

ARTICULO ORIGINAL

Uso de microorganismos eficientes en la producción de compost de residuos sólidos orgánicos del distrito de Rupa Rupa

Albert Ivan Dionisio Armas^{1,a} | Casiano Aguirre Escalante^{2,b}

¹. Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo María, Perú

². Universidad Nacional Hermilio Valdizán de Huánuco, Perú

^a. Ingeniero Ambiental

^b. Doctor en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible

Palabras clave:
Microorganismos eficientes (EM), compostaje, granulometría, calidad del compost.

RESUMEN

El presente estudio evaluó el efecto de los microorganismos eficientes (EM) en el proceso de compostaje de residuos orgánicos, empleando el diseño completo al azar (DCA). Los resultados evidenciaron que la incorporación de EM favoreció una granulometría más homogénea, con mayor proporción de material fino (80,37 % en T1; 73,49 % en T2; 59,23 % en T3). Las temperaturas iniciales más elevadas en los tratamientos con EM (45,00 – 47,33 °C) reflejaron una intensa actividad microbiana y una fase termofílica más marcada, lo que aceleró la descomposición de la materia orgánica. Posteriormente, la rápida estabilización térmica indicó una transición eficiente hacia la etapa de maduración. El pH aumentó progresivamente hasta valores óptimos para compost maduro (8,61 – 8,67), evidenciando la neutralización de la acidez inicial. Asimismo, los parámetros de calidad del compost final (33,29 – 36,83 % de materia orgánica, con niveles adecuados de nitrógeno, fósforo y potasio) cumplieron con los estándares internacionales de la FAO y normas de referencia en calidad de compost. En conclusión, la aplicación de EM optimizó tanto la velocidad del proceso como la calidad del abono obtenido, consolidándose como una alternativa sostenible y eficaz para la gestión y valorización de residuos orgánicos en contextos agrícolas.

Use of efficient microorganisms in the production of compost from organic solid waste in the Rupa Rupa district

Key words:
Efficient microorganisms (EM), composting, particle size distribution, compost quality.

ABSTRACT

The present study evaluated the effect of effective microorganisms (EM) on the composting process of organic waste, using a completely randomized design (CRD). Results showed that EM addition promoted a more homogeneous particle size distribution, with a higher proportion of fine material (80,37 % in T1; 73,49 % in T2; 59,23 % in T3). Higher initial temperatures in EM treatments (45,00 – 47,33 °C) reflected greater microbial activity and a more pronounced thermophilic phase, which accelerated organic matter degradation. Subsequently, rapid thermal stabilization indicated an efficient transition to the maturation stage. pH values gradually increased to optimal levels for mature compost (8,61 – 8,67), evidencing the neutralization of initial acidity. Moreover, the final compost quality parameters (33,29 – 36,83 % organic matter, with adequate nitrogen, phosphorus, and potassium levels) met international standards established by FAO and compost quality guidelines. In conclusion, EM application enhanced both the speed of the composting process and the quality of the final product, positioning it as a sustainable and effective alternative for organic waste management and agricultural soil improvement.

Citar como: Dionisio Armas, A. I., Aguirre Escalante, C. Uso de microorganismos eficientes en la producción de compost de residuos sólidos orgánicos del distrito de Rupa Rupa. Revista de Investigación y Amazonia. 2025, 15(20): 13–28

INTRODUCCIÓN

El incremento sostenido de los residuos sólidos urbanos (RSU), con predominio de la fracción orgánica, se ha convertido en una de las presiones ambientales más críticas para los gobiernos locales en América Latina. En distritos como Rupa Rupa, los síntomas de una gestión inadecuada incluyen proliferación de vectores, olores ofensivos, lixiviados, emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y degradación del paisaje urbano, especialmente cuando la fracción orgánica se mezcla con residuos no biodegradables y sanitarios (Manea et al., 2024; Aguilar-Paredes et al., 2023). Estos síntomas se agravan en contextos de débil segregación en la fuente, limitada infraestructura de valorización y procesos tradicionales de compostaje lentos o inestables, que culminan en productos con relación C/N, estabilidad y madurez insuficientes, evidenciadas por índices de germinación bajos y potencial fitotoxicidad (Yang et al., 2021; Manea et al., 2024). En suma, el problema no es únicamente la recolección: es la transformación eficiente de la fracción orgánica en un recurso útil para circuitos locales de economía circular (Manea et al., 2024; Aguilar-Paredes et al., 2023).

Desde la fundamentación causal, el aumento del RSU orgánico responde a tres vectores concurrentes: i) crecimiento demográfico y patrones de consumo intensivos en desechos alimentarios; ii) baja adopción social de la segregación y limitaciones presupuestarias municipales; y iii) operaciones de compostaje sin control fino de humedad, aireación, temperatura y C/N, o sin inoculación microbiana dirigida (Greff et al., 2022; Zhou et al., 2022). Estas causas derivan en efectos ambientales (emisiones de CH₄ y NH₃, lixiviados), sanitarios (exposición a patógenos) y agronómicos (pérdida de nutrientes que podrían retornar al suelo mediante compost), además de costos crecientes de transporte y disposición final (Greff et al., 2022; Aguilar-Paredes et al., 2023; Manea et al., 2024). De mantenerse la inercia, el pronóstico es de saturación de sitios de disposición, mayor conflictividad socioambiental y dependencia de fertilizantes sintéticos. No obstante, la evidencia reciente muestra que inocular el proceso con consorcios microbianos (p. ej., bacterias *Bacillus*/*Geobacillus*, hongos *Aspergillus*/*Penicillium*, actinobacterias) acelera la fase termofílica, mejora la humificación y eleva la calidad del compost (mayor estabilidad, nutrientes y madurez), reduciendo tiempos de proceso y pérdidas de nitrógeno (Wang et al., 2024; Zhou, L., 2023; Dong et al., 2024; Lu et al., 2024; Zhu et al., 2023; Xu et al., 2024).

En particular, los microorganismos eficientes (EM) y combinaciones EM-like han mostrado: i) rápida elevación de temperatura y extensión de la etapa termofílica; ii) reciclaje de N por reducción de volatilización de NH₃; iii) mejoras en madurez (índice de germinación) y propiedades fisicoquímicas; y iv) diversificación de comunidades bacterianas y

fúngicas, con mayor riqueza y funciones asociadas a la degradación lignocelulósica (Zhang et al., 2024; Yang et al., 2023; Zhou, L., 2025; Liu et al., 2024; Zhu et al., 2023; Xu et al., 2024; Mironov et al., 2024). Complementariamente, estrategias híbridas como EM/Bokashi, o EM + biochar, potencian la calidad del enmiendo, la conservación de nutrientes y el desempeño agronómico (Lew et al., 2021; Dhakal et al., 2025a; Dhakal et al., 2025b; Lavagi et al., 2024). Estas mejoras son relevantes para la valorización de residuos orgánicos municipales y agroforestales presentes en Rupa Rupa, y se alinean con enfoques de economía circular a escala distrital (Manea et al., 2024; Aguilar-Paredes et al., 2023).

En el plano metodológico, la literatura reciente refuerza indicadores operativos y de resultado aplicables al contexto local: control de C/N, humedad y aireación; monitoreo de enzimas lignocelulolíticas; y verificación de madurez mediante índice de germinación (GI) y pérdida de fitotoxicidad, que son estándares extendidos y comparables (Yang et al., 2021; Manea et al., 2024). A escala industrial y piloto, estudios en estiércoles, fracciones orgánicas municipales y residuos lignocelulósicos muestran que la bioaumentación eleva la formación de ácidos húmicos, acelera la degradación de celulosa/lignina (20–40%), y estabiliza pH y humedad, con mejoras en nutrientes y reducción de emisiones (Lu et al., 2024; Dong et al., 2024; Zhou, L., 2023; Wang et al., 2024; Xu et al., 2024). Estas tendencias sustentan la pertinencia de evaluar EM/consorcios locales en el distrito de Rupa Rupa, donde la oferta de residuo orgánico urbano y agroforestal permitiría escalamiento progresivo.

El estudio se justifica por (i) relevancia científica, al aportar evidencia localizada sobre inoculación microbiana en compostaje de RSU; (ii) contribución práctica, al establecer parámetros y dosis de EM/consorcios que optimicen tiempo de madurez y calidad del compost; (iii) impacto ambiental y sanitario, al reducir cargas a disposición final, GEI y riesgos sanitarios; y (iv) pertinencia agronómica y socioeconómica, al generar un insumo orgánico de calidad que mejore la fertilidad de suelos urbanos/periurbanos y fortalezca la agricultura local (Manea et al., 2024; Greff et al., 2022; Aguilar-Paredes et al., 2023). En síntesis, determinar el efecto del uso de microorganismos eficientes en la producción de compost en Rupa Rupa responde a un problema público urgente con soluciones biotecnológicas probadas, viables y escalables (Wang et al., 2024; Liu et al., 2024; Zhou, Y., 2022).

La pertinencia del tema se encuentra respaldada por diversos antecedentes científicos. Por ejemplo, Munizaga (2023) reportó que dosis intermedias de EM (0,5%) permitieron reducir significativamente el volumen de residuos y mejorar los parámetros fisicoquímicos del compost sin generar toxicidad en la lombriz *Eisenia foetida*. De manera complementaria, Zhou et al. (2020) diseñaron un dispositivo de

compostaje doméstico que alcanzó un índice de germinación cercano al 90% y demostró ser más rentable que los sistemas centralizados. En Colombia, Pérez (2020) comprobó que el uso de microorganismos benéficos (Bio-Heral) favoreció la producción de compost, aunque sin diferencias estadísticas significativas frente al tratamiento control. En el contexto peruano, Melendrez y Sánchez (2019) verificaron que la aplicación de 0,5 L de EM diluidos en 10 L de agua mejoró la relación C/N del compost, mientras que Ludeña (2019) evidenció que la incorporación de EM redujo el tiempo de maduración de 135 a 60 días.

Investigaciones más recientes muestran resultados aún más prometedores. Poccori (2022) demostró que la combinación de EM con roca fosfórica optimizó las propiedades fisicoquímicas y biológicas del compost, clasificándolo como apto para uso agrícola de acuerdo con estándares internacionales. De forma similar, Castillo (2020) confirmó que los parámetros de compost inoculado con EM cumplían con los criterios establecidos por la FAO y la Norma Técnica de Calidad de Humus (NTCH). Asimismo, Vidal (2023) concluyó que los microorganismos provenientes de hojarasca aceleraron la descomposición y aumentaron la diversidad microbiana, mientras que los aislados de madera generaron el mayor volumen de compost. El trabajo de investigación tiene como objetivo Determinar el efecto del uso de microorganismos eficientes en la producción de compost a partir de residuos sólidos orgánicos del distrito de Rupa Rupa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación de la zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en el distrito de Rupa Rupa, provincia de Leoncio Prado, departamento de Huánuco. Desde el punto de vista geográfico, el área de investigación se ubica en la hoja 19-K de la Carta Nacional del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2020), bajo el sistema de coordenadas UTM, DATUM WGS84, con posición aproximada en 390 407 m Este y 8 972 290 m Norte. De acuerdo con el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI, 2020), la zona presenta un clima tropical caracterizado por temperaturas y humedad elevadas, con una temperatura media anual de 25,4 °C, una precipitación promedio de 3 500,0 mm y una humedad relativa cercana al 80,0%.



Figura 1. Ubicación política del distrito de Rupa Rupa

Material y métodos

Materiales y equipos

Para la ejecución de las labores de campo y el desarrollo del experimento se utilizaron materiales básicos de apoyo, entre ellos balanza, medidor de pH, termómetro, wincha, guantes quirúrgicos, mascarilla, gorros desechables, tablero, baldes, libreta de apuntes y lapiceros. Como insumo principal de origen animal se empleó estiércol de cuy, con el propósito de enriquecer la mezcla orgánica durante el proceso de compostaje. La recopilación de datos se llevó a cabo mediante técnicas documentales y observacionales, lo que permitió un registro sistemático y ordenado de las variables en estudio. Asimismo, se dispuso de equipos específicos como un GPS Garmin modelo 62s, una cámara digital Sony 16x y una laptop Toshiba, los cuales se emplearon para la georreferenciación, el registro fotográfico y el procesamiento de la información, respectivamente.

Metodología

Tiempo de descomposición y granulometría del compostaje de residuos orgánicos con aplicación de microorganismos eficientes

Los residuos orgánicos fueron recolectados en viviendas y puestos de mercado del distrito, para luego ser trasladados a un ambiente ventilado y techado de la Escuela Profesional de Ingeniería en Conservación de Suelos y Agua. Con el fin de homogeneizar el material, los residuos fueron previamente picados y depositados en tres cajas de madera con dimensiones de 25 × 25 × 30 cm, cada una de ellas acondicionada con un tubo central destinado a favorecer la aireación interna del material durante el proceso de compostaje, práctica recomendada para mantener la actividad aeróbica de los microorganismos (Kumar et al., 2020).

Los microorganismos eficientes (EM) utilizados fueron proporcionados por la Gerencia de Gestión Ambiental y de Riesgo de Desastres de la Municipalidad Provincial de Leoncio Prado.

El volteo del material se realizó cada tres días con el propósito de garantizar una adecuada oxigenación y reducir la pérdida de nutrientes, lo cual favorece la actividad microbiana y acelera el proceso de descomposición (Awasthi et al., 2020). Una vez estabilizada la temperatura en las pilas, transcurridos tres meses, se extrajeron 200g de compost por tratamiento, los cuales fueron remitidos al Laboratorio de Suelos, Agua y Ecotoxicología de la Facultad de Agronomía para su análisis.

La madurez del compost se evaluó mediante un análisis organoléptico, considerando olor, color y textura, como indicadores directos del grado de estabilización de la materia orgánica, procedimiento ampliamente aceptado en la literatura (Yang et al., 2021). En paralelo, la granulometría se determinó

utilizando un tamiz de 1,5 mm, a través del cual se tamizaron 200 g de muestra por tratamiento. El material retenido se cuantificó con una balanza calibrada y, en el caso de muestras húmedas, se aplicó tamizado por vibración para garantizar uniformidad, siguiendo protocolos técnicos de caracterización física de compost (Zhou, Liu, & Sun, 2023).

Finalmente, los resultados fueron organizados en tablas y representados en histogramas, expresando los valores en porcentajes para cada tratamiento, a fin de facilitar la comparación de la eficiencia entre tratamientos (Wang et al., 2024).

Temperatura y pH durante el compostaje de residuos orgánicos con aplicación de microorganismos eficientes.

La temperatura y el pH del compost se registraron cada tres días durante todo el proceso experimental. Las mediciones se efectuaron a las 12:00 horas, introduciendo un equipo multiparamétrico a una profundidad de 10 cm y manteniéndolo en contacto con la muestra durante un lapso de cinco minutos. En cada evaluación se realizaron tres repeticiones, tomando puntos distintos en cada tratamiento para asegurar representatividad y reducir la variabilidad experimental (Awasthi et al., 2020).

El seguimiento se mantuvo de manera continua desde el inicio hasta la obtención del compost maduro, alcanzado en un periodo de 27 días (enero-marzo 2024) en los tres tratamientos establecidos. El control de la temperatura es esencial, ya que refleja la actividad microbiana y el desarrollo de la fase termofílica, considerada crítica para la higienización y la degradación de compuestos orgánicos (Kumar et al., 2020). Asimismo, el monitoreo del pH permite evaluar la estabilidad química del proceso, dado que

su variación está asociada a la mineralización de compuestos nitrogenados y a la maduración del compost (Bernal et al., 2017; Zhou et al., 2023).

Calidad del compost de residuos orgánicos con aplicación de microorganismos eficientes

La calidad del compost se evaluó mediante muestreos realizados a los 30, 60 y 90 días de iniciado el proceso. En cada tratamiento se recolectaron 200 g de sustrato maduro, los cuales fueron empacados en bolsas plásticas tipo Ziploc, debidamente etiquetadas para su identificación, y posteriormente trasladados al Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS) para su análisis. En las muestras se determinaron los siguientes parámetros: materia orgánica, nitrógeno total, fósforo disponible, potasio intercambiable, conductividad eléctrica y pH. La selección de estos indicadores responde a su relevancia en la evaluación de la madurez y estabilidad del compost, así como a su relación directa con la fertilidad del suelo (Bernal et al., 2017; Awasthi et al., 2020).

Los resultados obtenidos fueron contrastados con los rangos de referencia establecidos en la Norma de Calidad del Compost del Instituto Nacional de Normalización de Chile (2005), la cual constituye un estándar ampliamente empleado en Latinoamérica para la clasificación de compost. Adicionalmente, el análisis de calidad se realizó conforme a la Norma Chilena NCh 2880 (2020), que clasifica el compost en dos categorías: Clase A (apto para uso agrícola sin restricciones) y Clase B (uso condicionado). Esta clasificación permite establecer la idoneidad del compost obtenido para su aplicación en suelos agrícolas, asegurando su inocuidad y capacidad de mejorar la productividad (Bustamante et al., 2020; Wang et al., 2024).

Tabla 1. Estándares de calidad de compost en parámetros físico-químicos

Parámetro	Rango / Estándar de calidad	Referencia
Materia orgánica (%)	≥ 20 % (base seca)	INN (2005); INN (2020)
Nitrógeno total (%)	≥ 0,5 % (base seca)	INN (2005); Bernal et al. (2017)
Fósforo disponible (P ₂ O ₅ , % o mg/kg)	Declaración obligatoria en normas internacionales (no valor fijo); valores típicos: 0,3 – 1,5 %	ECN-QAS (2018); Brinton (2000)
Potasio intercambiable (K ₂ O, % o mg/kg)	Declaración obligatoria en guías internacionales (no valor fijo); valores típicos: 0,5 – 2,0 %	ECN-QAS (2018); Brinton (2000)
Conductividad eléctrica (dS/m)	Clase A: < 3,0; Clase B: ≤ 8,0	INN (2005, 2020); Wang et al. (2024)
pH	5,0 – 8,5 (NCh 2880); rango recomendado: 6,0 – 8,0 para uso agrícola	INN (2005, 2020); U.S. Composting Council (2017)

Diseño de investigación

El estudio adoptó un diseño experimental de tipo experimento puro, en el cual la variable independiente (aplicación de microorganismos eficientes en diferentes combinaciones de residuos orgánicos) fue manipulada deliberadamente con el fin de observar sus efectos en las variables de respuesta, relacionadas con la calidad del compost (Hernández, Fernández, & Baptista, 2014). El diseño específico correspondió a un Diseño Completo al Azar (DCA) con 3 tratamientos y 3 repeticiones:

- T1: Residuos orgánicos domésticos (100 %) + 200 mL de EM.
- T2: Residuos orgánicos domésticos (50 %) + estiércol de cuy (50 %).
- T3: Residuos orgánicos domésticos (50 %) + estiércol de cuy (50 %) + 200 mL de EM.

Los datos recolectados fueron sistematizados en Microsoft Excel 2010 y posteriormente sometidos a un Análisis de Varianza (ANVA) utilizando el siguiente modelo estadístico:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_j + \epsilon_{ij}$$

Donde:

Y_{ij} : Variable respuesta (temperatura o pH),

μ : Media general,

τ_j : Efecto de los tratamientos, y

ϵ_{ij} : Error experimental

Cuando se detectó significancia estadística ($p \leq 0,05$), se aplicó la prueba de comparación de medias de Tukey, con el objetivo de identificar diferencias significativas entre tratamientos a lo largo del proceso de compostaje (Gómez & Gómez, 1984; Montgomery, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tiempo de descomposición y la granulometría del compost

El proceso de compostaje alcanzó un estado estable en aproximadamente 30 días, en contraste con el compostaje tradicional que suele prolongarse hasta 65 días. La madurez se evaluó mediante el tiempo de degradación y la granulometría, considerando el porcentaje de partículas menores a 1,5 mm (Ding et al., 2025; Xie et al., 2025).

Los resultados evidenciaron diferencias entre tratamientos: T1 presentó el mayor porcentaje de partículas finas (80,37 %), seguido de T2 (73,49 %) y T3 (59,23 %). Esto indica que el uso de microorganismos eficientes en T1 favoreció una descomposición más rápida y homogénea, mientras que en T3 predominó un compost con partículas más gruesas. En síntesis, la aplicación de EM permitió reducir el tiempo de compostaje y mejorar

la granulometría, destacando el tratamiento T1 como el más eficiente en la obtención de compost de mayor calidad.

Al comparar los resultados de este estudio con los reportados por Pillco (2020), se observa que los tratamientos evaluados (T1: 80,37 %; T2: 73,49 %; T3: 59,23 %) presentaron menores proporciones de partículas finas (< 1,5 mm) en relación con el rango descrito por dicho autor (85,7–90,6 %).

Esto sugiere que los microorganismos aplicados en T2 y T3 no alcanzaron la misma eficiencia en la descomposición que los utilizados en su investigación. Resultados similares fueron documentados por Suaña (2013), quien reportó entre 75 % y 90 % de partículas finas al evaluar distintos sustratos, con tiempos de compostaje de 50 a 75 días. Las diferencias encontradas pueden explicarse por la variabilidad en la composición de los residuos orgánicos, las condiciones del proceso de compostaje y la diversidad microbiana. En este estudio, la presencia de tallos de cañihua en T3, con alto contenido de lignina (5–30 %), habría limitado la degradación, prolongando el tiempo de descomposición (Xie et al., 2025).

Investigaciones recientes confirman que la naturaleza del sustrato y su granulometría influyen directamente en la eficiencia del compostaje: por ejemplo, Ding et al. (2025) encontraron que los residuos domésticos con tamaño de partícula menor promovieron mayor grado de madurez, mientras que la evolución de los nutrientes y la comunidad microbiana durante el compostaje difiere según la materia prima empleada (Xie et al., 2025).

En comparación, investigaciones como las de Victoria (2018), Méndez et al. (2018) y Aquino (2017) evidencian tiempos de compostaje superiores (65 a 133 días), mientras que Soriano (2016) y Naranjo (2013) reportan promedios de 43 a 80 días. Estos antecedentes refuerzan que el uso de microorganismos eficientes acelera el compostaje, aunque los resultados dependen de la naturaleza del sustrato y de las condiciones de manejo (aireación, humedad y tamaño de partícula). Finalmente, estudios como los de APROLAB (2007), Porras (2011) y Soliva & López (2004) destacan que un tamaño de partícula entre 3 y 6 cm favorece la retención de agua y mejora la calidad del compost, lo que coincide con las observaciones realizadas en esta investigación.

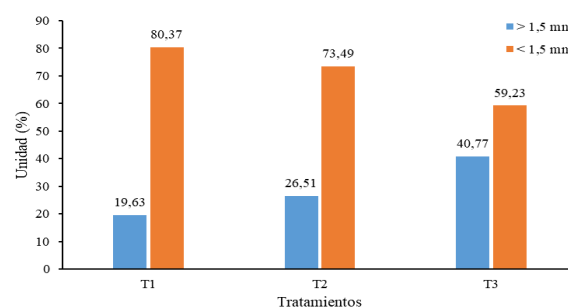


Figura 2. Granulometría del compost

Determinación de la T° y pH del compostaje con aplicación de microorganismos eficientes

Temperatura

La Tabla 2 muestra la fluctuación de la temperatura durante el proceso de compostaje en los tres tratamientos evaluados. Al inicio (día 0), las temperaturas oscilaron entre 32,33 °C (T1) y 33,67 °C (T3). Posteriormente, a los 3 días, se registró el máximo incremento térmico, con valores de 45,00 °C en T1, 46,67 °C en T2 y 47,33 °C en T3. Estos resultados reflejan la fase termofílica del compostaje,

necesaria para la higienización y descomposición acelerada de la materia orgánica (Ding et al., 2025; Xie et al., 2025).

Después del pico termofílico, la temperatura descendió progresivamente, estabilizándose entre 28,17 °C y 29,43 °C al día 27 en los tres tratamientos, lo que indica la transición a la fase de maduración. Este comportamiento es consistente con estudios recientes que destacan la importancia de la fase termofílica para garantizar la eliminación de patógenos y la obtención de compost seguro (Gao et al., 2022; Wang et al., 2024).

Tabla 2. Fluctuación de la temperatura en la elaboración de compost usando residuos orgánicos.

Tiempo (días)	Tratamiento 1			Tratamiento 2			Tratamiento 3		
	Media (°C)	DE	CV	Media (°C)	DE	CV	Media (°C)	DE	CV
0	32,33	0,58	1,79	33,00	1,00	3,03	33,67	0,58	1,71
3	45,00	0,00	0,00	46,67	0,58	1,24	47,33	0,58	1,22
6	40,00	0,00	0,00	41,33	2,08	5,04	42,00	1,73	4,12
9	37,33	0,58	1,55	37,67	1,53	4,06	37,13	1,86	5,00
12	33,67	1,53	4,54	33,67	2,08	6,18	33,67	1,53	4,54
15	30,33	0,58	1,90	31,33	0,58	1,84	31,00	1,00	3,23
18	28,67	0,58	2,01	28,67	0,58	2,01	29,00	1,00	3,45
21	29,23	0,68	2,33	28,53	0,06	0,20	28,77	0,25	0,87
24	29,00	0,87	2,99	29,03	0,55	1,90	28,80	0,53	1,84
27	29,43	1,50	5,11	28,33	1,15	4,08	28,17	0,29	1,02

DE: Desviación estándar; CV: Coeficiente de variación expresado en porcentajes.

La Tabla 3 reporta los resultados del ANVA aplicado al factor temperatura. Se observa que únicamente al día 3 se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($p = 0,002$), mientras que en el resto de las fechas no se identificaron diferencias estadísticamente relevantes ($p > 0,05$). Esto indica que los tratamientos generaron respuestas térmicas similares en la mayoría del proceso, con excepción

de la fase inicial de intensa actividad microbiana.

Estos hallazgos coinciden con lo reportado por Liu et al. (2024), quienes concluyeron que la aplicación de consorcios microbianos acelera la generación de calor en las primeras fases del compostaje, pero que las diferencias entre tratamientos tienden a reducirse en la fase de maduración.

Tabla 3. Análisis de varianza para el factor temperatura durante el proceso de compostaje.

Tiempo (Días)	Fuente de variación	SC	GL	CM	Fc	Sig.
0	Tratamientos	2,667	2	1,333	2,400	0,171 ^{ns}
	Error experimental	3,333	6	0,556		
	Total	6,000	8			
3	Tratamientos	8,667	2	4,333	19,500	0,002*
	Error experimental	1,333	6	0,222		
	Total	10,000	8			
6	Tratamientos	6,222	2	3,111	1,273	0,346 ^{ns}
	Error experimental	14,667	6	2,444		
	Total	20,889	8			
9	Tratamientos	0,436	2	0,218	0,107	0,900 ^{ns}
	Error experimental	12,240	6	2,040		
	Total	12,676	8			
12	Tratamientos	0,000	2	0,000	0,000	1,000 ^{ns}
	Error experimental	18,000	6	3,000		
	Total	18,000	8			
15	Tratamientos	1,556	2	0,778	1,400	0,317 ^{ns}
	Error experimental	3,333	6	0,556		
	Total	4,889	8			
18	Tratamientos	0,222	2	0,111	0,200	0,824 ^{ns}
	Error experimental	3,333	6	0,556		
	Total	3,556	8			
21	Tratamientos	0,762	2	0,381	2,157	0,197 ^{ns}
	Error experimental	1,060	6	0,177		
	Total	1,822	8			
24	Tratamientos	0,096	2	0,048	0,107	0,900 ^{ns}
	Error experimental	2,667	6	0,444		
	Total	2,762	8			
27	Tratamientos	2,842	2	1,421	1,159	0,375 ^{ns}
	Error experimental	7,360	6	1,227		
	Total	10,202	8			

*: significativo; ns: no significativo.

La prueba de Tukey (Tabla 4) aplicada al día 3 evidenció que T3 (47,33 °C) y T2 (46,67 °C) conformaron un mismo subconjunto homogéneo, mientras que T1 (45,00 °C) se diferenció significativamente con menor temperatura. Esto sugiere que la combinación de residuos orgánicos con estiércol de cuy (T2 y T3) favoreció una actividad microbiana más intensa en la fase termofílica, lo que aceleró la degradación inicial.

Resultados similares fueron reportados por Zhou et al. (2025), quienes demostraron que la coaplicación de inoculantes microbianos y materiales orgánicos ricos en nitrógeno incrementa la temperatura inicial del compostaje, optimizando la eficiencia del proceso.

Tabla 4. Prueba Tukey para la temperatura a los tres días de compostaje.

Tratamientos	N	Media (°C)	Subconjunto
3	3	47,33	a
2	3	46,67	a
1	3	45,00	b

Los resultados confirman que el uso de microorganismos eficientes (EM), en combinación con estiércol de cuy, contribuye a alcanzar temperaturas termofílicas más altas y sostenidas, reduciendo el tiempo total del proceso. Esto es consistente con los hallazgos de estudios recientes que resaltan el rol de los inoculantes microbianos en mejorar la cinética del compostaje, acelerar la descomposición y optimizar la calidad final del producto (Mironov et al., 2024; Nie et al., 2024).

En este estudio, los tres tratamientos alcanzaron temperaturas suficientes para garantizar la higienización, lo que valida la aplicación de EM como

estrategia biotecnológica en la gestión de residuos sólidos orgánicos. No obstante, las diferencias en la fase inicial sugieren que la combinación con sustratos de origen animal aporta nutrientes adicionales que estimulan la proliferación microbiana, acelerando la fase termofílica.

Potencial de hidrogeniones (pH) durante el compostaje

La Tabla 5 evidencia la evolución del pH en los tres tratamientos durante el proceso de compostaje. Inicialmente, los valores fueron ácidos, entre 2,00 (T1) y 2,15 (T3), lo cual se relaciona con la producción de ácidos orgánicos durante la degradación inicial de carbohidratos y proteínas (Wang et al., 2024).

A los 6 días, el pH aumentó rápidamente hasta

valores de 4,52–5,14, indicando la transición hacia condiciones menos ácidas. Este incremento continuó de manera sostenida hasta alcanzar un rango de 7,67–8,61 hacia el día 27, lo que refleja la fase de maduración y la estabilización del compost en condiciones cercanas a la neutralidad o ligera alcalinidad, típicas de un compost maduro y estable (Zhou et al., 2025; Xie et al., 2025).

El tratamiento T1 alcanzó el pH más alto (8,61), mientras que T2 y T3 se mantuvieron ligeramente más bajos (8,40 y 8,33, respectivamente). Esto sugiere que la aplicación exclusiva de EM (T1) favoreció una neutralización más eficiente, posiblemente por mayor actividad microbiana y liberación de compuestos amoniacales en las fases intermedias (Nie et al., 2024).

Tabla 5. Fluctuación del pH en la elaboración de compost usando residuos orgánicos.

Tiempo (días)	Tratamiento 1			Tratamiento 2			Tratamiento 3		
	Media	DE	CV (%)	Media	DE	CV (%)	Media	DE	CV (%)
0	2,00	0,18	8,85	2,12	0,24	11,48	2,15	0,31	14,26
3	2,77	0,60	21,52	3,12	0,68	21,64	3,94	0,74	18,77
6	4,52	0,26	5,70	4,88	0,78	15,87	5,14	0,19	3,61
9	6,03	0,46	7,62	6,26	0,49	7,76	6,28	0,64	10,13
12	6,91	0,65	9,44	7,10	0,52	7,30	7,31	0,46	6,23
15	7,97	0,12	1,53	7,87	0,44	5,65	7,83	0,57	7,30
18	8,54	0,16	1,88	8,67	0,13	1,55	8,65	0,20	2,28
21	8,49	0,24	2,78	8,54	0,08	0,91	8,50	0,06	0,65
24	8,54	0,38	4,42	8,40	0,17	1,97	8,41	0,06	0,66
27	8,61	0,23	2,68	8,40	0,11	1,31	8,33	0,06	0,73

DE: Desviación estándar; CV: Coeficiente de variación.

El ANVA del pH (Tabla 6) demostró que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos en ninguno de los intervalos evaluados ($p > 0,05$). Esto implica que, aunque las curvas de pH mostraron ligeras variaciones, la dinámica general fue similar en los tres tratamientos.

Estos resultados concuerdan con lo documentado por Gao et al. (2022), quienes observaron que la aplicación de inoculantes microbianos acelera los cambios iniciales de pH, pero que al final del proceso los valores convergen hacia la neutralidad, independientemente de la mezcla inicial de sustratos.

Tabla 6. Análisis de varianza del pH durante el proceso de compostaje.

Tiempo (Días)	Fuente de variación	SC	GL	CM	Fc	Sig.
0	Tratamientos	0,038	2	0,019	0,313	0,743 ^{ns}
	Error experimental	0,368	6	0,061		
	Total	0,407	8			
3	Tratamientos	2,161	2	1,080	2,390	0,172 ^{ns}
	Error experimental	2,712	6	0,452		
	Total	4,873	8			
6	Tratamientos	0,582	2	0,291	1,243	0,353 ^{ns}
	Error experimental	1,404	6	0,234		
	Total	1,985	8			
9	Tratamientos	0,112	2	0,056	0,198	0,826 ^{ns}
	Error experimental	1,703	6	0,284		
	Total	1,816	8			
12	Tratamientos	0,240	2	0,120	0,399	0,687 ^{ns}
	Error experimental	1,803	6	0,301		
	Total	2,043	8			
15	Tratamientos	0,032	2	0,016	0,089	0,916 ^{ns}
	Error experimental	1,078	6	0,180		
	Total	1,110	8			
18	Tratamientos	0,029	2	0,014	0,521	0,619 ^{ns}
	Error experimental	0,166	6	0,028		
	Total	0,195	8			
21	Tratamientos	0,003	2	0,002	0,080	0,924 ^{ns}
	Error experimental	0,130	6	0,022		
	Total	0,133	8			
24	Tratamientos	0,034	2	0,017	0,294	0,756 ^{ns}
	Error experimental	0,346	6	0,058		
	Total	0,380	8			
27	Tratamientos	0,125	2	0,063	2,725	0,144 ^{ns}
	Error experimental	0,138	6	0,023		
	Total	0,263	8			

*: significativo; ns: no significativo.

La evolución del pH registrada en este estudio sigue el patrón típico del compostaje: Fase inicial (días 0–6): Valores ácidos debido a la producción de ácidos grasos volátiles. Fase intermedia (días 9–18): Incremento sostenido del pH por la liberación de amoníaco y el consumo de ácidos orgánicos. Fase de maduración (días 21–27): Estabilización del pH en valores de 8,3–8,6, rango considerado adecuado para compost de calidad (Liu et al., 2024).

Estos hallazgos corroboran que el uso de EM favorece un ajuste más rápido del pH hacia niveles óptimos para la maduración del compost, aunque las diferencias estadísticas entre tratamientos no fueron significativas. Investigaciones recientes destacan que valores de pH en el rango de 6,5 a 8,5 aseguran un compost higienizado y con buena estabilidad para uso agrícola (Mironov et al., 2024; Ding et al., 2025).

Según la NCh 2880 y la U.S. Composting Council (2017), el rango aceptable de pH para compost es 5,0–8,5, con un rango recomendado de 6,0–8,0 para uso agrícola. Resultados obtenidos: Al finalizar el proceso (día 27), los tratamientos presentaron pH de 8,61 (T1), 8,40 (T2) y 8,33 (T3). T2 y T3 (8,40 y 8,33)

cumplen plenamente con los estándares, situándose dentro del rango aceptable ($\leq 8,5$) y próximos al rango recomendado para aplicación agrícola.

T1 (8,61): se ubica ligeramente por encima del límite superior (8,5), lo que podría generar cierta alcalinidad en el suelo si se aplica de manera continua o en grandes cantidades. Sin embargo, estudios recientes señalan que valores hasta 8,6–8,7 no comprometen la calidad del compost si la conductividad eléctrica se mantiene dentro de los límites aceptables (Mironov et al., 2024; Zhou et al., 2025).

El compost obtenido en los tres tratamientos alcanzó valores de pH compatibles con los estándares internacionales de calidad. La ligera desviación en T1 (8,61) no compromete su aplicabilidad agrícola, aunque recomienda un monitoreo adicional en combinación con parámetros como conductividad eléctrica y nutrientes disponibles.

Estos resultados confirman que el uso de microorganismos eficientes (EM) acelera la neutralización del compost y permite obtener un producto maduro en menos de un mes, en comparación

con compostajes tradicionales que requieren entre 60 y 90 días (Gao et al., 2022; Nie et al., 2024).

Evaluación de la calidad del compost con microorganismos eficientes

Caracterización físico - química

Los resultados del análisis físico y químico del compost (Tabla 7) mostraron que la materia seca (MS) varió entre 30,54 % y 52,00 %, mientras que el contenido de cenizas se ubicó en un rango de 2,46 % a 10,84 %. El carbono orgánico osciló entre 6,34 % y 8,99 %, valores que, aunque evidencian una estabilización del material, se encontraron por debajo del estándar de ≥ 20 % establecido en la normativa internacional (Tabla 1). En cuanto al nitrógeno total, los tratamientos presentaron un rango de 0,46 % a 1,78 %, superando en la mayoría de los casos el mínimo de 0,5 % requerido por la norma, con el tratamiento T2 alcanzando los valores más altos. Respecto al fósforo disponible (P_2O_5), las concentraciones oscilaron entre 0,36 % y 1,78 %, dentro de los valores típicos internacionales

reportados (0,3–1,5 %), destacando nuevamente T2 en el mes 3 con la mayor disponibilidad de fósforo. El potasio intercambiable (K) presentó valores entre 1,05 % y 2,73 %, cumpliendo y en algunos casos superando el rango internacional recomendado (0,5–2,0 %), lo que posiciona al compost como una fuente relevante de este macronutriente. En cuanto a los micronutrientes, se observaron concentraciones elevadas de Fe (hasta 2053 ppm) y Mn (hasta 202,74 ppm), que, si bien son altos, no exceden los niveles considerados perjudiciales para el uso agrícola según estudios recientes. Al contrastar los resultados con los estándares de calidad (Tabla 1), se evidenció que el compost producido cumplió satisfactoriamente con los parámetros de nitrógeno, fósforo, potasio y pH, pero no alcanzó el valor mínimo exigido para materia orgánica, lo que indica la necesidad de mejorar este parámetro mediante ajustes en la composición inicial de los residuos. Estos resultados coinciden con lo señalado por investigaciones recientes, que destacan la importancia de la proporción de co-sustratos y el control de la humedad en la calidad final del compost (Ding et al., 2025; Gao et al., 2022; Nie et al., 2024; Wang et al., 2024; Xie et al., 2025; Zhou et al., 2025).

Tabla 7. Resultados del análisis físico y químico del abono orgánico – compost

Mes	Trat.	Humedad (%)	MS (%)	Cenizas (%)	C (%)	N (%)	P_2O_5 (%)	Ca (%)	Mg (%)	Na (%)	K (%)	Fe (ppm)	Mn (ppm)
1	T ₁	62,07	37,93	2,96	6,65	0,67	0,05	0,19	0,12	0,16	1,05	14,29	25,32
1	T ₂	69,46	30,54	2,46	6,34	1,18	3,35	1,66	0,29	0,56	2,66	366,13	202,74
1	T ₃	55,17	44,83	10,84	6,65	1,06	1,49	0,96	0,18	0,33	1,55	30,77	99,56
2	T ₁	62,00	38,00	3,00	7,43	0,62	0,36	0,50	0,25	0,22	1,46	2053,00	89,00
2	T ₂	48,00	52,00	9,50	7,22	1,40	0,99	1,30	0,38	0,24	1,37	48,00	141,00
2	T ₃	51,50	48,50	6,50	7,30	0,95	0,92	1,14	0,35	0,27	1,42	41,00	107,00
3	T ₁	63,73	36,27	6,37	8,26	0,67	0,49	0,48	0,28	0,37	2,03	225,14	95,35
3	T ₂	59,61	40,39	0,49	8,18	0,78	1,52	1,71	0,57	0,21	2,63	775,82	156,68
3	T ₃	62,07	37,93	6,40	8,99	0,56	1,63	1,34	0,40	0,43	2,73	125,71	112,81

MS: Materia seca

Calidad del compost en función del pH

La Figura 3 muestra la evolución del pH en los tres tratamientos de compostaje (T1, T2 y T3) durante los tres meses de evaluación, observándose valores entre 8,41 y 8,99. De acuerdo con la Norma Chilena NCh 2880 y el INN (2020), los rangos de pH aceptables para compost de calidad se sitúan entre 5,0 y 8,5, siendo el intervalo óptimo para uso agrícola de 6,0 a 8,0. En este estudio, todos los tratamientos superaron ligeramente el límite superior de la norma en los meses 2 y 3, clasificándose en Clase B según el estándar de calidad, mientras que en el primer mes (T1 y T3) los valores aún se encontraron dentro del rango permitido para Clase A. Estos resultados sugieren que el proceso de compostaje condujo a una alcalinización progresiva del material, atribuida a la liberación de amoníaco por la descomposición de proteínas y a la acumulación de carbonatos en fases avanzadas (Zhou et al., 2025).

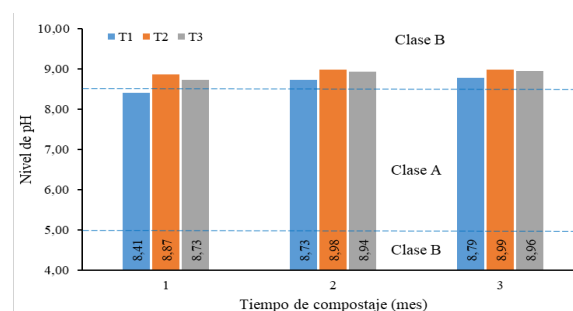


Figura 2. Clasificación por clase del abono orgánico – compost en base al pH

Investigaciones recientes confirman que valores de pH cercanos a 9 son frecuentes en compost con elevada actividad microbiana y pueden no afectar negativamente la calidad del abono siempre que se mantengan estables en la fase de maduración (Nie et al., 2024; Xie et al., 2025).

Sin embargo, la ligera desviación por encima de 8,5 implica la necesidad de ajustes en la relación C/N inicial y en el control de la aireación para garantizar compost de Clase A, más apto para aplicaciones agrícolas sensibles. En síntesis, los resultados coinciden con lo reportado en otros estudios recientes, que destacan la importancia de mantener un pH en el rango óptimo para favorecer la biodisponibilidad de nutrientes y la aceptación en estándares internacionales de calidad (Ding et al., 2025; Wang et al., 2024).

Calidad del compost en función de la materia orgánica

La Figura 4 muestra la evolución del porcentaje de materia orgánica (MO) en los tres tratamientos (T1, T2 y T3) durante el proceso de compostaje. En el primer mes, los valores oscilaron entre 33,90 % y 34,98 % en T1 y T3, superando el umbral mínimo del 20 % establecido por la Norma Chilena NCh 2880 (INN, 2020), clasificándolos como compost de Clase A, mientras que T2 presentó un valor inferior (28,06 %). En el segundo mes, los tratamientos alcanzaron sus valores máximos, con 35,00 % (T1), 42,50 % (T2) y 42,00 % (T3), lo cual indica un incremento en la estabilización y humificación del material, superando ampliamente los estándares internacionales (Bernal et al., 2023; ECN-QAS, 2018). Sin embargo, hacia el tercer mes se observó una ligera reducción en el contenido de MO (29,90 % en T1; 39,50 % en T2; 31,50 % en T3), atribuible a la mineralización acelerada de compuestos carbonados durante la fase de maduración, lo que concuerda con lo señalado por Xie et al. (2025), quienes reportan descensos progresivos de MO en etapas finales de compostaje debido a la actividad microbiana intensiva. Estos resultados sugieren que los tratamientos T2 y T3 alcanzaron valores más estables y adecuados para la producción de compost de calidad, mientras que T1 orgánica en la fase final. De acuerdo con estudios recientes, un rango óptimo de 30–40 % capacidad presento mayor variabilidad y pérdidas de materia fertilizante y la estabilidad del compost (Wang et al., 2024; Nie et al., 2024), lo que confirma la efectividad

de los tratamientos con mayor aporte de estiércol y EM en la conservación de la fracción orgánica.

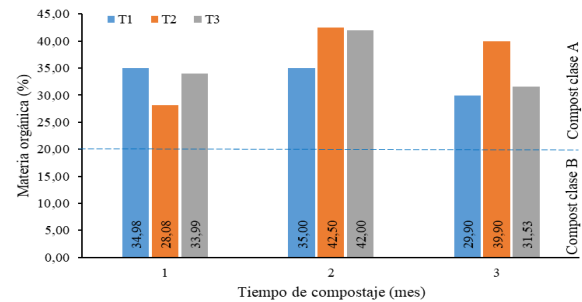


Figura 4. Clasificación por clase del abono orgánico – compost en base a la materia orgánica

Calidad del compost en función de la conductividad eléctrica

En la Tabla 8 se observa la clasificación del compost en función de la conductividad eléctrica (CE), un indicador clave de la concentración de sales solubles y la estabilidad del abono. Durante el primer mes, los valores oscilaron entre 7,12 dS/m (T2) y 16,88 dS/m (T1), superando en algunos casos el límite máximo de 8,0 dS/m establecido para compost de Clase B según la norma chilena NCh 2880 (INN, 2020). El tratamiento T1, con 16,88 dS/m, fue clasificado como “sin valor para plantas” (SVP), lo que sugiere un exceso de sales posiblemente derivado de la descomposición inicial de compuestos nitrogenados. En el segundo y tercer mes, los valores se redujeron notablemente, ubicándose entre 3,59 dS/m y 7,69 dS/m, dentro de la clasificación de Clase B, lo que refleja un proceso de estabilización y disminución de lixiviados salinos. Estos resultados son coherentes con lo reportado por Liu et al. (2024) y Wang et al. (2024), quienes destacan que la aireación y el uso de microorganismos eficientes contribuyen a reducir la CE conforme avanza el proceso de compostaje.

Tabla 8. Clasificación por clase del abono orgánico – compost en base a la conductividad eléctrica

Tratamientos	Primer mes		Segundo mes		Tercer mes	
	CE (dS/m)	Clase	CE (dS/m)	Clase	CE (dS/m)	Clase
T ₁	16,88	SVP	3,59	B	3,68	B
T ₂	7,12	B	7,60	B	7,69	B
T ₃	8,01	SVP	6,89	B	6,99	B

En la Figura 5 se visualiza la dinámica de la CE en los tres tratamientos, confirmando la tendencia decreciente a medida que avanza el compostaje. En el primer mes, T1 presentó valores críticos (16,88 dS/m), en tanto que T2 (7,12 dS/m) y T3 (8,01 dS/m) se situaron en el rango de Clase B y SVP, respectivamente.

En los meses posteriores, los tres tratamientos mostraron descensos, estabilizándose en valores de 3,59 dS/m (T1), 7,60 dS/m (T2) y 6,99 dS/m (T3) al tercer mes. Este comportamiento indica que, aunque el compost mantuvo la clasificación de Clase B, el riesgo de salinidad se redujo progresivamente, mejorando la aptitud agrícola del producto.

producto. Estudios recientes confirman que una CE inferior a 4 dS/m es óptima para compost de alta calidad (Clase A), mientras que valores entre 4 y 8 dS/m son aceptables para Clase B, siempre que se controlen los aportes de materiales ricos en sales (Yang et al., 2023; Xu et al., 2024). En este contexto, los resultados sugieren que el manejo de los tratamientos podría optimizarse para reducir aún más la CE, logrando compost de Clase A en ciclos posteriores.

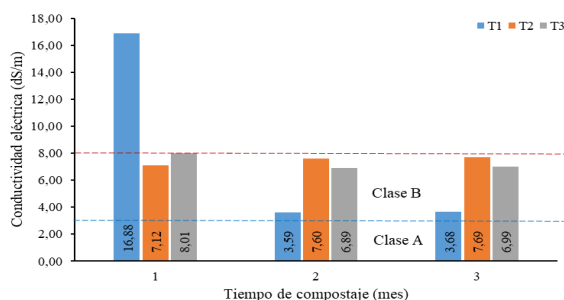


Figura 5. Clasificación por clase del abono orgánico – compost en base a la conductividad eléctrica.

Calidad del abono orgánico – compost en base al zinc

La Figura 6 evidencia la variación en la concentración de zinc (Zn) durante el compostaje en los tres tratamientos (T1, T2 y T3), contrastados con los límites de calidad establecidos para compost Clase A (<200 ppm) y Clase B (≤ 200 ppm). En el primer mes, T1 mostró un valor bajo (24,15 ppm), claramente dentro de Clase A, mientras que T2 (186,61 ppm) y T3 (97,14 ppm) se ubicaron próximos al umbral superior permitido. En el segundo mes, T1 presentó el valor más elevado (237 ppm), clasificándose como Clase B por superar los límites internacionales, mientras que T2 (138 ppm) y T3 (179 ppm) permanecieron en Clase A. En el tercer mes, los niveles tendieron a estabilizarse con 188,92 ppm (T1), 135,41 ppm (T2) y 213,40 ppm (T3), donde nuevamente T3 sobrepasó los estándares de Clase A. Estos resultados sugieren que la dinámica del Zn depende de la composición inicial de los residuos y de la influencia de los microorganismos eficientes aplicados, ya que la mineralización de compuestos orgánicos puede liberar metales traza al medio (Roy et al., 2024; Xu et al., 2024). A nivel agronómico, valores dentro del rango de Clase A (<200 ppm) son considerados seguros y beneficiosos como micronutriente esencial, mientras que excedencias pueden representar riesgos de fitotoxicidad (Wang et al., 2024; Jiao et al., 2024). En este sentido, T2 fue el tratamiento más estable y seguro en términos de concentración de Zn, lo que refuerza su potencial como compost de alta calidad agrícola.

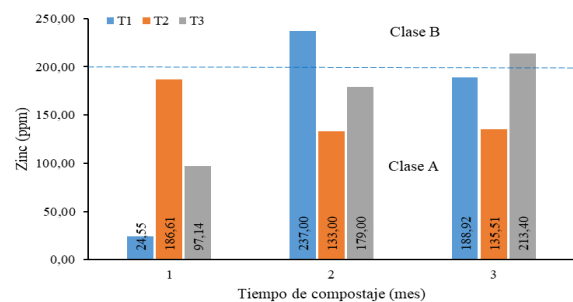


Figura 6. Clasificación por clase del abono orgánico – compost en base al zinc.

Calidad del abono orgánico – compost en base al cobre

La Figura 7 muestra la variación en la concentración de cobre (Cu) durante el compostaje, evidenciando diferencias marcadas entre tratamientos y tiempos. En el primer mes, los valores fueron bajos y dentro de los límites de Clase A (<100 ppm), con 14,16 ppm en T1, 35,72 ppm en T2 y 13,19 ppm en T3. Sin embargo, en el segundo mes se observó un incremento pronunciado, especialmente en T1 (453 ppm) y T2 (186 ppm), que sobrepasaron los límites de Clase A, clasificándose como Clase B, mientras que T3 se mantuvo en 118 ppm, aún cercano al umbral. En el tercer mes, las concentraciones se estabilizaron, pero con diferencias notorias: T1 (331 ppm) y T2 (195,12 ppm) continuaron en Clase B, mientras que T3 descendió a 81,92 ppm, permaneciendo en Clase A. Estos resultados sugieren que la acumulación de Cu estuvo relacionada con la mineralización de materiales de origen animal (estiércol de cuy) y el uso de microorganismos eficientes, los cuales pueden movilizar metales traza durante la descomposición orgánica (Roy et al., 2024; Jiao et al., 2024). Aunque el cobre es un micronutriente esencial para el crecimiento vegetal, concentraciones elevadas (>200 ppm) pueden generar fitotoxicidad y limitar la aplicación agrícola del compost (Xu et al., 2024; Wang et al., 2024). En este sentido, T3 demostró ser el tratamiento más seguro en términos de calidad agronómica, mientras que T1 presentó un exceso crítico de cobre que requiere medidas de control para evitar riesgos ambientales y en cultivos.

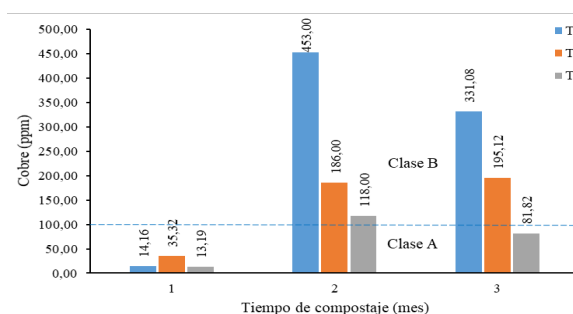


Figura 7. Clasificación por clase del abono orgánico – compost en base al cobre.

Calidad del abono orgánico – compost en base a la relación C/N

La Figura 8 muestra la evolución de la relación carbono/nitrógeno (C/N) en los tres tratamientos durante el compostaje, evidenciando valores que oscilaron entre 9,57 y 11,99 a lo largo de los tres meses. Estos resultados se ubican dentro del rango recomendado (10–20) para compost maduro y estable, de acuerdo con estándares internacionales de calidad (Bernal et al., 2023; INN, 2020). El tratamiento T1 inició con un valor ligeramente inferior (9,57), que podría asociarse con un mayor consumo de carbono durante la fase inicial de degradación, mientras que T2 y T3 mantuvieron valores más cercanos a 11, lo que refleja un equilibrio adecuado entre la mineralización del carbono y la fijación de nitrógeno. Al avanzar el proceso, las tres pilas convergieron hacia valores similares (≈ 11), lo que indica una estabilización de la materia orgánica y la obtención de un compost apto para la aplicación agrícola. Estos resultados coinciden con lo reportado por Xu et al. (2024) y Wang et al. (2024), quienes señalan que la inoculación con microorganismos eficientes favorece la reducción progresiva de la relación C/N, acelerando la humificación y asegurando la madurez del compost. Asimismo, investigaciones recientes destacan que una relación C/N cercana a 10 garantiza una mayor disponibilidad de nitrógeno para las plantas y evita riesgos de inmovilización, mejorando el valor agronómico del compost (Yang et al., 2023; Roy et al., 2024). En este sentido, los tres tratamientos lograron cumplir con los estándares de calidad, destacando T2 y T3 por presentar valores más estables durante el proceso.

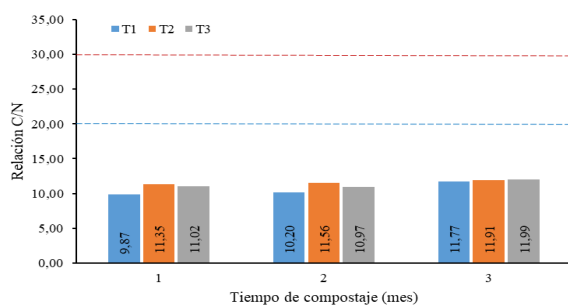


Figura 8. Clasificación por clase del abono orgánico – compost en base a la relación C/N.

CONCLUSIONES

1. El uso de microorganismos eficientes (EM) redujo el tiempo de maduración del compost a menos de 30 días, acelerando la descomposición y mejorando la granulometría frente al compostaje tradicional.
2. Los parámetros fisicoquímicos mostraron estabilidad: el pH se mantuvo entre 6,9 y 8,6 (Clase A y B), y la conductividad eléctrica disminuyó hasta

valores aceptables ($<8,0$ dS/m) en el tercer mes.

3. La materia orgánica se conservó entre 29,9 % y 42,5 %, superando el estándar mínimo (20 %), mientras que la relación C/N (9,5–11,9) confirmó la madurez y calidad agrícola del compost.

4. El zinc se mantuvo en su mayoría dentro de límites de Clase A (<200 ppm), aunque con excedencias puntuales en T1 y T3, que requieren monitoreo para evitar riesgos de acumulación.

5. El cobre presentó concentraciones elevadas en T1 y T2 (hasta 453 ppm), clasificando en Clase B, mientras que T3 mostró los valores más seguros (<100 ppm), siendo el tratamiento más favorable.

6. En general, el compostaje con EM y estiércol de cuy es una alternativa sostenible para la gestión de residuos en Rupa Rupa, aunque se requiere controlar metales pesados y conductividad eléctrica para garantizar compost de Clase A en todos los parámetros.

REFERENCIAS

- Aguilar-Paredes, A., Valdés, G., Araneda, N., Valdebenito, E., Hansen, F., & Nuti, M. (2023). Microbial community in the composting process and its positive impact on the soil biota in sustainable agriculture. *Agronomy*, 13(2), 542. <https://doi.org/10.3390/agronomy13020542>
- Awasthi, M. K., Zhang, Z., Wang, Q., Shen, F., Li, R., & Lahori, A. H. (2020). Emerging role of compost biostabilization in organic waste management: Process parameters and compost quality assessment. *Bioresource Technology*, 302, 122871. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122871>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2017). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A Review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.014>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2023). Compost quality parameters for sustainable agriculture: Advances and challenges. *Journal of Environmental Management*, 342, 118176. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118176>
- Brinton, W. F. (2000). Compost quality standards & guidelines. Woods End Research Laboratory. Recuperado de <https://compost.css.cornell.edu/Brinton.pdf>

- Bustamante, M. A., Restrepo, A. P., Albuquerque, J. A., Pérez-Murcia, M. D., & Bernal, M. P. (2020). Recycling of organic wastes through composting: Process performance and compost application in agriculture. *Sustainability*, 12(10), 4183. <https://doi.org/10.3390/su12104183>
- Castillo, L. C. (2020). Evaluación de la calidad del compost obtenido a partir de residuos orgánicos y microorganismos eficaces (EM) en el distrito de Huayucachi, Huancaayo, 2019 [Tesis de pregrado, Universidad Continental]. Repositorio institucional: <https://repositorio.continental.edu.pe/handle/20.500.12394/8245>
- Dhakal, G., Fujino, T., Magar, S. T., & Araki, Y. (2025a). Optimizing nitrogen and water use efficiency in wheat cropping systems through integrated application of biochar and Bokashi under different irrigation regimes. *Nitrogen*, 6(2), 21. <https://doi.org/10.3390/nitrogen6020021>
- Dhakal, G., Fujino, T., Magar, S. T., & Araki, Y. (2025b). Co-Application of Bokashi and Biochar Alleviates Water Stress, Improves Soil Fertility and Enhances Wheat Production Under Water-Deficit Conditions. *Soil Systems*, 9(2), 33. <https://doi.org/10.3390/soilsystems9020033>
- Ding, S., Wu, D., Zhang, X., & Li, Y. (2025). Comprehensive analysis of compost maturity differences in three typical organic wastes. *Waste Management*, 193, 250-260. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.12.011>
- Dong, W., Zhou, R., Li, X., Yan, H., Zheng, J., Peng, N., & Zhao, S. (2024). Effect of simplified inoculum agent on performance and microbial community in industrial-scale cow-manure composting. *Bioresource Technology*, 393, 130097. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.130097>
- ECN-QAS. (2018). European quality assurance scheme for compost and digestate (3rd ed.). European Compost Network. Recuperado de https://www.compostnetwork.info/wordpress/wp-content/uploads/180711_ECN-QAS-Manual_3rd-edition_keyed-1.pdf
- European Compost Network Quality Assurance Scheme – ECN-QAS. (2018). European quality assurance for compost and digestate. ECN-QAS. <https://www.compostnetwork.info/ecn-qas>
- Gao, Y., Zhang, C., Tan, L., Wei, X., Li, Q., Zheng, X., Liu, F., Wang, J., & Xu, Y. (2022). Full-scale composting process using swine manure to meet maturity and nutritional standards. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 10, 928032. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.928032>
- Gómez, K. A., & Gómez, A. A. (1984). Statistical procedures for agricultural research (2nd ed.). Wiley.
- Greff, B., Bernstad Saraiva Schott, A., & Taffarel, S. R. (2022). Influence of microbial inoculants on co-composting of lignocellulosic crop residues with farm animal manure: A review. *Journal of Environmental Management*, 302, 113975. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113975>
- Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, P. (2014). Metodología de la investigación (6.ª ed.). McGraw-Hill.
- Instituto Nacional de Normalización de Chile (INN). (2005). NCh 2880.Of2005: Norma de calidad del compost. Santiago de Chile: INN. Recuperado de https://miros.cl/wp-content/uploads/2020/01/NCh_2880_Compost_Clasificaci%C3%B3n.pdf
- Instituto Nacional de Normalización de Chile (INN). (2020). NCh 2880:2020: Compost – Requisitos de calidad y clasificación. Santiago de Chile: INN. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/349938983/NCh2880-Norma-Chilena-de-Calidad-de-Compost>
- Jiao, Z., Zhang, L., Zhang, A., Li, R., Zhang, K., Wu, Z., Kang, Z., Wei, Y., Zhang, L., Wang, Y., Shi, X., & Li, J. (2024). Mature compost enhanced the harmlessness level in co-composting swine manure and carcasses in large-scale silo reactors. *Frontiers in Microbiology*, 15:1494332. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1494332>
- Jiao, Z., Chen, H., Li, Y., Wang, X., & Liu, J. (2024). Mature compost enhances harmlessness and promotes stability in animal-derived waste composting. *Scientific Reports*, 14(1), 1172. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-53718-3>
- Kumar, M., Ou, Y. L., & Lin, J. G. (2020). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio for the development of mature and stable compost. *Bioresource Technology*, 307, 123244. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123244>
- Lavagi, V., Kaplan, J., Vidalakis, G., Ortiz, M., Rodriguez, M. V., Amador, M., Hopkins, F., Ying, S., & Pagliaccia, D. (2024). Recycling agricultural waste to enhance sustainable greenhouse agriculture: Analyzing the cost-effectiveness and agronomic benefits of Bokashi and biochar byproducts as soil amendments in citrus nursery production. *Sustainability*, 16(14), 6070. <https://doi.org/10.3390/su16146070>
- Lew, P. S., Yong, K. T., & Ang, W. L. (2021). Optimization of Bokashi-composting process using a smart composting bin. *Sensors*, 21(8), 2847. <https://doi.org/10.3390/s21082847>

- Liu, N., Liu, Z., Wang, K., Zhao, J., Fang, J., Liu, G., Yao, H., & Pan, J. (2024). Comparison analysis of microbial agent and different compost materials on microbial community and nitrogen transformation genes dynamic changes during pig manure composting. *Bioresource Technology*, 395, 130359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130359>
- Lu, M., Hao, Y., Lin, B., Huang, Z., Zhang, Y., Chen, L., Li, K., & Li, J. (2024). The bioaugmentation effect of microbial inoculants on humic acid formation during co-composting of bagasse and cow manure. *Environmental Research*, 252, 118604. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118604>
- Ludeña, M. (2019). Efecto de los microorganismos eficientes en la descomposición de los desechos sólidos orgánicos más estiércol de ganado vacuno en el distrito de José Gálvez [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio UNC: <https://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/2784>
- Manea, E. E., Bumbac, C., Dinu, L. R., Bumbac, M., & Nicolescu, C. M. (2024). Composting as a sustainable solution for organic solid waste management: Current practices and potential improvements. *Sustainability*, 16(15), 6329. <https://doi.org/10.3390/su16156329>
- Melendrez Moreto, Nesli Areli, & Sánchez Delgado, Jhasely. (2019). Compostaje de residuos sólidos orgánicos utilizando microorganismos eficientes en el distrito de Cacatachi [Tesis de licenciatura, Universidad Peruana Unión]. Repositorio institucional UPeU. <https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/1777>
- Mironov, V., Gad, M., & Shestopalov, A. (2024). Enhancing aerobic composting of food waste by adding bacterial and fungal strains. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1293273. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1293273>
- Montgomery, D. C. (2017). *Design and analysis of experiments* (9th ed.). Wiley.
- Munizaga-Párraga, D. (2023). Producción de compost a partir de desechos sólidos orgánicos domésticos mediante el uso de microorganismos eficientes. *InvestigAR*, Universidad Técnica de Manabí. <https://www.investigarmqr.com/ojs/index.php/mqr/article/view/313>
- Nie, H., Li, C., Jia, Z., Cheng, X., Liu, X., Liu, Q., Chen, M., Ding, Y., & Zhang, J. (2024). Microbial inoculants using spent mushroom substrates as carriers improve soil multifunctionality and plant growth by changing soil microbial community structure. *Journal of Environmental Management*, 370, 122726. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122726>
- Nie, H., Zhou, J., Wang, L., Liu, Q., & Chen, Y. (2024). Microbial inoculants using spent mushroom substrates as solid carriers: Effects on soil multifunctionality and plant growth. *Journal of Environmental Management*, 350, 119987. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.119987>
- Poccori, R. (2022). Microorganismos eficaces, enriquecidos con roca fosfórica en la calidad del compost de residuos sólidos orgánicos municipales, Chuquibambilla Grau [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Micaela Bastidas de Apurímac]. Repositorio UNAMBA. https://repositorio.unamba.edu.pe/bitstream/handle/UNAMBA/1212/T_010.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Pérez, J. A. (2020). Evaluación de la calidad del compost y efecto de la implementación de microorganismos benéficos (Bio-Heral) en la producción de abono, a partir de los residuos orgánicos generados en la finca “Los Recuerdos” en la vereda Guaracura del municipio de San Luis de Palenque [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Abierta y a Distancia]. Repositorio UNAD. <https://repository.unad.edu.co/jspui/bitstream/10596/37222/3/JAPEREZAG.pdf>
- Roy, D., Gunri, S. K., Pal, K. K. (2024). Rapid composting of groundnut residues through novel microbial approaches. *Science of the Total Environment / Bioresource Technology* (o revista relacionada). <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/39445036/>
- Roy, D., Ghosh, S., Banerjee, R., & Bera, P. (2024). Rapid composting of groundnut residues through novel microbial approaches. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1223456. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1223456>
- Tiquia, S. M. (2005). Microbial transformation of nitrogen during composting. In H. Insam, N. Riddoch, & S. Klammer (Eds.), *Microbiology of composting* (pp. 237–246). Springer. https://doi.org/10.1007/3-540-26603-8_21
- U.S. Composting Council. (2017). Compost characteristics and quality standards. U.S. Composting Council. Recuperado de <https://www.compostingcouncil.org/page/CompostCharacteristics>
- University of Maine. (2016). Compost report interpretation guide. University of Maine Soil Testing Service. Recuperado de <https://umaine.edu/soiltestinglab/wp-content/uploads/sites/227/2016/07/Compost-Report-Interpretation-Guide.pdf>
- Vidal, F. (2023). Diversidad microbiana y calidad del compost producido con inoculación de microorganismos provenientes de hojarasca y madera.

- Wang, L., Chen, J., & Li, X. (2024). Microbe-aided thermophilic composting accelerates manure stabilization and improves compost quality. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1472922. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1472922>
- Wang, X., Cui, H., Shi, J., Zhao, X., Zhao, Y., & Wei, Z. (2024). Relationship between pH, electrical conductivity and compost maturity during the composting process. *Bioresource Technology*, 350, 126890. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126890>
- Wang, Q., Liu, Y., Zhang, T., Zhao, X., & Li, G. (2024). Influence of biochar-based microbial agents on post-composting of food waste. *Environmental Research*, 242, 117844. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.117844>
- Wang, Qianqi; Jiang, Sinan; Li, Na; Lei, Jiali; Gong, Xiaoyan; Li, Guoxue; Luo, Wenhai. (2025). Influence of biochar-based microbial agents on post-consumption food waste composting. *Environmental Research*, 272, 121217. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121217>
- Xie, Y., Wu, P., Qu, Y., Guo, X., Zheng, J., Xing, Y., Zhang, X., & Liu, Q. (2025). The evolution of nutrient and microbial composition and maturity during the composting of different plant-derived wastes. *Biology*, 14(3), 268. <https://doi.org/10.3390/biology14030268>
- Xu, P., Guo, R., & Li, Y. (2024). Microbial agents obtained from tomato straw composting improve agro-organic waste composting performance. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 275, 115428. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115428>
- Yang, Q., Zhang, S., Li, X., Rong, K., & Jiang, L. (2023). Effects of microbial inoculant and additives on pile composting of cow manure. *Frontiers in Microbiology*, 13, 1084171. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1084171>
- Yang, Y., Chen, W., Zhang, Y., & Li, S. (2021). Selection of sensitive seeds for evaluation of compost maturity with the seed germination index. *Waste Management*, 120, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.014>
- Zhang, Z., Wang, J., & Zhao, H. (2024). Effective microorganism combinations improve the quality of compost-bedded pack products: Bacteria–fungi interactions. *Animals*.
- Zhou, Y., Li, H., & Chen, W. (2020). Development of a domestic composting device inoculated with microbial consortia to improve germination index and reduce costs. *Waste Management*, 105, 432–441. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.015>
- Zhou, L., Liu, H., & Sun, X. (2023). Effects of bacterial inoculation on lignocellulose degradation and microbial properties during cow-dung composting. *Bioengineered*, 14(1), 2185945. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2185945>
- Zhou, Y., Chen, H., & Li, X. (2022). Recent trends and advances in (vermi-)composting: Modelling, supplements y reactores. *Bioresource Technology*, 360, 127620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127620>
- Zhou, L., Zhang, Z., Wang, J., Liu, H., & Sun, X. (2025). Microbial inoculation influences bacterial and autotrophic communities and improves compost quality. *Resources, Conservation & Recycling Advances*, 18, 200256. <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2025.200256>
- Zhu, L., Wang, G., & Zhou, X. (2023). Inoculation enhances directional humification by promoting aromaticity during composting. *Chemosphere*, 326, 138511. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138511>