte, Naranjo Barrios (2025) desarrolló su investigación en la misma zona de estudio y reportó que el carbono orgánico del suelo de la capa superficial (0 – 20 cm) osciló entre 6.51 y 14.95 %. Esta diferencia con el valor obtenido en el presente estudio podría deberse a las prácticas de fertilización, ya que el suelo implementado no había sido abonado con EP desde hace aproximadamente un año, pero seguía cultivado, que también explicaría el bajo contenido de materia orgánica y nutrientes en comparación con los resultados de Rey-Romero et al. (2025), que reportaron un contenido de nitrógeno total de 0.383%

y de fósforo disponible de 720.9 mg/kg en suelos intervenidos. Finalmente, de acuerdo con las consideraciones generales para interpretar análisis químicos de suelos del Laboratorio Nacional de Suelos del IGAC se observa una deficiencia del magnesio intercambiable que podría deberse a la competencia de cationes por un elevado contenido de potasio y calcio intercambiable, sobre todo en este suelo que es usado para fines agrícolas (Ishfaq et al., 2022).

### 5.3.2. *Variables de suelo*

En la Tabla 18 se encuentran los resultados de las variables de suelo medidas después de la cosecha. El tratamiento con NPK redujo significativamente el pH del suelo ( $p < 0.05$ ), probablemente debido a la influencia del nitrógeno en forma amoniacal que tiende a acidificar el suelo con el tiempo debido al proceso de nitrificación (Barak et al., 1997). Por el contrario, el tratamiento con compost finalizó con el pH más alto, que es favorecedor para el suelo y el crecimiento de los cultivos. A pesar de que el EP sin compostar tiene un pH alcalino (Tabla 10) no tuvo un efecto significativo sobre el pH del suelo, lo que podría deberse a la dosificación realizada de acuerdo con el requerimiento de nitrógeno; generalmente, en el páramo de Berlín se implementa EP en cantidades superiores a las requeridas, favoreciendo el aumento del pH y la volatilización del amoníaco y emisiones de gases de efecto invernadero.

En las demás variables medidas no se evidenciaron diferencias significativas entre los tratamientos ( $p < 0.05$ ). En cuanto al contenido nutricional, el nitrógeno del suelo osciló entre 0.19 y 0.23% para los cinco tratamientos, es decir, no hubo una influencia de los tratamientos sobre el nitrógeno inicial del suelo; no obstante, el tratamiento T4 (compost + NPK) aumentó el fósforo disponible del suelo con respecto al suelo antes de la siembra. Es importante resaltar que el EP añade materia orgánica inestable al suelo que, a largo plazo afecta la disponibilidad de nitrógeno y otros nutrientes para los cultivos debido a que estos son implementados en los procesos de

degradación. Además, estos nutrientes contenidos en el EP se encuentran en formas orgánicas, que no son directamente asimilables por las plantas, por lo que se requiere la acción microbiana para tener los nutrientes en formas minerales que si sean aprovechables (Porta et al., 1999).

Respecto de la CIC y las bases intercambiables, la influencia de los tratamientos fue nula o mínima, con excepción del catión Na, que aumentó para todos los tratamientos, sobre todo para T3. El mayor aumento en T3 puede estar relacionado con el contenido de sales en el EP (Oviedo-Ocaña et al., 2022). Todos los tratamientos redujeron el contenido de magnesio del suelo, en comparación con el suelo antes de la siembra, con T4 con la menor reducción. El magnesio es un macronutriente esencial para el crecimiento y salud de las plantas; por lo tanto, en un suelo con baja deficiencia de magnesio el crecimiento de un cultivo de rábano y su calidad podría verse afectado (Yousaf et al., 2021).

**Tabla 18.** Variables de suelo para los tratamientos.

Variable	T1	T2	T3	T4	T5
<b>pH</b>	6.93 ± 0.13 <sup>b</sup>	6.14 ± 0.18 <sup>a</sup>	6.59 ± 0.03 <sup>c</sup>	6.56 ± 0.08 <sup>c</sup>	6.75 ± 0.07 <sup>bc</sup>
<b>Carbono orgánico (%)</b>	2.15 ± 0.47 <sup>a</sup>	2.51 ± 0.73 <sup>a</sup>	2.65 ± 0.48 <sup>a</sup>	2.65 ± 0.27 <sup>a</sup>	2.22 ± 0.12 <sup>a</sup>
<b>Materia orgánica (%)</b>	3.71 ± 0.81 <sup>a</sup>	4.33 ± 1.26 <sup>a</sup>	4.57 ± 0.83 <sup>a</sup>	4.57 ± 0.46 <sup>a</sup>	3.82 ± 0.20 <sup>a</sup>
<b>NT (%)</b>	0.19 ± 0.04 <sup>a</sup>	0.21 ± 0.06 <sup>a</sup>	0.23 ± 0.04 <sup>a</sup>	0.23 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.19 ± 0.01 <sup>a</sup>
<b>Fósforo disponible (mg/Kg)</b>	469.05 ± 109.87 <sup>a</sup>	501.98 ± 107.15 <sup>a</sup>	388.67 ± 70.47 <sup>a</sup>	626.52 ± 124.94 <sup>a</sup>	452.58 ± 121.55 <sup>a</sup>
<b>CIC (cmol(+)/Kg)</b>	12.94 ± 4.47 <sup>a</sup>	12.88 ± 0.49 <sup>a</sup>	13.58 ± 2.01 <sup>a</sup>	13.86 ± 3.54 <sup>a</sup>	14.11 ± 3.18 <sup>a</sup>
<b>Ca<sup>+2</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	14.70 ± 5.48 <sup>a</sup>	12.58 ± 1.71 <sup>a</sup>	13.18 ± 2.28 <sup>a</sup>	17.06 ± 3.52 <sup>a</sup>	14.83 ± 3.32 <sup>a</sup>
<b>Mg<sup>+2</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	1.16 ± 0.30 <sup>a</sup>	1.08 ± 0.19 <sup>a</sup>	1.08 ± 0.20 <sup>a</sup>	1.22 ± 0.28 <sup>a</sup>	1.06 ± 0.40 <sup>a</sup>
<b>K<sup>+</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	1.26 ± 0.42 <sup>a</sup>	0.99 ± 0.16 <sup>a</sup>	0.91 ± 0.25 <sup>a</sup>	1.02 ± 0.15 <sup>a</sup>	0.75 ± 0.27 <sup>a</sup>
<b>Na<sup>+</sup> (cmol(+)/Kg)</b>	0.27 ± 0.11 <sup>a</sup>	0.13 ± 0.04 <sup>a</sup>	0.41 ± 0.38 <sup>a</sup>	0.19 ± 0.06 <sup>a</sup>	0.11 ± 0.02 <sup>a</sup>

Nota. T1: compost; T2: NPK; T3: EP; T4: NPK + compost; T5: control; NT: nitrógeno total; CIC: capacidad de intercambio catiónico; Ca<sup>+2</sup>: calcio intercambiable; Mg<sup>+2</sup>: magnesio intercambiable; K<sup>+</sup>: potasio intercambiable; Na<sup>+</sup>: sodio intercambiable. Las letras a y b indican diferencias significativas entre los tratamientos. Tratamientos con letras iguales no tienen diferencias significativas.

En el experimento de Gómez-Álvarez et al. (2008) se observó que el compost mejoró las propiedades químicas del suelo implementado en un cultivo de rábano, sobre todo en el aumento significativo de los cationes intercambiables debido a las características del compost implementado en comparación con el suelo sin fertilizar. En un estudio acerca de la aplicación de compost de biorresiduos en rotaciones de cultivos de trigo, girasol, tomate y pimienta en Italia durante tres años se observó que el compost incrementó el contenido de materia orgánica (de 2% a 2.7%), fósforo disponible (de 12 mg/kg a 18.5 mg/kg), potasio (de 380 mg/kg a 451.4 mg/kg) y nitrógeno (de 1.4% a 1.7%) del suelo, evidenciando el efecto positivo del compost en el suelo a largo plazo y en diferentes cultivos (Fecondo et al., 2015).

El uso de compost a largo plazo ayuda a reducir el uso de fertilizantes sintéticos al incrementar las concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio en el suelo; aumentar la población microbiana; mejorar la estructura del suelo y propiedades hidrofísicas asociadas a retención de humedad, favoreciendo la fertilidad y productividad; reducir enfermedades de las plantas por patógenos presentes en estiércoles animales usados como fertilizantes y añadir materia orgánica estabilizada (Hernández-Rodríguez et al., 2010).

### **5.3.3. Variables de crecimiento**

El tratamiento con NPK tuvo un área foliar y peso de las hojas estadísticamente mayor que los demás tratamientos ( $p < 0.05$ ), con excepción de T4 para el área foliar que no presentó diferencias significativas (Tabla 19). Se observa que T2 (tratamiento con NPK) tuvo el mejor comportamiento a nivel general de las variables de crecimiento y fue el único que tuvo influencia significativa ( $p < 0.05$ ) sobre el diámetro y el peso de los rábanos, dado que, al ser un fertilizante sintético los nutrientes se encuentran en formas disponibles para los cultivos, es decir, que se pueden aprovechar inmediatamente luego de su aplicación por la facilidad con que los cultivos

asimilan los nutrientes (Mohamed et al., 2023; Yildirim et al., 2024), a diferencia del compost que tiene una liberación más lenta de los nutrientes, por lo tanto, en un primer ciclo de cultivo no se aprovecharían todos los beneficios que ofrece (De Rosa et al., 2017).

**Tabla 19.** Variables de crecimientos para los tratamientos.

Parámetro	T1	T2	T3	T4	T5
Número de hojas	7 ± 1 <sup>a</sup>	8 ± 1 <sup>a</sup>	7 ± 1 <sup>a</sup>	6 ± 1 <sup>a</sup>	6 ± 1 <sup>a</sup>
Área foliar (cm <sup>2</sup> )	169 ± 10 <sup>b</sup>	336 ± 5 <sup>a</sup>	226 ± 44 <sup>b</sup>	255 ± 48 <sup>ab</sup>	203 ± 35 <sup>b</sup>
Altura rábanos (cm)	4.2 ± 1.3 <sup>a</sup>	5.6 ± 0.6 <sup>a</sup>	4.3 ± 0.6 <sup>a</sup>	5.9 ± 0.5 <sup>a</sup>	4.8 ± 0.3 <sup>a</sup>
Diámetro rábanos (cm)	4.4 ± 0.4 <sup>ab</sup>	4.6 ± 0.4 <sup>a</sup>	4.1 ± 0.2 <sup>ab</sup>	4.5 ± 0.2 <sup>ab</sup>	3.6 ± 0.3 <sup>b</sup>
Peso hojas (g)	0.6 ± 0.2 <sup>b</sup>	1.5 ± 0.1 <sup>a</sup>	0.9 ± 0.2 <sup>b</sup>	1.0 ± 0.2 <sup>b</sup>	0.8 ± 0.1 <sup>b</sup>
Peso rábanos (g)	2.5 ± 0.6 <sup>ab</sup>	3.4 ± 0.2 <sup>a</sup>	2.2 ± 0.4 <sup>ab</sup>	2.9 ± 0.6 <sup>ab</sup>	2.2 ± 0.3 <sup>b</sup>

Nota. T1: compost; T2: NPK; T3: EP; T4: NPK + compost; T5: control. Las letras a y b indican diferencias significativas entre los tratamientos. Tratamientos con letras iguales no tienen diferencias significativas.

En comparación con T3 (estiércol de pollo crudo), el tratamiento con compost no pareció tener un efecto visiblemente negativo sobre la producción de los rábanos. En contraste, a pesar de no existir diferencias significativas entre los tratamientos, las dimensiones de los rábanos de T4 (NPK + compost) fueron mayores que las de T3 y T1. En un experimento realizado en Marruecos se determinó que el tratamiento con compost y fertilizante sintético aumentó las variables de crecimiento de un cultivo de brócoli en comparación con el control sin fertilización y el tratamiento con compost (Aouass & Kenny, 2023). Asimismo, Issoufa et al. (2020) reportaron que en un periodo de dos años el uso combinado de compost en una tasa de 8 ton/ha y el 50% de la dosis recomendada de fertilizante sintético incrementó el rendimiento del grano de frijol cabecita negra (*Vigna unguiculata*) en 51% en comparación con el tratamiento con solo fertilizante sintético. Por lo tanto, es factible combinar el uso de NPK con compost para reducir los efectos nocivos de la

fertilización sintética, sin afectar significativamente la producción de los cultivos y considerando que, a largo plazo, los beneficios serán mayores.

En un experimento realizado en Brasil se probaron cinco diferentes dosis de compost (0 – 175 t/ha) y se determinó que entre más alta la dosis mayor era la altura, el diámetro y el peso del rábano en un ciclo de cultivo (Lanna et al., 2018). De forma similar, en el experimento de Hidayat et al. (2021) se evaluaron cuatro dosis diferentes para dos tamaños de partícula de compost de cáscara de café; para el tamaño fino las dosis variaron de 0 – 9 t/ha y para tamaño grueso de 0 – 12 t/ha. Hallaron que las dosis más altas tuvieron un mejor comportamiento y que el compost granular tuvo una liberación más lenta y prolongada de los nutrientes, por lo que el rendimiento del rábano fue mayor que en los tratamientos con compost fino. En el caso del experimento de Gómez-Álvarez et al. (2008) el tratamiento con compost aumentó el ancho de la hoja en un 48%, la longitud del bulbo en un 34% y el diámetro del bulbo en un 19%, en comparación con el tratamiento sin compost.

A pesar de que el tratamiento con compost no presentó los mejores resultados en cuanto a las variables medidas, se destaca que el cultivo se desarrolló adecuadamente y que, probablemente a largo plazo se evidencien efectos positivos sobre el suelo y el cultivo. En adición, en el análisis se deben considerar los beneficios ambientales de este tipo de abonos orgánicos cuando son empleados en la fertilización, tales como la mejora en las propiedades del suelo y la contaminación evitada que ocurre en mayor medida al usar estiércoles animales sin compostar y/o fertilizantes sintéticos. Para futuros estudios se debería estudiar el efecto del compost a largo plazo y en diferentes dosis; específicamente en el páramo de Berlín, el cultivo a evaluar debería ser cebolla de rama.

## 6. Productos del proyecto de investigación

Durante el desarrollo del proyecto de investigación se generaron los siguientes productos:

- Proyecto de grado de ingeniería química: “Análisis del efecto de la adición de co-sustratos sobre el proceso y la calidad del producto del compostaje de estiércol de pollo”, desarrollado por los estudiantes Ferney Piamonte y Daniela Miramón.
- Proyecto de grado de ingeniería civil: “Evaluación de la adición de partículas de zeolita en el co-compostaje de estiércol de pollo con residuos orgánicos del páramo de Berlín a escala piloto”, desarrollado por los estudiantes Eduardo Pereira y Julián Blanco.
- Proyecto de grado de ingeniería civil: “Evaluación del efecto del biocarbón en el co-compostaje de estiércol de pollo y co-sustrato en condiciones ambientales del páramo de Berlín”, desarrollado por las estudiantes Jessica Vargas y Karen Vides.
- Proyecto de grado de ingeniería civil: “Análisis del efecto de la zeolita en el co-compostaje de estiércol de pollo y residuos de cebolla de rama en el contexto del páramo de Berlín”, desarrollado por los estudiantes Cristian Rodríguez y Jonathan Blanco.
- Ponencia y póster en evento internacional: “Evaluación del proceso y calidad del bioproducto del co-compostaje de estiércol de pollo con residuos del cultivo de cebolla de rama, alimentos y estiércol bovino”, presentada en el Encuentro Internacional de Educación en Ingeniería ACOFI 2024.
- Artículo de investigación: “Enhancement of microbial activity during the composting process of agricultural and farm waste using zeolite solid and suspended nanoparticles”, enviado a la revista Waste and Biomass Valorization. El artículo se encuentra en revisión.

- Actividad de transferencia del conocimiento: Se realizaron tres talleres para la transferencia del conocimiento en el corregimiento de Berlín, Tona, Santander con diez estudiantes de noveno y dos profesores, uno de química y otro de física de la Institución Educativa Luz de la Esperanza. El objetivo del primer taller fue comprender el concepto de residuos sólidos, su clasificación y el adecuado tratamiento que reciben los residuos sólidos orgánicos. Se realizó una presentación del tema y se desarrollaron dos actividades (sopa de letras y crucigrama) para afianzar los conocimientos adquiridos.

En el segundo taller el tema fue el compostaje como método de aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos; se abordó el concepto de compostaje y sus fases, factores que intervienen en el proceso, estabilidad y madurez y el compost como enmienda o abono orgánico; las actividades de apropiación fueron ordenar palabras con letras desordenadas y encontrar letras faltantes para formar palabras, de acuerdo con sus definiciones. En el último taller se explicó cómo se realiza típicamente el monitoreo y control del proceso de compostaje y su importancia para la obtención de un compost de alta calidad; se realizaron dos actividades al finalizar la explicación, la primera correspondió a completar las oraciones de acuerdo con las definiciones dadas durante el taller, y en la otra los estudiantes debían relacionar unos datos e imágenes dados con las diferentes fases del proceso.

## 7. Conclusiones

- En el páramo de Berlín los principales residuos sólidos orgánicos que tienen el potencial de ser co-compostados con estiércol de pollo son los residuos del cultivo de cebolla de rama, residuos de alimentos y estiércol bovino.
- Es posible co-compostar estiércol de pollo con residuos de cebolla de rama, residuos de alimentos y estiércol bovino y obtener productos con potencial agronómico en el contexto del páramo de Berlín.
- La zeolita en aplicación tradicional tiene mejores efectos sobre el co-compostaje de estiércol de pollo y residuos de cebolla de rama que la aplicación en solución acuosa; no obstante, se deben evaluar diferentes concentraciones y momentos de aplicación.
- En condiciones psicrófilas, el biocarbón y la zeolita no tuvieron efectos significativos sobre la calidad del producto de co-compostaje de estiércol de pollo y residuos de cebolla de rama; sin embargo, ambas enmiendas ayudan a aumentar la temperatura en la fase termofílica al promover la degradación de la materia orgánica. La zeolita ayuda a estabilizar el pH y la conductividad eléctrica de la mezcla en las últimas fases del proceso. En futuros estudios se deberían evaluar dosis más altas de estas enmiendas y también su efecto combinado.
- En el contexto del páramo de Berlín es posible realizar co-compostaje de estiércol de pollo y residuos de cebolla de rama sin tener que incluir enmiendas en el proceso y aun así obtener un producto con potencial agronómico que funcione como apoyo a los procesos de fertilización.
- En un primer ciclo de cultivo de rábano es viable implementar compost combinado con NPK como alternativa al uso de estiércol de pollo sin compostar y de fertilizantes sintéticos. Se

debe considerar que los beneficios del compost en el suelo se ven generalmente en el mediano y largo plazo.

- Futuros estudios se deben centrar en las dosis de compost y momentos de aplicación en el cultivo para así reducir paulatinamente el uso de fertilizantes sintéticos y de estiércol de pollo sin compostar sin comprometer el rendimiento de los cultivos a largo plazo. Además, se deberían incluir factores económicos y sociales para definir la mejor opción para los agricultores de la zona de estudio.

## 8. Recomendaciones

- En la herramienta de análisis multicriterio se deberían mapear los posibles co-sustratos y utilizar rangos de valores para los subcriterios y así mejorar la selección.
- Se debería implementar zeolita en suspensión en una mayor concentración y/o aplicarla en diferentes etapas del proceso para verificar si mejoran sus efectos en el co-compostaje de EP y residuos de cebolla de rama.
- En el experimento a escala piloto se recomienda tomar la temperatura interna del invernadero para tener un mejor control de las condiciones del proceso.
- Se recomienda en futuros proyectos aumentar las dosis de biocarbón y zeolita en el co-compostaje de EP y residuos de cebolla de rama.
- Para verificar los efectos del compost en suelos de páramo, se deberían realizar estudios en el mediano y largo plazo. Además, se debería utilizar cebolla de rama como cultivo de prueba, ya que el contexto es el páramo de Berlín.

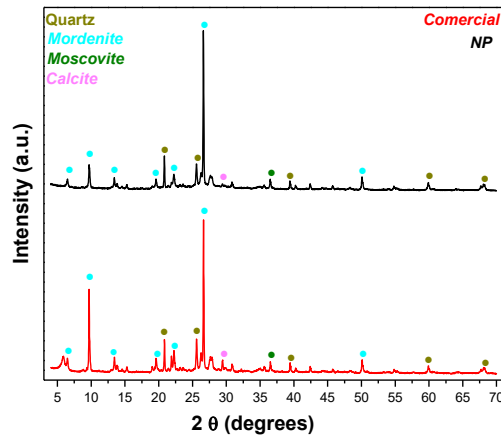
## Apéndices

### Apéndice A. Montaje experimental a escala de laboratorio



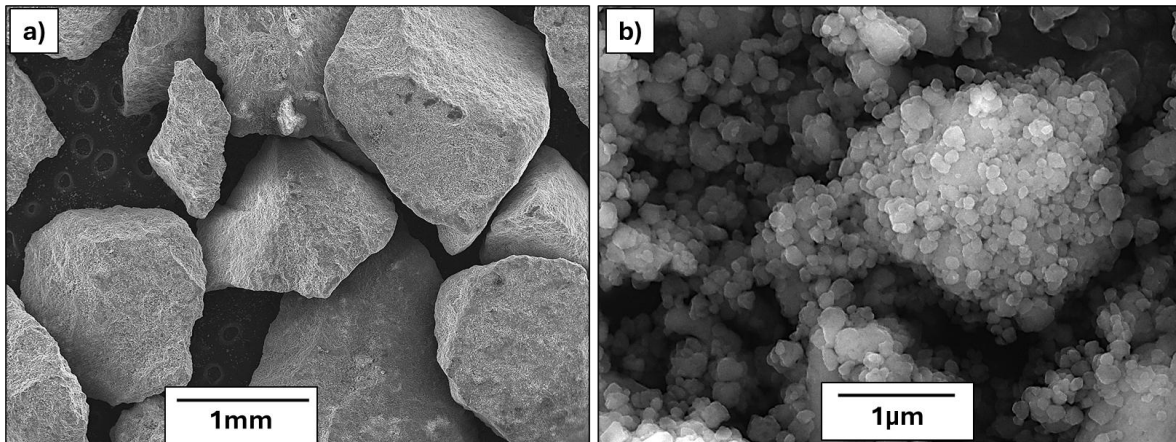
### Apéndice B. Resultado del análisis XRD

Los resultados muestran que el proceso de molienda no afectó de forma significativa la cristalinidad ni las fases presentes del material comercial de partida, el cual está compuesto principalmente por Mordenita (63%), Cuarzo (34%) y en menor cantidad Moscovita y Calcita (3%).



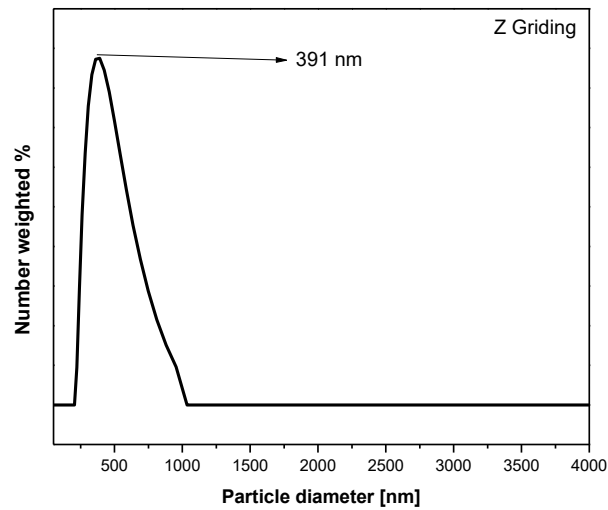
### Apéndice C. Resultados del análisis SEM

Para el compuesto comercial se observan partículas con morfología angulosa de gran tamaño con un tamaño promedio de aproximadamente 2mm. Por otro lado, en la muestra después de la molienda es posible observar que hubo una pérdida de la forma inicial, presentando una reducción de tamaño de alrededor del 99% con respecto al tamaño inicial. Se pueden observar partículas subredondeadas con tamaños de 300 nm, además de la formación de partículas de mayor tamaño a partir de aglomeraciones de partículas más pequeñas (~ 100 nm). Esto se debe a que el uso de bolas de diferentes tamaños puede generar un mayor número de colisiones, lo que se traduce en una mayor energía específica de impacto y una discusión más heterogénea.



**Apéndice D. Resultados del análisis DLS**

Dado que una de las condiciones de se lleva a cabo en un medio acuoso, se realizaron mediciones de tamaño de partícula por DLS. Los resultados muestran un tamaño promedio en suspensión de 391 nm con una distribución heterogénea debido a los fenómenos de aglomeración y el efecto de los diferentes tipos de cuerpos molidores utilizados.



**Apéndice E. Invernadero donde se llevó a cabo el experimento a escala piloto**



**Apéndice F. Montaje experimental diseño de un ciclo de cultivo**



**Apéndice G. Evapotranspiración de referencia y riego en cada ciclo del cultivo del rábano**

ETAPA	Inicial	Desarrollo	Final
Duración (Días)	10	15	10
kc	0.7	0.9	0.85
ETo febrero (mm/día)	3.9		

ETo marzo (mm/día)		3.8	
Riego febrero (mm/día)	2.71	3.49	3.29
Riego marzo (mm/día)	2.69	3.46	3.27

Apéndice H. Calificaciones asignadas y ponderaciones con respecto a los pesos de cada subcriterio en la aplicación de la herramienta multicriterio para la selección de co-sustratos.

Co-sustrato	Humedad	Porosidad	Biodegradabilidad	Nutrientes (C/N)	Requerimientos operacionales	Generación de olores	Potencial de pérdidas de nitrógeno
Residuos cebolla de rama	5	5	5	1	5	3	3
Residuos de alimentos	5	1	3	5	5	1	5
Estiercol bovino	5	1	3	5	5	3	3
Estiércol ovino	1	5	5	1	1	1	3

Ponderaciones con respecto a los pesos de cada subcriterio

Co-sustrato	Humedad	Porosidad	Biodegradabilidad	Nutrientes	Requerimientos operacionales	Generación de olores	Potencial de pérdidas de nitrógeno
Residuos cebolla de rama	0.435	0.116	0.725	0.261	0.319	0.63	0.63
Residuos de alimentos	0.435	0.0232	0.435	1.305	0.319	0.21	1.05
Estiercol bovino	0.435	0.0232	0.435	1.305	0.319	0.63	0.63
Estiércol ovino	0.087	0.116	0.725	0.261	0.0638	0.21	0.63

**Referencias**

- Abd El-Rahim, M. G. M., Sen, D. O. U., Liu, X. I. N., Shuai, X. I. E., Sharaf, A., Alio Moussa, A., Eissa, M. A., Mustafa, A.-R. A., Ali, G. A. M., & HAMED, M. H. (2021). Effect of biochar addition method on ammonia volatilization and quality of chicken manure compost. *Zemdirbyste-Agriculture*, 108(4).
- Agyarko-Mintah, E., Cowie, A., Van Zwieten, L., Singh, B. P., Smillie, R., Harden, S., & Fornasier, F. (2017). Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. *Waste Management*, 61, 129-137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009>
- Alarefee, H. A., Ishak, C. F., Othman, R., & Karam, D. S. (2023). Effectiveness of mixing poultry litter compost with rice husk biochar in mitigating ammonia volatilization and carbon dioxide emission. *Journal of Environmental Management*, 329, 117051-117051. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117051>
- Al-Jabi, L. F., Halalsheh, M., & Badarneh, D. (2008). Conservation of ammonia during food waste composting. *Environmental technology*, 29(10), 1067-1073.
- Álvarez Gutiérrez, R. A., & Urroz Gutiérrez, N. B. (2019). *Evaluación de las propiedades fertilizadoras de un consorcio microbiano en cultivos hortícolas de ciclo corto, en condiciones de invernadero.*
- Andrade, H. J., Segura, M. A., & Canal-Daza, D. S. (2022). Conservation of soil organic carbon in the national park Santuario de Fauna y Flora Iguaque, Boyacá-Colombia. *Forests*, 13(8), 1275.

- Annelie, H. (2001). Ion Exchange of Ammonium in Zeolites: A Literature Review. *Journal of Environmental Engineering*, 127(8), 673-681. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2001\)127:8\(673\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2001)127:8(673))
- Aouass, K., & Kenny, L. (2023). Nitrogen use efficiency and yield of broccoli crop fertilized with compost and synthetic fertilizer in arid region of Morocco. *Bulgarian journal of agricultural science*, 29(2).
- Aremanda, R. B., Debretson, S., Tesfalem, S., & Menghisteab, R. (2023). Competence of Cow Manure as a Sustainable Feedstock for Bioenergy and Biofertilizer Production. *International Journal on Food, Agriculture and Natural Resources*, 4(2), 59-67.
- Awasthi, S. K., Duan, Y., Liu, T., Zhang, Z., Pandey, A., Varjani, S., Awasthi, M. K., & Taherzadeh, M. J. (2021). Can biochar regulate the fate of heavy metals (Cu and Zn) resistant bacteria community during the poultry manure composting? *Journal of Hazardous Materials*, 406, 124593-124593. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124593>
- Aziz, Y., Shah, G. A., & Rashid, M. I. (2019). ZnO nanoparticles and zeolite influence soil nutrient availability but do not affect herbage nitrogen uptake from biogas slurry. *Chemosphere*, 216, 564-575. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.119>
- Barak, P., Jobe, B. O., Krueger, A. R., Peterson, L. A., & Laird, D. A. (1997). Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. *Plant and Soil*, 197(1), 61-69. <https://doi.org/10.1023/A:1004297607070>
- Beffa, T., Blanc, M., & Aragno, M. (1996). Obligately and facultatively autotrophic, sulfur- and hydrogen-oxidizing thermophilic bacteria isolated from hot composts. *Archives of Microbiology*, 165(1), 34-40. <https://doi.org/10.1007/s002030050293>

- Bernal, M. P., Lopez-Real, J. M., & Scott, K. M. (1993). Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a laboratory composting simulator. *Bioresource Technology*, 43(1), 35-39.
- Bian, B., Hu, X., Zhang, S., Lv, C., Yang, Z., Yang, W., & Zhang, L. (2019). Pilot-scale composting of typical multiple agricultural wastes: Parameter optimization and mechanisms. *Bioresource Technology*, 287, 121482-121482.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121482>
- Bueno, P., Yañez, R., Caparrós, S., & Díaz, M. J. (2009). Evaluating environmental parameters for minimum ammonium losses during composting of trimming residues. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59(7), 790-800.
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Orden, L., Pérez-Murcia, M. D., Andreu-Rodríguez, F. J., Martínez-Sabater, E., Pérez-Espinosa, A., Sáez, J. A., & Moral, R. (2025). Uses of Compost. En A. Sánchez, T. Gea, X. Font, A. Artola, R. Barrena, & J. Moral-Vico (Eds.), *Composting: Fundamentals and Recent Advances* (p. 0). Royal Society of Chemistry.  
<https://doi.org/10.1039/9781837673650-00246>
- Cai, R., Zuo, S., Cao, X., Jiang, X., & Xu, C. (2023). Effects of turning frequency on fermentation efficiency and microbial community metabolic function of sheep manure composting on the Qinghai–Tibet Plateau. *Bioresources and Bioprocessing*, 10(1), 53.  
<https://doi.org/10.1186/s40643-023-00675-y>
- Cao, J., Li, R., Qu, H., Wang, P., Fu, J., Gong, Y., & Chen, M. (2025). Effects of Expanded Polytetrafluoroethylene Porous Membrane Covering and Biochar on Nitrogen, Phosphorus, and Potassium Contents in Aerobic Composting. *BioResources*, 20(1), 25-41.

- Celis Vargas, A. D. (2021). Evaluación de los efectos del cambio de uso de suelo y cobertura sobre los servicios de abastecimiento y regulación hídrica ofertados por unidades hidrográficas de páramo seco. *Trabajo de grado de Maestría, Universidad Industrial de Santander.*
- Chan, M. T., Selvam, A., & Wong, J. W. C. (2016). Reducing nitrogen loss and salinity during ‘struvite’ food waste composting by zeolite amendment. *Bioresource Technology, 200*, 838-844. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>
- Chen, H., Awasthi, M. K., Liu, T., Zhao, J., Ren, X., Wang, M., Duan, Y., Awasthi, S. K., & Zhang, Z. (2018). Influence of clay as additive on greenhouse gases emission and maturity evaluation during chicken manure composting. *Bioresource technology, 266*, 82-88.
- Chen, H., Awasthi, S. K., Liu, T., Duan, Y., Ren, X., Zhang, Z., Pandey, A., & Awasthi, M. K. (2020a). Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting. *Journal of Hazardous Materials, 389*, 121908-121908. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121908>
- Chen, H., Awasthi, S. K., Liu, T., Duan, Y., Ren, X., Zhang, Z., Pandey, A., & Awasthi, M. K. (2020b). Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting. *Journal of Hazardous Materials, 389*, 121908. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121908>
- Chen, S., Huang, H., Zhang, J., Xu, Z., Zhu, Y., Liu, Y., Liu, P., & Zhang, L. (2024). Effects of composite microbial agent with straw or sawdust on organic matter degradation, enzyme activity and functional genes during aerobic composting of food waste. *Process Biochemistry, 146*, 423-432. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2024.09.018>
- Chen, X., Zhao, Y., Yang, L., Yang, Y., Wang, L., Wei, Z., & Song, C. (2023). Identifying the specific pathways to improve nitrogen fixation of different straw biochar during chicken

- manure composting based on its impact on the microbial community. *Waste Management*, *170*, 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.07.024>
- Chung, W. J., Chang, S. W., Chaudhary, D. K., Shin, J., Kim, H., Karmegam, N., Govarathanan, M., Chandrasekaran, M., & Ravindran, B. (2021). Effect of biochar amendment on compost quality, gaseous emissions and pathogen reduction during in-vessel composting of chicken manure. *Chemosphere*, *283*, 131129-131129.
- Chung, W., Shim, J., Chang, S. W., & Ravindran, B. (2023). Effect of Biochar Amendments on the Co-Composting of Food Waste and Livestock Manure. *Agronomy*, *13*(1). <https://doi.org/10.3390/agronomy13010035>
- Cui, E., Wu, Y., Zuo, Y., & Chen, H. (2016). Effect of different biochars on antibiotic resistance genes and bacterial community during chicken manure composting. *Bioresource Technology*, *203*, 11-17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.030>
- Cui, H., Ou, Y., Wang, L., Yan, B., Li, Y., & Bao, M. (2021). Critical passivation mechanisms on heavy metals during aerobic composting with different grain-size zeolite. *Journal of Hazardous Materials*, *406*, 124313-124313. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124313>
- Czekała, W., Malińska, K., Cáceres, R., Janczak, D., Dach, J., & Lewicki, A. (2016). Co-composting of poultry manure mixtures amended with biochar – The effect of biochar on temperature and C-CO<sub>2</sub> emission. *Bioresource Technology*, *200*, 921-927. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.019>
- Dang, R., Cai, Y., Li, J., Kong, Y., Jiang, T., Chang, J., Yao, S., Yuan, J., Li, G., & Wang, G. (2024). Biochar reduces gaseous emissions during poultry manure composting: Evidence

- from the evolution of associated functional genes. *Journal of Cleaner Production*, 452, 142060-142060. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142060>
- Daza Torres, M. C. (2014). Aplicación de compost de residuos de flores en suelos ácidos cultivados con maíz (*Zea mays*). *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 23(3), 22-30.
- De Rosa, D., Basso, B., Rowlings, D. W., Scheer, C., Biala, J., & Grace, P. R. (2017). Can organic amendments support sustainable vegetable production? *Agronomy Journal*, 109(5), 1856-1869.
- De Smedt, C., Steppe, K., & Spanoghe, P. (2017). Beneficial effects of zeolites on plant photosynthesis. *Advanced Materials Science*, 2(1), 1-11.
- Delgado Arroyo, M. del M., Miralles de Imperial Hornedo, R., Masaguer Rodríguez, A., & Martín Sánchez, J. V. (2016). Estudio de turbas y residuos avícolas procedentes de pollo de engorde como componente de sustratos de cultivo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 32(4), 455-462.
- Díaz, J. L., Varela, J. D., Ordóñez, W., Solanilla, M., & Bahamón, Á. (2020). Agricultura en páramos: Entre la conservación y los derechos de las comunidades [Agriculture in páramos: Between conservation and the rights of communities](Vol. Políticas Públicas 52, pp. 32). *Bogotá, DC: Foro Nacional Ambiental*.
- Diaz, L. F., De Bertoldi, M., & Bidlingmaier, W. (2011). *Compost science and technology*. Elsevier.
- Doni, S., Peruzzi, E., Manzi, D., Masini, C., Mattii, G. B., Macci, C., & Masciandaro, G. (2024). Co-composting winery waste and zeolite: A sustainable valorisation example. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 26(2), 1086-1101. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01884-5>

Epstein, E. (2017). *The science of composting*. CRC press.

Fan, X., Wei, Y., Song, D., Zhou, T., Li, R., Su, X., Zhang, T., Cheng, S., & Xiao, R. (2025).

Biochar enhanced co-composting for peat-free seedling substrate: A win-win solution for sustainable development of modern vegetable industry. *Process Safety and Environmental Protection*, 194, 1504-1514. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.12.076>

Fecondo, G., Bucciarelli, S., Di Paolo, E., & Ghianni, G. (2015). Biowaste Compost Effects on

Productive and Qualitative Characteristics of Some Field Crops and on Soil Fertility. *Italian Journal of Agronomy*, 10(2), 628. <https://doi.org/10.4081/ija.2015.628>

Feng, M., Wu, X., Qiu, X., & Wang, H. (2023). Influence of Peat and Biochar on Gas Emissions

and Microbial Metabolism During Co-composting of Chicken Manure and Maize Straw. *Waste and Biomass Valorization*, 14(1), 197-208. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-01857-z>

Field, A. C., Sykes, A. R., & Gunn, R. G. (1974). Effects of age and state of incisor dentition on

faecal output of dry matter and on faecal and urinary output of nitrogen and minerals, of sheep grazing hill pastures. *The Journal of Agricultural Science*, 83(1), 151-160. <https://doi.org/10.1017/S0021859600047110>

Foereid, B., Alvarenga, E., Szocs, J., & Makadi, M. (2019). Ammonium Sorbed to Zeolite Is Partly

Available to Wheat in the First Growth Cycle. *Agronomy*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/agronomy9030122>

Francou, C., Poitrenaud, M., & Houot, S. (2005). Stabilization of Organic Matter During

Composting: Influence of Process and Feedstocks. *Compost Science & Utilization*, 13(1), 72-83. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2005.10702220>

- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Osada, T., Kuroda, K., Hanajima, D., Yasuda, T., & Haga, K. (2006). Reduction of Nitrous Oxide Emission from Pig Manure Composting by Addition of Nitrite-Oxidizing Bacteria. *Environmental Science & Technology*, 40(21), 6787-6791. <https://doi.org/10.1021/es0611801>
- Gamze Turan, N., & Nuri Ergun, O. (2007). Ammonia uptake by natural zeolite in municipal solid waste compost. *Environmental progress*, 26(2), 149-156.
- Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., & Sun, Y. (2010). The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology*, 101(6), 1899-1903. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.027>
- Garcia, C., Hernandez, T., Coll, M. D., & Ondoño, S. (2017). Organic amendments for soil restoration in arid and semiarid areas: A review. *Aims environmental science*, 4(5), 640-676.
- Geng, X., Yang, H., Gao, W., Yue, J., Mu, D., & Wei, Z. (2024). Greenhouse gas emission characteristics during kitchen waste composting with biochar and zeolite addition. *Bioresource Technology*, 399, 130575-130575. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130575>
- Gholamhoseini, M., Ghalavand, A., Khodaei-Joghan, A., Dolatabadian, A., Zakikhani, H., & Farmanbar, E. (2013). Zeolite-amended cattle manure effects on sunflower yield, seed quality, water use efficiency and nutrient leaching. *Soil and Tillage Research*, 126, 193-202.
- Gigliotti, G., Proietti, P., Said-Pullicino, D., Nasini, L., Pezzolla, D., Rosati, L., & Porceddu, P. R. (2012). Co-composting of olive husks with high moisture contents: Organic matter

- dynamics and compost quality. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 67, 8-14. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2011.11.009>
- Glushakova, A., Kachalkin, A., & Rodionova, E. (2023). Hydrolytic enzyme production and susceptibility to antifungal compounds of opportunistic *Candida parapsilosis* strains isolated from Cucurbitaceae and Rosaceae fruits. *Applied Microbiology*, 3(1), 199-211.
- Godlewska, P., Schmidt, H. P., Ok, Y. S., & Oleszczuk, P. (2017). Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresource Technology*, 246, 193-202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>
- Gómez-Álvarez, R., Lázaro-Jerónimo, G., & León-Nájera, J. (2008). Producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y rábano (*Rhabanus sativus* L.) en huertos biointensivos en el trópico húmedo de Tabasco. *Universidad y ciencia*, 24(1), 11-20.
- Gong, X., Li, S., Sun, X., Zhang, L., Zhang, T., & Wei, L. (2017). Maturation of green waste compost as affected by inoculation with the white-rot fungi *Trametes versicolor* and *Phanerochaete chrysosporium*. *Environmental Technology*, 38(7), 872-879. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1214622>
- Gou, C., Wang, Y., Zhang, X., Lou, Y., & Gao, Y. (2017). Inoculation with a psychrotrophic-thermophilic complex microbial agent accelerates onset and promotes maturity of dairy manure-rice straw composting under cold climate conditions. *Bioresource Technology*, 243, 339-346. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.097>
- Haider, K. M., Focsa, C., Decuq, C., Esnault, B., Lafouge, F., Loubet, B., Petitprez, D., & Ciuraru, R. (2024). Chemical characterization of volatile organic compounds emitted by animal manure. *Journal of Environmental Management*, 364, 121453. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121453>

- Hasnain, M., Chen, J., Ahmed, N., Memon, S., Wang, L., Wang, Y., & Wang, P. (2020). The Effects of Fertilizer Type and Application Time on Soil Properties, Plant Traits, Yield and Quality of Tomato. *Sustainability*, *12*(21). <https://doi.org/10.3390/su12219065>
- Haug, R. (1993a). *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers.
- Haug, R. (1993b). *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers.
- He, Q., Li, G., Zhang, Y., & Lin, X. (2005). N loss and its characteristics during high temperature composting. *Journal of Agro-Environment Science*, *24*(1), 169-173.
- Heard, C. J., Grajciar, L., Uhlík, F., Shamzhy, M., Opanasenko, M., Čejka, J., & Nachtigall, P. (2020). Zeolite (In)Stability under Aqueous or Steaming Conditions. *Advanced Materials*, *32*(44), 2003264-2003264. <https://doi.org/10.1002/adma.202003264>
- Hemidat, S., Jaar, M., Nassour, A., & Nelles, M. (2018). Monitoring of Composting Process Parameters: A Case Study in Jordan. *Waste and Biomass Valorization*, *9*(12), 2257-2274. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0197-x>
- Hernández-Gomez, A. M. (2017). *Evaluación del proceso del compostaje de pollinaza fresca y otros materiales orgánicos generados en el Páramo de Berlín*. Universidad Industrial de Santander.
- Hernández-Rodríguez, O. A., Ojeda-Barrios, D. L., López-Díaz, J. C., & Arras-Vota, A. M. (2010). Abonos orgánicos y su efecto en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo: Effect of organic fertilizer on physical, chemical and biological soil properties. *Tecnociencia Chihuahua*, *4*(1), 1-6.
- Hidayat, E., Mitoma, Y., & Harada, H. (2021). Analysing the Effect of Coffee Husk Compost on Soil Quality and Yield of Radish Green (*Raphanus sativus* var. *Caudatus*) Under Greenhouse Conditions. *Cutting-edge Research in Agricultural Sciences*, *11*, 120-129.

- Hoang, H. G., Thuy, B. T. P., Lin, C., Vo, D.-V. N., Tran, H. T., Bahari, M. B., Le, V. G., & Vu, C. T. (2022). The nitrogen cycle and mitigation strategies for nitrogen loss during organic waste composting: A review. *Chemosphere*, *300*, 134514-134514. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134514>
- Hu, K., Xu, S., Chen, D., Gao, Y., Zhao, Y., Hu, Y., & Wang, X. (2022). Effects of Expanded Perlite on the Composting of Sheep Manure and Jujube Branch: Nitrogen Conservation and Organic Matter Degradation. *Compost Science & Utilization*, *30*(1-4), 15-28.
- Huang, G. F., Wong, J. W. C., Wu, Q. T., & Nagar, B. B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*, *24*(8), 805-813. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.011>
- Huang, W., Shi, H., Weng, Q., Ding, S., & Lou, L. (2024). Disparities and mechanisms of carbon and nitrogen conversion during food waste composting with different bulking agents. *Journal of Environmental Management*, *351*, 119629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119629>
- Hwang, H. Y., Kim, S. H., Kim, M. S., Park, S. J., & Lee, C. H. (2020). Co-composting of chicken manure with organic wastes: Characterization of gases emissions and compost quality. *Applied Biological Chemistry*, *63*(1), 3-3. <https://doi.org/10.1186/s13765-019-0483-8>
- ICONTEC. (2022a). Norma Técnica Colombiana 5167. Productos para la Industria Agrícola, Productos Orgánicos Usados como Abonos o Fertilizantes y Enmiendas de Suelo. *Stat*, *5167*.
- ICONTEC. (2022b). Norma Técnica Colombiana 5167. Productos para la Industria Agrícola, Productos Orgánicos Usados como Abonos o Fertilizantes y Enmiendas de Suelo. *Stat*, *5167*.

- Insam, H., & de Bertoldi, M. (2007). Chapter 3 Microbiology of the composting process. En L. F. Diaz, M. de Bertoldi, W. Bidlingmaier, & E. B. T.-W. M. S. Stentiford (Eds.), *Compost Science and Technology* (Vol. 8, pp. 25-48). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6)
- Insam, H., Klammsteiner, T., & Gómez-Brandòn, M. B. T.-R. M. in E. S. and E. S. (2023). *Biology of compost*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00178-6>
- Instituto Humboldt. (2014). *Aportes a la delimitación de páramos—Complejo de Páramos Jurisdicciones Santurbán-Berlín*. 60-60.
- Instituto Nacional de Normalización (INN). (2004). *Norma Chilena para compost, clasificación y requisitos*.
- Ishfaq, M., Wang, Y., Yan, M., Wang, Z., Wu, L., Li, C., & Li, X. (2022). Physiological essence of magnesium in plants and its widespread deficiency in the farming system of China. *Frontiers in plant science*, *13*, 802274.
- Islam, M. R., Oliullah, K., Kabir, M. M., Alom, M., & Mridha, M. F. (2023). Machine learning enabled IoT system for soil nutrients monitoring and crop recommendation. *Journal of Agriculture and Food Research*, *14*, 100880-100880. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100880>
- Issarakraisila, M., Ma, Q., & Turner, D. W. (2007). Photosynthetic and growth responses of juvenile Chinese kale (*Brassica oleracea* var. *Alboglabra*) and Caisin (*Brassica rapa* subsp. *Parachinensis*) to waterlogging and water deficit. *Scientia horticulturae*, *111*(2), 107-113.
- Issoufa, B. B., Ibrahim, A., & Abaidoo, R. C. (2020). Agronomic and economic benefits of integrated nutrient management options for cowpea production. *Experimental Agriculture*, *56*(3), 440-452. Cambridge Core. <https://doi.org/10.1017/S0014479720000071>

- Janczak, D., Malińska, K., Czekala, W., Cáceres, R., Lewicki, A., & Dach, J. (2017). Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw. *Waste Management*, 66, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.033>
- Jha, V. K., & Hayashi, S. (2009). Modification on natural clinoptilolite zeolite for its NH<sub>4</sub><sup>+</sup> retention capacity. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1-3), 29-35.
- Jia, P., Huang, Y., Zhang, H., Huang, Q., Chen, J., Feng, L., Tuo, Y., Yuan, L., & Xie, J. (2024). Variation of microbial necromass carbon and its potential relationship with humification during composting of chicken manure with and without biochar addition. *Bioresource Technology*, 409, 131258-131258. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131258>
- Jia, X., Wang, M., Yuan, W., Shah, S., Shi, W., Meng, X., Ju, X., & Yang, B. (2016). N<sub>2</sub>O emission and nitrogen transformation in chicken manure and biochar co-composting. *Transactions of the ASABE*, 59(5), 1277-1283.
- Jiang, X., Deng, L., Meng, Q., Sun, Y., Han, Y., Wu, X., Sheng, S., Zhu, H., Ayodeji, B., Egbeagu, U. U., & Xu, X. (2020). Fungal community succession under influence of biochar in cow manure composting. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), 9658-9668. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07529-1>
- Jiang-ming, Z. (2017). Effect of turning frequency on co-composting pig manure and fungus residue. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 67(3), 313-321. <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1232666>
- Jiao, M., Liu, T., Chen, X., Ren, X., & Zhang, Z. (2022). Chapter 9—Biochar for clean composting and organic fertilizer production. En D. C. W. Tsang & Y. S. Ok (Eds.), *Biochar in*

*Agriculture for Achieving Sustainable Development Goals* (pp. 105-116). Academic Press.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85343-9.00012-4>

Kästner, M., & Miltner, A. (2016). Application of compost for effective bioremediation of organic contaminants and pollutants in soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *100*(8), 3433-3449. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7378-y>

Kato, K., Miura, N., Tabuchi, H., & Nioh, I. (2005). Evaluation of maturity of poultry manure compost by phospholipid fatty acids analysis. *Biology and fertility of soils*, *41*(6), 399-410.

Kebrom, T. H., Douglas, R., Bandara, S., Woldeesenbet, S., Carson, L., & Kidane, N. (2020). Identification of Phytotoxic Levels of Copper and Nickel in Commercial Organic Soil Amendments Recycled from Poultry Farms and Municipal Wastes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *105*(6), 921-926. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03030-5>

Khan, M., & Sharif, M. (2012). Solubility enhancement of phosphorus from rock phosphate through composting with poultry litter. *Sarhad J. Agric*, *28*(3), 415-420.

Khan, N., Clark, I., Sánchez-Monedero, M. A., Shea, S., Meier, S., & Bolan, N. (2014). Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresource Technology*, *168*, 245-251. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.123>

Kong, Y., Zhang, J., Zhang, X., Gao, X., Yin, J., Wang, G., Li, J., Li, G., Cui, Z., & Yuan, J. (2024). Applicability and limitation of compost maturity evaluation indicators: A review. *Chemical Engineering Journal*, *489*, 151386-151386. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.151386>

Kumar Awasthi, M., Chen, H., Duan, Y., Liu, T., Kumar Awasthi, S., Wang, Q., Pandey, A., & Zhang, Z. (2019). An assessment of the persistence of pathogenic bacteria removal in

- chicken manure compost employing clay as additive via meta-genomic analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 366, 184-191. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.108>
- Kumari, S., Manyapu, V., & Kumar, R. (2022). 9—Recent advances in composting and vermicomposting techniques in the cold region: Resource recovery, challenges, and way forward (C. Hussain & S. B. T.-A. O. W. M. Hait, Eds.; pp. 131-154). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85792-5.00005-8>
- Labrador, J. (2012). Avances en el conocimiento de la dinámica de la materia orgánica dentro de un contexto agroecológico. *Agroecología*, 7(1), 91-108.
- Lanna, N. B. L., Silva, P. N. L., Colombari, L. F., Corrêa, C. V., & Cardoso, A. I. I. (2018). Residual effect of organic fertilization on radish production. *Horticultura Brasileira*, 36(1), 47-53.
- Latifah, O., Ahmed, O. H., Susilawati, K., & Majid, N. M. (2015). Compost maturity and nitrogen availability by co-composting of paddy husk and chicken manure amended with clinoptilolite zeolite. *Waste Management & Research*, 33(4), 322-331. <https://doi.org/10.1177/0734242X15576771>
- Levy-Booth, D. J., Prescott, C. E., & Grayston, S. J. (2014). Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 75, 11-25. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.021>
- Li, D., Yuan, J., Ding, J., Wang, H., Shen, Y., & Li, G. (2022). Effects of carbon/nitrogen ratio and aeration rate on the sheep manure composting process and associated gaseous emissions. *Journal of Environmental Management*, 323, 116093. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116093>

- Li, H., Wu, W., Min, X., Zhan, W., Fang, T., Dong, X., & Shi, Y. (2021). Immobilization and assessment of heavy metals in chicken manure compost amended with rice straw-derived biochar. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 33(1), 1-10.
- Li, L., Liu, Y., Kong, Y., Zhang, J., Shen, Y., Li, G., Wang, G., & Yuan, J. (2023). Relating bacterial dynamics and functions to greenhouse gas and odor emissions during facultative heap composting of four kinds of livestock manure. *Journal of Environmental Management*, 345, 118589-118589. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118589>
- Li, R., Wang, Q., Zhang, Z., Zhang, G., Li, Z., Wang, L., & Zheng, J. (2015). Nutrient transformation during aerobic composting of pig manure with biochar prepared at different temperatures. *Environmental Technology*, 36(7), 815-826. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.963692>
- Li, Y., Ma, J., Yong, X., Luo, L., Wong, J. W. C., Zhang, Y., Wu, H., & Zhou, J. (2022). Effect of biochar combined with a biotrickling filter on deodorization, nitrogen retention, and microbial community succession during chicken manure composting. *Bioresource Technology*, 343, 126137-126137. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126137>
- Liang, K., Zhong, X., Huang, N., Lampayan, R. M., Liu, Y., Pan, J., Peng, B., Hu, X., & Fu, Y. (2017). Nitrogen losses and greenhouse gas emissions under different N and water management in a subtropical double-season rice cropping system. *Science of the Total Environment*, 609, 46-57.
- Lim, S.-S., Park, H.-J., Hao, X., Lee, S.-I., Jeon, B.-J., Kwak, J.-H., & Choi, W.-J. (2017). Nitrogen, carbon, and dry matter losses during composting of livestock manure with two bulking agents as affected by co-amendments of phosphogypsum and zeolite. *Ecological Engineering*, 102, 280-290. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.031>

- Lin, C., Cheruiyot, N. K., Hoang, H.-G., Le, T.-H., Tran, H.-T., & Bui, X.-T. (2021). Benzophenone biodegradation and characterization of malodorous gas emissions during co-composting of food waste with sawdust and mature compost. *Environmental Technology & Innovation*, *21*, 101351-101351.
- Liu, C., & Lo, K. V. (2001). Ammonia removal from compost leachate using zeolite. II. A study using continuous flow packed columns. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, *36*(5), 667-675.
- Liu, H., Wang, L., & Lei, M. (2019). Positive impact of biochar amendment on thermal balance during swine manure composting at relatively low ambient temperature. *Bioresource Technology*, *273*, 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.033>
- Liu, N., Zhou, J., Han, L., Ma, S., Sun, X., & Huang, G. (2017). Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting. *Bioresource Technology*, *241*, 190-199. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.144>
- Liu, Y., Xu, J., Li, X., Zhou, W., Cui, X., Tian, P., Yu, H., & Wang, X. (2024). Synergistic effects of Fe-based nanomaterial catalyst on humic substances formation and microplastics mitigation during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, *395*, 130371-130371. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130371>
- López, M., Huerta-Pujol, O., Girón, C., & Bustamante, M. Á. (2025). Quality and Characterization: Understanding the Meaning of Compost Quality. En A. Sánchez, T. Gea, X. Font, A. Artola, R. Barrena, & J. Moral-Vico (Eds.), *Composting: Fundamentals and Recent Advances* (p. 0). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/9781837673650-00205>

- López Salmerón, G. J., & García Espinoza, C. A. (2020). *Evaluación de tres fertilizantes orgánicos en el crecimiento y rendimiento del cultivo de Rábano (Raphanus sativus L.) en el Centro Experimental Las Mercedes UNA, 2020.*
- Mahmoud, A. W. M., Abdeldaym, E. A., Abdelaziz, S. M., El-Sawy, M. B. I., & Mottaleb, S. A. (2020). Synergetic Effects of Zinc, Boron, Silicon, and Zeolite Nanoparticles on Confer Tolerance in Potato Plants Subjected to Salinity. *Agronomy*, 10(1). <https://doi.org/10.3390/agronomy10010019>
- Mahmoud, Y. A., Saleh, M. M. E., Ebadah, I. M. A., Moawad, S. S., & Abdel-Razek, A. S. (2021). Influence of Organic Soil Fertilization on the Population of two Insect Pests and the Productivity of Tomato Plants in a Plastic Greenhouse. *Pakistan Journal of Life & Social Sciences*, 19(2).
- Maleki, S., Ranjbar, F., Beheshti-Alagha, A., & Sharifi, R. (2023). Release Kinetics of Carbon, Nitrogen, Phosphorus, and Potassium During Co-composting of Poultry Manure Mixed with Different Ratios of Wheat Straw and Zeolite. *Waste and Biomass Valorization*, 14(1), 57-68. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-01852-4>
- Manirakiza, N., & Şeker, C. (2020). Effects of compost and biochar amendments on soil fertility and crop growth in a calcareous soil. *Journal of Plant Nutrition*, 43(20), 3002-3019. <https://doi.org/10.1080/01904167.2020.1806307>
- Manolikaki, I., & Diamadopoulos, E. (2019). Positive Effects of Biochar and Biochar-Compost on Maize Growth and Nutrient Availability in Two Agricultural Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 50(5), 512-526. <https://doi.org/10.1080/00103624.2019.1566468>

- Manu, M. K., Kumar, R., & Garg, A. (2017). Performance assessment of improved composting system for food waste with varying aeration and use of microbial inoculum. *Bioresource Technology*, *234*, 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.023>
- Margina, Y., Troegubov, A., Kulikova, Y., & Sliusar, N. (2023). Composting Old Bark and Wood Waste in Cold Weather Conditions. *Sustainability*, *15*(14). <https://doi.org/10.3390/su151410768>
- McCartney, D., & Eftoda, G. (2005). Windrow composting of municipal biosolids in a cold climate. *Journal of environmental engineering and science*, *4*(5), 341-352.
- Meng, Q., Yang, W., Men, M., Bello, A., Xu, X., Xu, B., Deng, L., Jiang, X., Sheng, S., Wu, X., Han, Y., & Zhu, H. (2019). Microbial Community Succession and Response to Environmental Variables During Cow Manure and Corn Straw Composting. *Frontiers in Microbiology*, *Volume 10-2019*. <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2019.00529>
- Mohamed, R. E., Mohamed, L. M. M., & Abdelmalik, E. M. (2023). Comparative study on organic and inorganic fertilizers and their effects on growth and yield of tomato and cucumber under greenhouse conditions. *Chemical and Natural Resources Engineering Journal (Formally known as Biological and Natural Resources Engineering Journal)*, *7*(1), 90-99.
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F., & Bernal, M. P. (2009). Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology*, *100*(22), 5454-5460.
- Mosquera, G. M., Hofstede, R., Bremer, L. L., Asbjornsen, H., Carabajo-Hidalgo, A., Célleri, R., Crespo, P., Esquivel-Hernández, G., Feyen, J., Manosalvas, R., Marín, F., Mena-Vásconez, P., Montenegro-Díaz, P., Ochoa-Sánchez, A., Pesántez, J., Riveros-Iregui, D. A., & Suárez,

- E. (2023). Frontiers in páramo water resources research: A multidisciplinary assessment. *Science of The Total Environment*, 892, 164373-164373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164373>
- Muhammad, J., Khan, S., Lei, M., Khan, M. A., Nawab, J., Rashid, A., Ullah, S., & Khisro, S. B. (2020). Application of poultry manure in agriculture fields leads to food plant contamination with potentially toxic elements and causes health risk. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 100909-100909. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100909>
- Nagchaudhuri, A., Pandya, J., Nnebedum, B., Mitra, M., & Nindo, C. (2023). *Leveraging Smart Farming Technologies for Optimal pH Adjustments With Variable Rate Lime Application*. 87356, V007T07A009-V007T07A009.
- Naranjo Barrios, J. D. (2025). *Análisis de la gestión del agua para riego de una unidad productiva de cebolla larga (Allium fistulosum) bajo las condiciones agroclimáticas del páramo de Berlín (Santander – Colombia)*. Universidad Industrial de Santander.
- Nobrega de Almeida Jr, J., Campos, S. V., Thomaz, D. Y., Thomaz, L., de Almeida, R. K. G., Del Negro, G. M. B., Gimenes, V. F., Grenfell, R. C., Motta, A. L., & Rossi, F. (2018). Candida blankii: An emergent opportunistic yeast with reduced susceptibility to antifungals. *Emerging microbes & infections*, 7(1), 1-3.
- Oviedo Ocaña, E. R. (2015). *Estrategias para la optimización del proceso y la calidad del producto del compostaje de biorresiduos en municipios menores de países en desarrollo*.
- Oviedo-Ocaña, E. R., Hernández-Gómez, A., Dominguez, I., Alexis Parra-Orobio, B., Soto-Paz, J., & Sánchez, A. (2022). Evaluation of Co-Composting as an Alternative for the Use of Agricultural Waste of Spring Onions, Chicken Manure and Bio-Waste Produced in Moorland Ecosystems. *Sustainability*, 14(14), 8720-8720.

- Oviedo-Ocaña, E. R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., Hoyos, L. V., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., & Sanchez, A. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, *44*, 63-71.
- Parra-Orobio, B. A., Soto-Paz, J., Hernández-Cruz, J. A., Gómez-Herreño, M. C., Domínguez-Rivera, I. C., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2023a). Evaluation of Biochar as an Additive in the Co-Composting of Green Waste and Food Waste. En *Sustainability* (Vol. 15, Número 9). <https://doi.org/10.3390/su15097437>
- Parra-Orobio, B. A., Soto-Paz, J., Hernández-Cruz, J. A., Gómez-Herreño, M. C., Domínguez-Rivera, I. C., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2023b). Evaluation of Biochar as an Additive in the Co-Composting of Green Waste and Food Waste. *Sustainability*, *15*(9). <https://doi.org/10.3390/su15097437>
- Pellejero, G., Migliarina, A., Aschkar, G., Turcato, M., & Jiménez-Ballesta, R. (2017). Effects of the onion residue compost as an organic fertilizer in a vegetable culture in the Lower Valley of the Rio Negro. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, *6*(2), 159-166. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0164-8>
- Peng, S., Li, H., Song, D., Lin, X., & Wang, Y. (2018). Influence of zeolite and superphosphate as additives on antibiotic resistance genes and bacterial communities during factory-scale chicken manure composting. *Bioresource Technology*, *263*, 393-401. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.107>
- Peng, S., Li, H., Xu, Q., Lin, X., & Wang, Y. (2019). Addition of zeolite and superphosphate to windrow composting of chicken manure improves fertilizer efficiency and reduces

- greenhouse gas emission. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 36845-36856.
- Porta, J., López-Acevedo, M., & Roquero, C. (1999). *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente*. 2da. Ed. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, Barcelona, México.
- Qian, X., Gu, J., Sun, W., Wang, X.-J., Su, J.-Q., & Stedfeld, R. (2018). Diversity, abundance, and persistence of antibiotic resistance genes in various types of animal manure following industrial composting. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 716-722. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.11.020>
- Qu, J., Zhang, L., Zhang, X., Gao, L., & Tian, Y. (2020). Biochar combined with gypsum reduces both nitrogen and carbon losses during agricultural waste composting and enhances overall compost quality by regulating microbial activities and functions. *Bioresource Technology*, 314, 123781-123781. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123781>
- Ramírez-Guerrero, H., & Meza-Figueroa, C. (2014). Fortalecimiento de la producción de papa y su transición ecológica con el uso de fertilización orgánica. *Rev. Fac. Agron, Supl 1*, 1-11.
- Ravindran, B., & Mkeni, P. N. S. (2016). Bio-optimization of the carbon-to-nitrogen ratio for efficient vermicomposting of chicken manure and waste paper using *Eisenia fetida*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(17), 16965-16976. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6873-0>
- Rehman, K. ur, Cai, M., Xiao, X., Zheng, L., Wang, H., Soomro, A. A., Zhou, Y., Li, W., Yu, Z., & Zhang, J. (2017). Cellulose decomposition and larval biomass production from the co-digestion of dairy manure and chicken manure by mini-livestock (*Hermetia illucens* L.). *Journal of Environmental Management*, 196, 458-465. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.047>

- Restrepo, A., Medina, E., Pérez-Espinosa, A., Agulló, E., Bustamante, M., Mininni, C., Bernal, M., & Moral, R. (2013). Substitution of peat in horticultural seedlings: Suitability of digestate-derived compost from cattle manure and maize silage codigestion. *Communications in soil science and plant analysis*, 44(1-4), 668-677.
- Reyes-Torres, M., Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Komilis, D., & Sánchez, A. (2018). A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management*, 77, 486-499.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037>
- Rey-Romero, D. C., Daza-Torres, M. C., Sanchez-Torres, V., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2025). Effects of green onion (*Allium fistulosum*) cropping on topsoil nitrogen species contents in a Páramo ecosystem. *Geoderma Regional*, 41, e00958-e00958.  
<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2025.e00958>
- Rey-Romero, D. C., Domínguez, I., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2022). Effect of agricultural activities on surface water quality from páramo ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-22.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., & Swings, J. (2003). A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of microbiology*, 53(4), 349-410.
- Rynk, R., Van de Kamp, M., Willson, G. B., Singley, M. E., Richard, T. L., Kolega, J. J., Gouin, F. R., Laliberty, L., Kay, D., & Murphy, D. (1992). *On-farm composting handbook (NRAES 54)*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service (NRAES).

- Saldarriaga Elorza, J. F. (2010). *Compuestos orgánicos volátiles (VOCs) en el proceso de compostaje de los residuos sólidos urbanos con separación en la fuente y su efecto en la salud humana.*
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., & Bernal, M. P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78(3), 301-308.  
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1)
- Shan, G., Li, W., Liu, J., Zhu, L., Hu, X., Yang, W., Tan, W., & Xi, B. (2023). Nitrogen loss, nitrogen functional genes, and humification as affected by hydrochar addition during chicken manure composting. *Bioresource Technology*, 369, 128512-128512.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128512>
- Shen, C., Shangguan, H., Fu, T., Mi, H., Lin, H., Huang, L., & Tang, J. (2024). Electric field-assisted aerobic co-composting of chicken manure and kitchen waste: Ammonia mitigation and maturation enhancement. *Bioresource Technology*, 391, 129931-129931.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129931>
- Singh, P. K., Srichandan, H., Ojha, S. K., Pattnaik, R., Verma, S. K., Pal, S., Singh, J., & Mishra, S. (2021). Evaluation of biomethane potential of codigested sheep manure and kitchen refuse. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-11.
- Soca, M., & Daza-Torres, M. C. (2016). Evaluation of particle size fractions and doses of zeolot for agriculture. *Agrociencia*, 50(8), 965-976.
- Soobhany, N. (2018). Assessing the physicochemical properties and quality parameters during composting of different organic constituents of Municipal Solid Waste. *Journal of*

*Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 1979-1988.

<https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.02.049>

Soto-Paz, J., Oviedo-Ocaña, E. R., Manyoma, P. C., Gaviría-Cuevas, J. F., Marmolejo-Rebellón, L. F., Torres-Lozada, P., Sánchez, A., & Komilis, D. (2019). A multi-criteria decision analysis of co-substrate selection to improve biowaste composting: A mathematical model applied to Colombia. *Environmental Processes*, 6(3), 673-694.

Soudejani, H. T., Kazemian, H., Inglezakis, V. J., & Zorpas, A. A. (2019). Application of zeolites in organic waste composting: A review. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 22, 101396-101396. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101396>

Staub, M., Galietti, B., Oxarango, L., Khire, M. V., & Gourc, J. P. (2009). *Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory-scale tests*. 10-13.

Stutzenberger, F. J., Kaufman, A. J., & Lossin, R. D. (1970). Cellulolytic activity in municipal solid waste composting. *Canadian Journal of Microbiology*, 16(7), 553-560.

Suárez, C. A., Álvarez, M. Y., & Villalba, R. (2008). *Conservación y manejo sostenible del Páramo de Berlín—Unidad Biogeográfica de Santurbán, mediante declaratoria de un área de manejo especial. Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB)*.

Suzuki, M., Kubo, K., Hachinohe, M., Sato, T., Tsukada, H., Yamaguchi, N., Watanabe, T., Maruyama, H., & Shinano, T. (2024). Effects of cattle manure compost application on crop growth and soil-to-crop transfer of cesium in a physically radionuclide-decontaminated field. *Science of The Total Environment*, 908, 167939-167939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167939>

- Tabrika, I., Azim, K., Mayad, E. H., & Zaafrani, M. (2020). Composting of tomato plant residues: Improvement of composting process and compost quality by integration of sheep manure. *Organic Agriculture, 10*, 229-242.
- Taheri Soudejani, H., Heidarpour, M., Shayannejad, M., Kazemian, H., Shariatmadari, H., & Afuni, M. (2019). Improving Quality of Municipal Solid Waste Compost through Mg-Modified Zeolite TT. *mdrsjrnns, 21*(3), 747-760.
- Tittarelli, F., Rea, E., Verrastro, V., Pascual, J., Canali, S., Ceglie, F., Trinchera, A., & Rivera, C. (2009). Compost-based nursery substrates: Effect of peat substitution on organic melon seedlings. *Compost Science & Utilization, 17*(4), 220-228.
- Toumpeli, A., Pavlatou-Ve, A. K., Kostopoulou, S. K., Mamolos, A. P., Siomos, A. S., & Kalburtji, K. L. (2013). Composting *Phragmites australis* Cav. Plant material and compost effects on soil and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) growth. *Journal of Environmental Management, 128*, 243-251.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.061>
- Uruchi Cahuaya, A. B. (2018). *Evaluacion de tres fuentes de sustratos en la produccion de humus de lombriz roja (Eisenia foetida) en el canton Santiago de Llallagua comunidad Juiracollo provincia Aroma departamento de La Paz.*
- Van Soest, P. J., Robertson, J. B., & Lewis, B. A. (1991). Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. *Journal of Dairy Science, 74*(10), 3583-3597. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2)
- Venglovsky, J., Sasakova, N., Vargova, M., Pacajova, Z., Placha, I., Petrovsky, M., & Harichova, D. (2005). Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. *Bioresource technology, 96*(2), 181-189.

- Villasenor, J., Rodriguez, L., & Fernandez, F. J. (2011). Composting domestic sewage sludge with natural zeolites in a rotary drum reactor. *Bioresource technology*, *102*(2), 1447-1454.
- Wang, B., Zhang, P., Guo, X., Bao, X., Tian, J., Li, G., & Zhang, J. (2024). Contribution of zeolite to nitrogen retention in chicken manure and straw compost: Reduction of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O emissions and increase of nitrate. *Bioresource Technology*, *391*, 129981-129981. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129981>
- Wang, G., Kong, Y., Yang, Y., Ma, R., Shen, Y., Li, G., & Yuan, J. (2022). Superphosphate, biochar, and a microbial inoculum regulate phytotoxicity and humification during chicken manure composting. *Science of The Total Environment*, *824*, 153958-153958. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153958>
- Wang, H., Lu, Y., Xu, J., Liu, X., & Sheng, L. (2021). Effects of additives on nitrogen transformation and greenhouse gases emission of co-composting for deer manure and corn straw. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*(10), 13000-13020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11302-0>
- Wang HaiHou, W. H., He Xu, H. X., Tao YueYue, T. Y., Jin MeiJuan, J. M., Lu ChangYing, L. C., Shi LinLin, S. L., Zhou XinWei, Z. X., & Shen MingXing, S. M. (2019). *Effect of carbonaceous amendment on nitrogen loss during the aerobic composting of sheep manure.*
- Wang, J., Hong, S., Wang, B., Shen, X., Wen, J.-L., & Yuan, T.-Q. (2023). Harnessing zeolite catalyst for the cleavage of targeted chemical bonds in lignin. *Chem Catalysis*, *3*(11).
- Wang, K., Li, X., He, C., Chen, C.-L., Bai, J., Ren, N., & Wang, J.-Y. (2014). Transformation of dissolved organic matters in swine, cow and chicken manures during composting. *Bioresource technology*, *168*, 222-228.

- Wang, K., Wu, Y., Li, W., Wu, C., & Chen, Z. (2018). Insight into effects of mature compost recycling on N<sub>2</sub>O emission and denitrification genes in sludge composting. *Bioresource Technology*, *251*, 320-326. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.077>
- Wang, L., Wang, L., Wang, D., & Li, J. (2014). Isolation and Application of Thermophilic and Psychrophilic Microorganisms in the Composting Process. *Waste and Biomass Valorization*, *5*(3), 433-440. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9253-8>
- Wang, W., Liu, B., & Kodur, V. (2013). Effect of temperature on strength and elastic modulus of high-strength steel. *Journal of materials in civil engineering*, *25*(2), 174-182.
- Waqas, M., Nizami, A. S., Aburiazaiza, A. S., Barakat, M. A., Asam, Z. Z., Khattak, B., & Rashid, M. I. (2019). Untapped potential of zeolites in optimization of food waste composting. *Journal of Environmental Management*, *241*, 99-112. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.014>
- Weber, K., & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *Fuel*, *217*, 240-261.
- Wei, L., Shutao, W., Jin, Z., & Tong, X. (2014). Biochar influences the microbial community structure during tomato stalk composting with chicken manure. *Bioresource technology*, *154*, 148-154.
- Wei, Y., Wang, J., Chang, R., Zhan, Y., Wei, D., Zhang, L., & Chen, Q. (2021). Composting with biochar or woody peat addition reduces phosphorus bioavailability. *Science of The Total Environment*, *764*, 142841-142841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142841>
- Williams, R. T., & Marks, P. J. (1991). Optimization of composting for explosives contaminated soil. Final Report. *US Army Toxic and Hazardous Materials Agency, Aberdeen Proving Ground, MD, Report No. CETHA-TS-CR-91053*.

- Wong, J. A. C., Garza, H. M. Q., & Morales, C. T. B. (2003). Nitrógeno disponible y desarrollo del ballico anual. I. Producción, calidad del forraje y acumulación de nitratos. *Terra Latinoamericana*, 21(2), 285-295.
- Wu, X., Ren, L., Luo, L., Zhang, J., Zhang, L., & Huang, H. (2020). Bacterial and Fungal Community Dynamics and Shaping Factors During Agricultural Waste Composting with Zeolite and Biochar Addition. *Sustainability*, 12(17). <https://doi.org/10.3390/su12177082>
- Xiong, S., Liu, Y., Zhang, H., Xu, S., Li, S., Fan, X., Chen, R., Ding, G., Li, J., & Wei, Y. (2023). Effects of chemical additives and mature compost on reducing nitrogen loss during food waste composting. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(13), 39000-39011.
- Xiu, L., Gu, W., Sun, Y., Wu, D., Wang, Y., Zhang, H., Zhang, W., & Chen, W. (2023). The fate and supply capacity of potassium in biochar used in agriculture. *Science of The Total Environment*, 902, 165969. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165969>
- Xu, S., Jia, K., Zheng, Y., Chen, W., Wang, Z., Wei, D., Sun, B., Cheng, M., Fan, B., Li, J., & Wei, Y. (2023). Phosphorus transformation behavior and phosphorus cycling genes expression in food waste composting with hydroxyapatite enhanced by phosphate-solubilizing bacteria. *Bioresource Technology*, 376, 128882-128882. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128882>
- Xuechen, Z., Shuang, D., & Xudong, W. (2015). Impact of decay promoting agent on maturity changes during composting of livestock and poultry manure. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 9(2), 888-894.
- Yan, B., Lan, T., Lv, Y., Xing, C., Liang, Y., Wang, H., Wu, Q., Guo, L., & Guo, W.-Q. (2024). Enhancing simultaneous nitrogen and phosphorus availability through biochar addition during Chinese medicinal herbal residues composting: Synergism of microbes and humus.

*Science of The Total Environment*, 930, 172515-172515.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172515>

Yıldırım, G., Yılmaz, N., Soysal, A., Öztürk, Ş., Ergen Akçin, Ö., & Ay, E. (2024). Effects of different synthetic and organic fertilizer applications on the micromorphological characteristics of maize (*Zea mays* L.) leaves and some silage quality traits. *Indian Journal of Agricultural Research*, 874.

Yousaf, M., Bashir, S., Raza, H., Shah, A. N., Iqbal, J., Arif, M., Bukhari, M. A., Muhammad, S., Hashim, S., Alkahtani, J., Alwahibi, M. S., & Hu, C. (2021). Role of nitrogen and magnesium for growth, yield and nutritional quality of radish. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(5), 3021-3030. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.02.043>

Zhang, B., Fan, B., Hassan, I., Peng, Y., Ma, R., Guan, C.-Y., Chen, S., Cui, S., & Li, G. (2022). Effects of bamboo biochar on nitrogen conservation during co-composting of layer manure and spent mushroom substrate. *Environmental Technology*, 43(25), 3861-3869.

Zhang, B., Fu, T., Guan, C.-Y., Cui, S., Fan, B., Tan, Y., Luo, W., Wei, Q., Li, G., & Peng, Y. (2022). Environmental Life Cycle Assessments of Chicken Manure Compost Using Tobacco Residue, Mushroom Bran, and Biochar as Additives. *Sustainability*, 14(9), 4976-4976.

Zhang, C., Zhou, M., Du, H., Li, D., Lv, D., & Hou, N. (2025). Influence of microbial agents-loaded biochar on bacterial community assembly and heavy metals morphology in sewage sludge compost: Insights from community stability and complexity. *Bioresource Technology*, 419, 132070-132070. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132070>

Zhang, F., Wei, Z., & Wang, J. J. (2021). Integrated application effects of biochar and plant residue on ammonia loss, heavy metal immobilization, and estrogen dissipation during the

- composting of poultry manure. *Waste Management*, 131, 117-125.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.037>
- Zhang, J., Chen, M., Sui, Q., Tong, J., Jiang, C., Lu, X., Zhang, Y., & Wei, Y. (2016). Impacts of addition of natural zeolite or a nitrification inhibitor on antibiotic resistance genes during sludge composting. *Water Research*, 91, 339-349.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.010>
- Zhang, J., Sui, Q., Li, K., Chen, M., Tong, J., Qi, L., & Wei, Y. (2016). Influence of natural zeolite and nitrification inhibitor on organics degradation and nitrogen transformation during sludge composting. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 1324-1334.
- Zhang, L., & Sun, X. (2015). Effects of earthworm casts and zeolite on the two-stage composting of green waste. *Waste Management*, 39, 119-129.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.037>
- Zhao, F., Yang, L., Li, G., Fang, L., Yu, X., Tang, Y.-T., Li, M., & Chen, L. (2022). Veterinary antibiotics can reduce crop yields by modifying soil bacterial community and earthworm population in agro-ecosystems. *Science of The Total Environment*, 808, 152056-152056.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152056>
- Zhong, X.-Z., Zeng, Y., Wang, S.-P., Sun, Z.-Y., Tang, Y.-Q., & Kida, K. (2020). Insight into the microbiology of nitrogen cycle in the dairy manure composting process revealed by combining high-throughput sequencing and quantitative PCR. *Bioresource Technology*, 301, 122760-122760. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122760>
- Zhou, M., Ying, S., Chen, J., Jiang, P., & Teng, Y. (2021). Effects of biochar-based fertilizer on nitrogen use efficiency and nitrogen losses via leaching and ammonia volatilization from

an open vegetable field. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(46), 65188-65199.

Zhu, L., Yang, H., Zhao, Y., Kang, K., Liu, Y., He, P., Wu, Z., & Wei, Z. (2019). Biochar combined with montmorillonite amendments increase bioavailable organic nitrogen and reduce nitrogen loss during composting. *Bioresource Technology*, 294, 122224-122224. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122224>