



Evaluación fisicoquímica y microbiológica del digestato de rumen bovino tratado anaeróbicamente para su uso como biofertilizante

Physicochemical and microbiological evaluation of anaerobically treated bovine rumen digestate for use as a biofertilizer

Mariños López-Mas^{1*} , Wildor Gosgot-Angeles² , Homar Santillan-Gomez²

Merbelita Yalta-Chappa² , Miguel Barrera-Gurbillón²

RESUMEN

Este estudio evaluó las características fisicoquímicas y microbiológicas del digestato obtenido mediante digestión anaeróbica del contenido ruminal bovino en el Camal Municipal de Chachapoyas (Amazonas-Perú), con el propósito de determinar su viabilidad como biofertilizante. Se analizaron parámetros de calidad del effluente pH, turbidez, sólidos totales, oxígeno disuelto, nutrientes, metales y microorganismos indicadores, siguiendo protocolos estandarizados del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Los resultados evidenciaron una mejora significativa en la calidad fisicoquímica del digestato, reflejada en la reducción de turbidez (6620 a 770 NTU) y sólidos totales (31.645 a 2.797 mg L⁻¹), acompañada del incremento del oxígeno disuelto (0.18 a 2.19 mg L⁻¹) y un pH cercano a la neutralidad (6.74–6.86). Asimismo, se observó disminución de nitritos, sulfatos, aluminio, hierro y bario, junto con un aumento de potasio y magnesio, lo que refuerza su valor agronómico como biofertilizante líquido. Sin embargo, el análisis microbiológico reveló persistencia de coliformes totales, fecales y *Escherichia coli* (1.52 × 10⁶ NMP/100 mL), aunque no se detectó *Salmonella* spp. ni *Vibrio cholerae*. Estos hallazgos confirman que, si bien la digestión anaeróbica optimiza la calidad fisicoquímica y el contenido nutricional del digestato, no garantiza su inocuidad microbiológica. Se recomienda la implementación de tratamientos postdigestión (compostaje, pasteurización o bioadsorción con carbón activado) para garantizar su uso seguro en sistemas agrícolas sostenibles.

Palabras clave: digestato, biofertilizante, sistemas agrícolas, biosol.

ABSTRACT

This study evaluated the physicochemical and microbiological characteristics of digestate produced by anaerobic digestion of bovine rumen content at the Chachapoyas Municipal Slaughterhouse (Peru) to determine its potential as a biofertilizer. Key effluent quality parameters, pH, turbidity, total solids, dissolved oxygen, nutrients, metals, and microbial indicators, were analyzed following Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Results showed a substantial improvement in the physicochemical quality of the digestate, evidenced by a sharp reduction in turbidity (6620 to 770 NTU) and total solids (31.645 to 2.797 mg L⁻¹), along with an increase in dissolved oxygen (0.18 to 2.19 mg L⁻¹) and a near-neutral pH (6.74–6.86). Nitrites, sulfates, aluminum, iron, and barium concentrations decreased markedly, while potassium and magnesium increased, reinforcing the digestate's agronomic potential as a nutrient-rich biofertilizer. Conversely, the microbiological analysis revealed persistent contamination by total and fecal coliforms, as well as *Escherichia coli* (1.52 × 10⁶ MPN/100 mL), although *Salmonella* spp. and *Vibrio cholerae* were not detected. These findings indicate that while anaerobic digestion enhances the physicochemical stability and nutrient composition of the digestate, it does not ensure microbiological safety. Post-digestion treatments such as composting, pasteurization, or biochar adsorption are recommended to guarantee safe agricultural application within sustainable production systems.

Keywords: digestate, biofertilizer, agricultural systems, biosol.

¹Escuela de posgrado, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas, Chachapoyas, Amazonas, Perú.

²Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas, Chachapoyas, Amazonas, Perú.

*Autor de correspondencia. E-mail: marinos.lopez@untrm.edu.pe

I. INTRODUCCIÓN

La digestión anaeróbica (DA) es un proceso biotecnológico ampliamente utilizado para el tratamiento y valorización de residuos orgánicos. Se basa en la acción sinérgica de consorcios microbianos que degradan la materia orgánica en ausencia de oxígeno, generando biogás con valor energético y digestato, una mezcla líquida y sólida rica en compuestos orgánicos e inorgánicos con potencial uso como enmienda agrícola (Jaimes-Estévez et al., 2023). Este proceso ha cobrado creciente relevancia por su doble función: mitigar los impactos ambientales asociados a la gestión inadecuada de residuos y contribuir a la generación de energía renovable (Sánchez et al., 2023).

En este contexto, la transformación del contenido ruminal bovino mediante DA representa una estrategia prometedora, al reducir la carga contaminante de los residuos pecuarios y simultáneamente producir biogás. Sin embargo, el digestato resultante presenta características fisicoquímicas y microbiológicas que requieren una evaluación rigurosa para determinar su idoneidad como enmienda orgánica o fertilizante agrícola (Antônio da Silva et al., 2025).

La composición del digestato es inherentemente variable, influida por factores como la naturaleza del sustrato, las condiciones operativas del sistema especialmente la temperatura (20–55 °C), que abarca los regímenes psicrófilo, mesófilo y termófilo, la carga orgánica, el tiempo de retención hidráulica (TRH) y los tratamientos postdigestión (Hao et al., 2017; Kovačić et al., 2022). Dentro de los residuos ganaderos, el contenido ruminal bovino destaca por su alta carga orgánica y disponibilidad, lo que lo convierte en un sustrato idóneo para la digestión anaeróbica (Romio et al., 2024). No obstante, la evidencia sobre la calidad fisicoquímica y microbiológica del digestato proveniente de este tipo de residuos en camales municipales sigue siendo limitada, pese a su potencial aprovechamiento como biofertilizante.

Desde el punto de vista técnico, la caracterización del digestato implica el análisis de parámetros

fisicoquímicos como pH, conductividad eléctrica (CE), demanda química de oxígeno (DQO), concentración de nutrientes (N, P, K) y contenido de materia orgánica residual y microbiológicos, orientados a identificar la presencia de microorganismos patógenos (coliformes fecales, *Escherichia coli*, *Salmonella* spp.), cuya persistencia puede comprometer su inocuidad agrícola (Li et al., 2025).

El aprovechamiento agronómico del digestato enfrenta retos técnicos y normativos debido a su heterogeneidad composicional y a la ausencia de estándares uniformes para su aplicación en campo (Wen et al., 2025). En el Perú, el Decreto Supremo N.º 015-2017-VIVIENDA regula el uso agrícola de lodos estabilizados, ofreciendo un marco técnico y sanitario que podría orientar la futura regulación del digestato como enmienda orgánica (Perú, 2017). Factores como el pretratamiento del sustrato, la dinámica microbiana durante la digestión y las condiciones de almacenamiento postdigestión afectan de manera directa su calidad y estabilidad (Salehiyoun et al., 2025).

Diversos estudios han documentado los beneficios ambientales y económicos del uso de biodigestores en sistemas agropecuarios, incluyendo la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, la valorización energética de residuos y el fortalecimiento de la sostenibilidad en pequeñas y medianas explotaciones rurales (Zhang et al., 2024). En el contexto latinoamericano, la implementación de biodigestores en camales municipales emerge como una estrategia integral para la gestión sostenible de residuos ganaderos y el impulso de una bioeconomía circular (Zhao et al., 2023).

Pese a este potencial, la información sobre la calidad fisicoquímica, nutricional y microbiológica del digestato derivado del contenido ruminal bovino es aún incipiente. En este sentido, la digestión anaeróbica podría constituir una alternativa viable para mejorar la estabilidad, el valor agronómico y la inocuidad del digestato. Por ello, el presente estudio tuvo como objetivo caracterizar exhaustivamente el digestato obtenido mediante la digestión anaeróbica

del contenido ruminal bovino en el Camal Municipal de Chachapoyas (Amazonas - Perú), evaluando sus propiedades fisicoquímicas, nutricionales y microbiológicas, con el propósito de determinar su viabilidad técnica, agronómica y sanitaria como biofertilizante, y promover su integración segura y sostenible en sistemas agrícolas locales.

II. MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en el sector Bocanegra, perteneciente al distrito y provincia de Chachapoyas, región Amazonas, Perú. La investigación se llevó a cabo específicamente en el camal municipal de Chachapoyas, ubicado a aproximadamente 2,8 km de la plaza de armas de la ciudad. Las coordenadas geográficas del sitio corresponden a 180448.12 m E y 9310579.27 m S (Zona 18M, UTM).

De acuerdo con Rascón et al. (2022), el área presenta

un régimen climático húmedo de octubre a marzo y seco de abril a septiembre, con una temperatura media anual de 16 °C, una altitud promedio de 2 330 m s. n. m., una precipitación anual cercana a 800 mm y una humedad relativa promedio de 88 %.

Recolección y análisis de muestras

Las muestras fueron recolectadas siguiendo protocolos estandarizados para análisis fisicoquímicos y microbiológicos, conforme a las directrices del Laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas (LABISAG) de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas, basadas en los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 23rd ed., 2023). Se obtuvieron dos muestras simples: la primera correspondiente al afluente del biodigestor (entrada del sustrato) y la segunda al efluente (digestato) tras 35 días de tiempo de retención hidráulica.

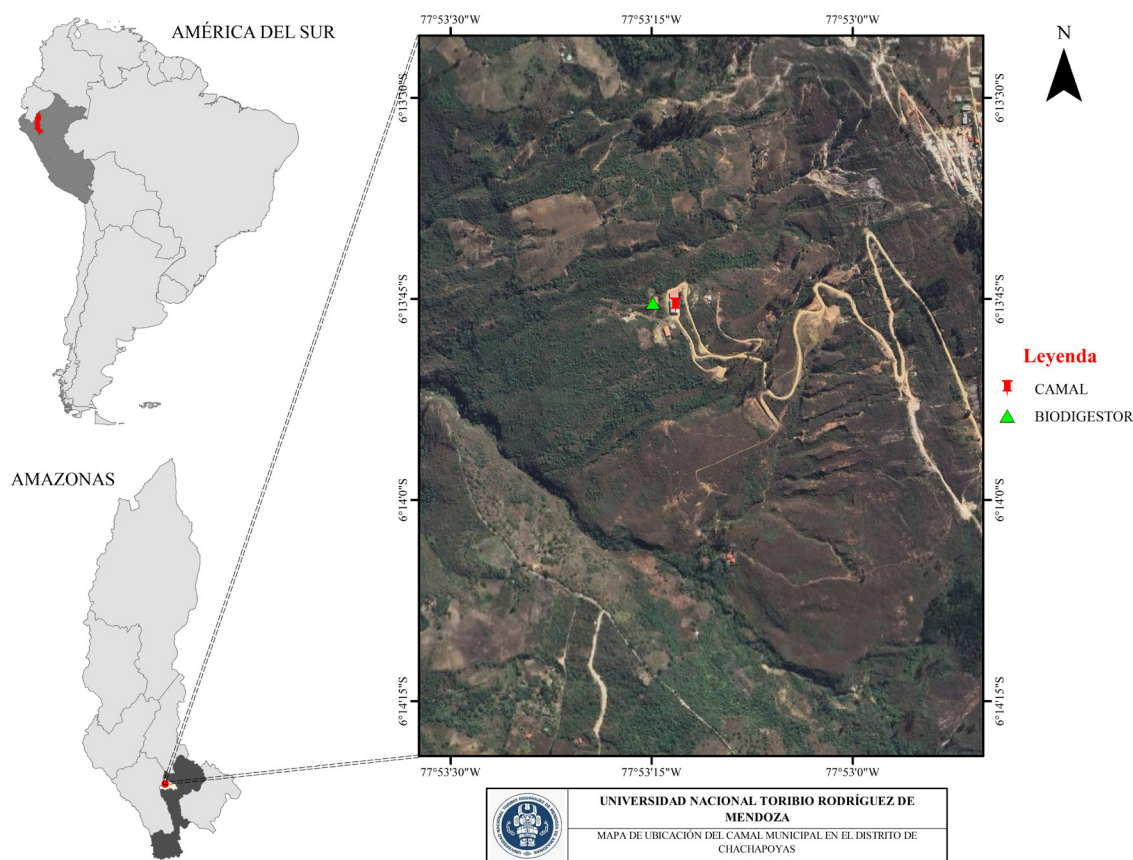


Figura 1. Ubicación del camal municipal de Chachapoyas y punto de muestreo en el sector Bocanegra (Amazonas, Perú).

Cada muestra tuvo un volumen de 1 L, recolectada en botellas de vidrio y de polietileno de alta densidad (PEAD), previamente lavadas y herméticamente selladas. Las muestras destinadas a análisis microbiológicos se depositaron en frascos esterilizados y se transportaron en conservadoras portátiles entre 2 °C y 8 °C, mientras que las destinadas a análisis fisicoquímicos se mantuvieron refrigeradas, en envases ámbar y sin conservantes. El intervalo entre la recolección y el inicio del análisis fue inferior a 1 h, dada la proximidad del punto de muestreo al laboratorio, lo que aseguró la integridad de las determinaciones. Todas las botellas fueron rotuladas con la información correspondiente (punto de muestreo, fecha y hora: 12 de febrero de 2025, 15:00 h) (Chaves et al., 2025).

Los análisis fisicoquímicos se realizaron según metodologías estandarizadas del manual APHA, garantizando la precisión, reproducibilidad y trazabilidad de los resultados. Se evaluaron los siguientes parámetros: nitritos (NO_2^-), sulfatos (SO_4^{2-}) y fosfatos (PO_4^{3-}), como indicadores de nutrientes inorgánicos derivados del proceso de digestión anaeróbica. Asimismo, se cuantificaron elementos metálicos esenciales y traza, aluminio (Al), boro (B), calcio (Ca), hierro (Fe), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na) y bario (Ba), para caracterizar la calidad agronómica del biol y su potencial como biofertilizante líquido.

El análisis microbiológico incluyó la determinación de coliformes totales y fecales, así como la detección de *Escherichia coli* y *Salmonella* spp. mediante cultivo en medios selectivos y técnicas moleculares complementarias. Los coliformes totales y fecales se cuantificaron por el método del Número Más Probable (NMP/100 mL), utilizando caldo Lauril Sulfato Triptosa para la prueba presuntiva y caldo EC para la confirmativa (APHA 9221 B y 9221 E). Los tubos positivos se identificaron por la presencia de turbidez y gas en campanas Durham, tras incubación a 37 °C por 24–48 h para coliformes totales y a 44.5 °C por 24 h para coliformes fecales.

La confirmación de *E. coli* se realizó mediante

siembra en Agar EMB (Eosina Azul de Metileno) y observación de colonias con brillo metálico verdoso (ISO 9308-1:2014). La detección de *Salmonella* spp. se efectuó mediante enriquecimiento no selectivo en Caldo Lactosado, seguido de enriquecimiento selectivo en Caldo Rappaport-Vassiliadis e inoculación en Agar XLD (Xilosa-Lisina-Desoxicolato). Los resultados se expresaron como NMP/100 mL o en términos de presencia/ausencia, según el microorganismo evaluado. Adicionalmente, se monitorearon las condiciones operativas del digestor temperatura, tiempo de retención hidráulica y carga orgánica conforme a los protocolos descritos por (Wen et al., 2025).

Metodología

Análisis de conductividad eléctrica

La determinación de la CE se realizó mediante el Método 2510 B descrito en los APHA, AWWA, WPCF. El equipo fue calibrado con soluciones patrón de conductividad, garantizando la trazabilidad de la medición. Posteriormente, se homogenizó cada muestra y se tomó una alícuota representativa, en la cual se introdujo el electrodo previamente enjuagado con agua destilada y secado con papel absorbente. La lectura se realizó una vez estabilizado el valor en el visor digital del medidor, registrándose los resultados en unidades de μScm^{-1} (Maradini et al., 2023).

Análisis de la turbidez.

Se determinó mediante el Método 2130 B (Nefelometría) descrito en los APHA, AWWA, WEF. El turbidímetro (Marca: HACH, Modelo: 2100Q) fue verificado previamente utilizando estándares primarios de formazina con el fin de asegurar la precisión y trazabilidad de la medición. Posteriormente, las muestras fueron homogenizadas cuidadosamente y transferidas a celdas de lectura de 3.5 mL de capacidad. Las lecturas se realizaron una vez estabilizado el valor en el equipo, expresándose los resultados en unidades nefelométricas de turbidez (NTU) (Nogueira et al., 2023).

Análisis de los sólidos totales.

Se empleó método: 2540 B del standard methods:

Sólidos totales secados, para ellos se utilizó un vaso de 250 mL de capacidad, posteriormente se llenó con 200 mL de la muestra previamente homogenizada. El recipiente se colocó en una a la estufa a 105 °C asegurando la completa evaporación del agua. Posteriormente, el vaso se enfrió y se determinó el peso final. Los datos obtenidos una vez realizado el cálculo se reportan en mgL⁻¹. La concentración de sólidos totales (ST) se calculó según la Ecuación (1), y expresada en mg L⁻¹.

$$ST \frac{\text{mg}}{\text{L}} = \frac{\text{pf}-\text{pi}}{\text{V}}$$

Pf: peso final después de secar la muestra (g)

Pi: peso inicial (g)

V: volumen de la muestra

Análisis de los sólidos totales (ST).

La determinación de los sólidos totales se realizó mediante el Método electrométrico 2510 C, descrito en APHA, AWWA, WEF. El equipo fue calibrado utilizando soluciones patrón de conductividad equivalentes a concentraciones conocidas. Para el análisis, se enjuagó un vaso de precipitados con una alícuota de la misma muestra y se transfirieron aproximadamente 60 mL de muestra homogenizada. El electrodo se introdujo en la muestra hasta estabilizar la lectura en el visor digital, registrándose los resultados en mg L⁻¹ de ST.

Análisis de pH.

Se determinó mediante la Metodología 4500-H+; APHA, AWWA, WPCF: Electrodométrico, se realizó la calibración del equipo (potenciómetro) con solución estándar de pH de 4.01; 7.01 y 10.01, una vez calibrado el equipo se procede a realizar el análisis de la muestra para ello, se lavó con agua destilada el electrodo y luego se seca con papel absorbente. Posteriormente se sumerge el electrodo en el vaso de precipitado beaker que contiene unos 60 mL aproximadamente la muestra. Correr lectura esperar que se normalice, leer y registra el dato de pH. Se enjuaga con agua destilada y secarlo con papel absorbente, introducir el sensor en la solución de KCl 3M, para evitar daños y colocar el bulbo de protección.

Análisis la dureza total

Para determinar la dureza total del agua se realizó mediante la Metodología 2340C APHA, AWWA, WEF: Titulación con EDTA; en un matraz Erlenmeyer de 250 mL de capacidad agregar 50 mL de la muestra, posterior a ello adicionar 2 mL de la solución Buffer Dureza + una pizca muy pequeña de Negro de Eriocromo T (NET). Finalmente hacer la titular con la solución de EDTA 0,02N hasta que cambie de color fucsia a un color azul ahí es donde finaliza la titulación, anotar el volumen de EDTA gastado durante la titulación.

Cálculo para determinar la dureza total del agua.

$$\text{Dureza Total en EDTA} = \frac{\text{NAV G}}{\text{VM}} (50000) = \text{ppm CaCO}_3$$

Dónde:

NA = Concentración Normal del EDTA

VG = Volumen (mL) de EDTA gastado

Vm = Volumen (mL) de muestra de agua empleado.

Análisis de sulfatos

Para determinar la concentración de sulfatos se empleó el método colorímetro, se toma 50 mL de la muestra y colocarlos en un vaso de precipitación de 200 mL, agregar 5 mL solución de sulfato SO₄²⁻ (Acondicionadora) y se adiciona una pizca de cloruro de bario (Ba₂Cl), para este método se necesita un blanco el cual se procede tomando 50 mL de las muestras y se agrega 5 mL de solución acondicionadora de SO₄²⁻ la diferencia del blanco es que no utilizas el cloruro de bario (Ba₂Cl), luego se agita durante 1 minuto y dejar reposar por 3 minutos para que reaccione, posteriormente colocar la muestra de blanco en las celdas del colorímetro y poner en cero, finalmente colocar la muestra en las celdas, correr lectura y registrar los resultados obtenidos en mg L⁻¹ SO₄²⁻.

Análisis de oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto se determinó mediante el método 4500-OG; APHA, AWWA, WPCF, utilizando un electrodo de membrana. Se colocó aproximadamente 60 mL de muestra en un vaso Vicker, y se sumergió el electrodo en la muestra. A continuación, se realizó la

lectura directa en la pantalla del equipo, registrando los valores obtenidos de oxígeno disuelto en mg L^{-1} de OD. Finalmente, el electrodo fue retirado, enjuagado con agua destilada y secado con papel absorbente.

Análisis de nitritos

Para determinar los nitritos se realizó la curva de calibración con los estándares de nitritos con un nivel de significancia de 0.9999 % para asegurar la confiabilidad de los resultados.

$$\frac{C_i}{V_i} = \frac{C_f}{V_f} = 1000 \frac{\text{mg}}{\text{L}} (V_i) = 1 \frac{\text{mg}}{\text{L}} 500 \text{ ml} = V_i = 0.5 \text{ ml}$$

Donde:

Ci: Concentración inicial

Vi: Volumen inicial

Cf: Concentración final

Vf: Volumen final

Significa que utilizaremos 0.5 mL de la solución madre para obtener una solución intermedia de 1.0 mg/L de concentración. Para calcular las soluciones de rangos de trabajo se empleará la misma fórmula de soluciones intermedias. Se considera un volumen final de cada concentración de 50 mL.

Análisis de amonio

Se realizó las curvas de calibración del espectrofotómetro antes del inicio de los análisis, curva de calibración se realiza antes del inicio de los análisis, para ello se considera los pasos que a continuación se detalla.

Se debe de contar con una solución estándar madre para amonio de 1.00 mg L^{-1} en frasco 4NH de presentación de 100 mL. A partir de la solución madre se elabora la solución intermedia NH_4 de 0.5 mg L^{-1} y volumen final requerido de 500 mL, para ello empleamos la siguiente fórmula para los cálculos:

$$\frac{C_i}{V_i} = \frac{C_f}{V_f} = 1000 \frac{\text{mg}}{\text{L}} (V_i) = 0.5 \frac{\text{mg}}{\text{L}} 500 \text{ ml} = V_i = 0.25 \text{ mL}$$

Significa que utilizaremos 0.25 mL de la solución madre para obtener una solución intermedia de 0.5 mg L^{-1} de concentración. Para calcular las soluciones de rangos de trabajo se empleará la misma fórmula de soluciones intermedias, se considera un volumen final

de cada concentración de 50 mL.

Análisis de fosfatos

El análisis de fosfatos se llevó a cabo mediante el método del ácido ascórbico utilizando espectrofotometría. Se tomaron 5 mL de cada muestra y se transfirieron a tubos de ensayo previamente rotulados. Adicionalmente, se preparó un tubo marcado como "BR" (Blanco Reactivo), al cual se le añadieron 5 mL de agua desionizada.

A cada tubo de ensayo se le incorporó un sobre del reactivo Phosver 3 (HACH), agitando durante 20 segundos para asegurar la mezcla homogénea. Se preparó un blanco utilizando únicamente agua destilada y un sobre del reactivo Phosver 3, siguiendo las mismas condiciones. Posteriormente, las soluciones se dejaron reaccionar durante 8 minutos a temperatura ambiente. Las muestras fueron transferidas a celdas de cuarzo para la medición de absorbancia en un espectrofotómetro ajustado a una longitud de onda de 890 nm. El resultado se expresó en mg L^{-1} de fosfato. Cabe señalar que el espectrofotómetro fue encendido al menos 30 minutos antes del análisis para garantizar su estabilización.

Análisis de parámetros microbiológicos

La cuantificación de coliformes totales se realizó utilizando el método 9221 B del estándar APHA, basado en el procedimiento del Número Más Probable (NMP) por cada 100 mL de muestra. Este método es aplicable al análisis microbiológico de aguas destinadas al consumo humano, aguas residuales y aguas naturales superficiales. La detección de coliformes se llevó a cabo mediante la técnica de tubos múltiples, también conocida como método del Número Más Probable.

Para la aplicación del método, las muestras fueron sometidas a diluciones seriadas. En el caso de aguas residuales, se realizó una dilución hasta 10^{-5} ; mientras que para aguas naturales superficiales y de consumo humano, la dilución fue hasta 10^{-3} . Las lecturas se realizaron para pruebas presuntivas y confirmativas, enfocándose en la estimación del NMP. Este valor representa una aproximación estadística de la concentración de microorganismos, ya que, a diferencia del conteo de colonias, no se obtiene un

número exacto.

Prueba de confirmación de Coliformes Fecales

Para la prueba de confirmación de coliformes fecales se utilizaron tubos con medio de cultivo caldo EC (*Escherichia coli*). A partir de los tubos positivos en Lauril Sulfato Triptosa (LST), se extrajeron 1000 μL de muestra, los cuales se inocularon en tubos que contenían el medio de caldo EC. Posteriormente, las muestras fueron incubadas a $44 \pm 0.5^\circ\text{C}$ durante 24 a 48 horas, bajo condiciones controladas de laboratorio. Tras el periodo de incubación, se evaluó la presencia de turbidez y formación de gas en las campanas de Durham, indicadores de la fermentación de lactosa por bacterias termotolerantes del grupo coliforme fecal, principalmente *Escherichia coli*. La generación de gas y turbidez se consideró evidencia confirmatoria de coliformes fecales, reflejando su capacidad metabólica para fermentar carbohidratos a temperaturas elevadas (Edberg et al., 2000; Wei et al., 2024).

III. RESULTADOS

Análisis físico del digestato

Tabla 1. Variación de los parámetros físicos del digestato.

Parámetro	U.M	Ingreso	Salida
pH	pH	6.74	6.86
Turbidez	NTU	6.620	770
Oxígeno disuelto	mgL-1	0.18	2.19
Sólidos totales	mg L-1	31.645	2.797

Los resultados físicos (Tabla 1) evidencian una mejora sustancial en la calidad del digestato tras el proceso de digestión anaeróbica. El pH aumentó ligeramente de 6.74 a 6.86 (incremento del 1.8 %), reflejando una tendencia hacia la neutralidad, condición que favorece la estabilidad del digestato y la actividad de las bacterias metanogénicas (Świąteczak et al., 2019). La turbidez mostró una reducción significativa del 88.4 %, pasando de 6.620 a 770 NTU, lo que indica una remoción eficiente de sólidos suspendidos y una mayor claridad del efluente. De igual forma, los sólidos totales disminuyeron de 31.645 mg L^{-1} a 2.797 mg L^{-1} (−91.2 %), evidenciando una degradación

efectiva de la materia orgánica y una alta eficiencia del proceso anaeróbico (Otieno et al., 2023).

El oxígeno disuelto aumentó de 0.18 mg L^{-1} a 2.19 mg L^{-1} (+1115 %), posiblemente debido a una ligera aireación posterior al muestreo o durante el almacenamiento, sin comprometer el carácter anaerobio del sistema. Este incremento sugiere una mejora en la calidad del efluente, con mayor disponibilidad de oxígeno residual.

En conjunto, los resultados confirman la eficiencia del tratamiento anaeróbico en la reducción de sólidos y turbidez, manteniendo condiciones químicas estables que favorecen la maduración del digestato. Se recomienda, sin embargo, evaluar la variabilidad experimental y la consistencia de los cambios en escalas piloto e industrial.

Análisis químico del digestato

Tabla 2. Composición química del digestato.

Parámetro	U.M	Ingreso	Salida
Nitritos	ppm N-NO ₂	1.27	0.52
Sulfatos	ppm SO ₄ 2-	510.00	30.2
Fosfatos	ppm PO ₄ 3-	70.79	63.12
Aluminio	ppm Al	12.24	1.1
Boro	ppm B	<0.005	<0.005
Calcio	ppm Ca	130.28	117.85
Hierro	ppm Fe	4.3	2.25
Magnesio	ppm Mg	17.48	20.85
Potasio	ppm K	117.88	222.69
Sodio	ppm Na	57.78	49.13
Bario	ppm Ba	1.45	0.45

El análisis químico revela transformaciones significativas en la composición del digestato. Se observaron reducciones en nitritos (−59 %), sulfatos (−94 %), aluminio (−91 %), hierro (−48 %) y bario (−69 %), lo que sugiere procesos de transformación bioquímica, precipitación y estabilización que reducen la carga contaminante y mejoran la calidad agronómica del digestato.

Los fosfatos disminuyeron levemente (−10.8 %), manteniéndose en concentraciones adecuadas como fuente de fósforo disponible. En contraste, se evidenció un incremento en magnesio (+19 %)

y potasio (+89 %), lo que indica una liberación de nutrientes esenciales durante la degradación de la materia orgánica, aumentando el valor fertilizante del efluente. El calcio y sodio presentaron reducciones moderadas, mientras que el boro se mantuvo por debajo del límite de detección, sin implicar riesgos de fitotoxicidad.

Análisis microbiológico del digestato

Tabla 3. Indicadores microbiológicos del digestato.

Parámetro	U.M	Ingreso	Salida
Coliformes totales	NMP/ 100 mL	1523851	1523851
Coliformes fecales	NMP/ 100 mL	1523851	1523851
<i>E. coli</i>	NMP/ 100 mL	1523851	1523851
Streptococos	NMP/ 100 mL	<1.8	<1.8
Enterococos	NMP/ 100 mL	<1.8	<1.8
<i>Salmonella</i>	presencia/ ausencia	ausencia	ausencia
<i>V. cholerae</i>	presencia/ ausencia	ausencia	ausencia

A pesar de las mejoras fisicoquímicas observadas, el análisis microbiológico evidencia una limitada higienización del digestato. Los coliformes totales, fecales y *Escherichia coli* permanecieron en niveles elevados (1.52×10^6 NMP/100 mL), tanto en el afluente como en el efluente, indicando una escasa reducción de la carga microbiana y un potencial riesgo sanitario si se aplica directamente al suelo agrícola.

En contraste, *Streptococcus* y *Enterococcus* se mantuvieron por debajo del límite de detección (< 1.8 NMP/100 mL), y no se detectó la presencia de patógenos relevantes como *Salmonella* spp. ni *Vibrio cholerae*, lo cual es favorable desde el punto de vista sanitario.

Estos resultados sugieren que, si bien la digestión anaeróbica contribuye parcialmente a la reducción microbiana, no garantiza la eliminación total de microorganismos indicadores de contaminación fecal. Por tanto, se recomienda la aplicación de tratamientos postdigestión como compostaje, pasteurización o filtración con carbón activado para asegurar la

inocuidad microbiológica del digestato antes de su uso agrícola.

IV. DISCUSIÓN

El funcionamiento del biodigestor alimentado con contenido ruminal influyó directamente en la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica. La temperatura promedio registrada (25 °C), correspondiente a la zona mesófila baja, pudo haber limitado parcialmente la producción de biogás (Romio et al., 2024). Este comportamiento concuerda con lo reportado por Li et al. (2020), quienes señalan que la temperatura es un factor crítico para optimizar la degradación orgánica y la generación de metano. La estabilidad térmica resulta fundamental, dado que fluctuaciones significativas afectan la actividad microbiana y la eficiencia del sistema (Castro et al., 2025). Asimismo, la retención hidráulica constituye un parámetro determinante, y se ha demostrado que valores inferiores a 20 días reducen considerablemente la producción de biogás (Matjuda et al., 2023). Estrategias complementarias, como la preacidificación del sustrato y el control de la carga orgánica, pueden incrementar la eficiencia del proceso (Zhang et al., 2024).

El control del pH fue otro elemento clave para mantener la estabilidad del sistema. Valores por debajo de 6.5 pueden inducir inhibición por acumulación de ácidos grasos volátiles, mientras que valores superiores a 8 disminuyen la solubilidad de nutrientes esenciales para las arqueas metanogénicas (Leca et al., 2024). En este estudio, el pH se mantuvo dentro del rango óptimo de operación (6.5–8.0), lo que indica un proceso estable y sin alteraciones significativas en la actividad microbiana (Zainal et al., 2022). De forma complementaria, el monitoreo de la conductividad eléctrica (CE) permitió evaluar la acumulación de sales, aspecto relevante para determinar la idoneidad del digestato como biofertilizante (Shafaghat et al., 2024), dado que valores elevados de CE pueden deteriorar la estructura del suelo y limitar la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Tiong et al., 2024).

La turbidez del efluente se redujo en un 87 %, resultado atribuible a la sedimentación y floculación

de sólidos, lo que evidencia una mejora sustancial en la clarificación y sugiere su potencial aplicación agrícola tras tratamientos complementarios (Tiong et al., 2024). Paralelamente, la disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) reflejó una adecuada biodegradación del sustrato, indicador directo de la eficiencia del proceso anaeróbico (Chevalier et al., 2025).

La notable reducción de sólidos totales confirmó una degradación efectiva de la materia orgánica, evidenciando una alta actividad hidrolítica y metanogénica, donde los microorganismos transformaron compuestos complejos en productos más simples y biogás (Lamolinara et al., 2022). El incremento del oxígeno disuelto (OD) de 0.18 mg L^{-1} a 2.19 mg L^{-1} podría deberse a ligeros procesos de aireación durante la manipulación o al intercambio gaseoso posterior al muestreo, sin comprometer la naturaleza anaeróbica del sistema. Este aumento sugiere una mejor calidad del efluente, potencialmente beneficiosa para procesos de postratamiento o reutilización (Abdoli et al., 2024).

En cuanto a los nutrientes disueltos, se observó una reducción de nitratos de 1.27 ppm a 0.52 ppm, reflejando una conversión eficiente hacia compuestos nitrogenados más estables, posiblemente asociados con procesos de amonificación y rutas parciales de nitrificación-desnitrificación dentro del digestor. Este patrón coincide con estudios que evidencian la remoción simultánea de nitrógeno y la oxidación parcial de amonio en sistemas biológicos (Tentori et al., 2024). Por su parte, los fosfatos disminuyeron ligeramente de 70.79 ppm a 63.12 ppm, posiblemente debido a fenómenos de precipitación química (como fosfatos de calcio, hierro o magnesio) o adsorción sobre la biomasa activa (Trotta et al., 2023). La formación de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ha sido reportada como un mecanismo eficiente para la recuperación de fósforo en digestatos líquidos, contribuyendo a la circularidad de nutrientes (Pepè Sciarria et al., 2023).

Investigaciones recientes señalan que la incorporación de materiales adsorbentes, como zeolitas naturales

o biochar, favorece la retención de nutrientes y reduce la lixiviación de nitrógeno y fósforo cuando el digestato se emplea como enmienda orgánica (Leca et al., 2024). De igual modo, tratamientos complementarios como la electrocoagulación o la precipitación controlada han demostrado mejorar significativamente la eliminación de fósforo, aumentando el valor agronómico del digestato (Di Capua et al., 2024).

Respecto a los elementos traza, la reducción del aluminio (de 12.24 ppm a 1.11 ppm) y del potasio (de 222.69 ppm a 117.88 ppm) sugiere procesos de adsorción, coprecipitación y sedimentación durante la digestión anaerobia, contribuyendo a la estabilización del digestato y al equilibrio de macro y micronutrientes necesarios para su aplicación agrícola (Leca et al., 2024).

En cuanto a los indicadores microbiológicos, no se observó reducción significativa en los indicadores fecales, lo que impide su aplicación directa al suelo. Sin embargo, la ausencia de *Salmonella* y *Vibrio cholerae* representa un avance positivo en términos de seguridad sanitaria. Diversos estudios proponen tratamientos adicionales, como la exposición a luz ultravioleta o el uso de biocarbón activado, que mejoran la eliminación de patógenos y favorecen el uso seguro del digestato como biofertilizante (Finzi et al., 2024). Asimismo, la pasteurización a temperaturas superiores a 70°C durante períodos prolongados se ha mostrado eficaz para reducir la carga microbiana sin afectar la estabilidad nutricional del material (Zhao et al., 2023).

En conjunto, los resultados de este estudio demuestran que, aunque el proceso de digestión anaeróbica con contenido ruminal logró una reducción sustancial de sólidos y nutrientes disueltos, aún requiere tratamientos complementarios para garantizar la inocuidad del digestato y optimizar su uso como biofertilizante sostenible.

V. CONCLUSIONES

El digestato obtenido a partir del contenido ruminal bovino evidenció una mejora sustancial en sus propiedades fisicoquímicas, reflejada en la

disminución significativa de los sólidos totales (~91%) y la turbidez (~88%), así como en el incremento del oxígeno disuelto. Estos cambios confirman la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica en la estabilización del effluente y en la reducción de la carga orgánica inicial.

El aumento en las concentraciones de potasio y magnesio, junto con la reducción de metales como aluminio, hierro y bario, sugiere la ocurrencia de procesos de mineralización y precipitación selectiva que favorecen la disponibilidad de nutrientes esenciales, mejorando así el potencial agronómico del digestato como biofertilizante. Sin embargo, la persistencia de coliformes totales, fecales y *Escherichia coli* evidencia la necesidad de tratamientos postdigestión complementarios como compostaje, pasteurización o adsorción con carbón activado para garantizar su inocuidad microbiológica. En general, los resultados demuestran que el digestato del rumen bovino constituye una alternativa sostenible para la valorización de residuos pecuarios, contribuyendo a la recuperación de nutrientes y al cierre de ciclos productivos en la agricultura. Se recomienda evaluar su aplicación en campo y sus efectos a largo plazo sobre la fertilidad y microbiota del suelo, con el fin de consolidar su uso en estrategias de economía circular y producción agrícola sostenible.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Conceptualización: M.L.M; W.G.A; y M.Y.C. metodología: M.L.M; W.G.A y M.Y.C. Validación: M.B.G. y H.S.G; Análisis formal: M.A.B.G; H.S.G. y W.G.A. Investigación: M.L.M. Recursos: M.L.M. y M.B.G; Depuración de datos: M.L.M; M.Y.C; W.G.A y H.S.G. Redacción del borrador original: M.L.M y M.B.G; Redacción, revisión y edición: M.L.M.; Visualización: H.S.G; W.G.A y M.Y.C ; Supervisión: M.B.G y H.S.G; Administración del proyecto: M.L.M y M.B.G.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores manifiestan no existir conflictos de interés.

VI. REFERENCIAS

- Abdoli, S., Asgari Lajayer, B., Dehghanian, Z., Bagheri, N., Vafaei, A. H., Chamani, M., Rani, S., Lin, Z., Shu, W., & Price, G. W. (2024). A Review of the Efficiency of Phosphorus Removal and Recovery from Wastewater by Physicochemical and Biological Processes: Challenges and Opportunities. *Water* 2024, Vol. 16, Page 2507, 16(17), 2507. <https://doi.org/10.3390/W16172507>
- Alberto, C., Torres, L., Nomberto Rodríguez, C., Allen, G., Avalos, M., Betzabet, C., Vásquez, B., Cabos Sánchez, J., Angel, M., & Gurbillón, B. (2019). Diseño e implementación de una planta piloto de producción de Biogás, Biol y Biosol Design and implementation of a Biogas, Biol and Biosol production pilot plant. *Arnaldoa*, 26(3), 1017–1032. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.263.26311>
- Antônio da Silva, M., Sampaio de Mello, B., Gomes Rodrigues, B. C., Ribeiro, C. A., Pastre Fertoni, I. A., & Sarti, A. (2025). Combination of anaerobic digestion and sludge biochar for bioenergy conversion: Estimation and evaluation of energy production, CO2 emission, and cost analysis. *Journal of Environmental Management*, 374. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123974>
- Castro, I. M. P., Alencar Neves, T., Rosa, A. P., da Cunha, F. F., & Passos, F. (2025). Long-term assessment of anaerobic co-digestion of food waste and microalgae: Process stabilization, methane yield and agronomic properties of digestate. *Algal Research*, 86. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2025.103947>
- Chaves, B., Salomez, M., Sambusiti, C., Thévenin, N., Vieublé-Gonod, L., & Richard-Molard, C. (2025). Digestate as a source of biostimulants for winter rye growth. *Bioresource Technology*

- Reports*, 29. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102057>
- Chevalier, A., Lamarque, J., Sambusiti, C., Evon, P., Vandenbossche, V., Santanach-Carreras, E., & Monlau, F. (2025). Pilot-scale assessment of twin-screw extrusion combined with lime pretreatment to improve semi-continuous biomethane production from corn stover, and potential of produced digestate as fertilizer. *Journal of Environmental Management*, 377. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124635>
- Di Capua, F., Papirio, S., Matassa, S., Pirozzi, F., & Esposito, G. (2024). Phosphorus release from sewage sludge and digestate driven by biological sulfate reduction: effect of feed sulfate concentration and thermal hydrolysis. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 10(11), 2897–2905. <https://doi.org/10.1039/D4EW00322E>
- Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J. (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*, 88(S1), 106S–116S. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2672.2000.TB05338.X>
- Finzi, A., Heidarzadeh Vazifehkhora, A., Dinuccio, E., Ambrosini, R., & Provolo, G. (2024). Acidification of livestock slurry and digestate to reduce NH₃ emissions: Predicting needed H₂SO₄ dosage and pH trends over time based on their chemical-physical composition. *Biosystems Engineering*, 240, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2024.02.012>
- Hao, L. P., Mazéas, L., Lü, F., Grossin-Debattista, J., He, P. J., & Bouchez, T. (2017). Effect of ammonia on methane production pathways and reaction rates in acetate-fed biogas processes. *Water Science and Technology*, 75(8), 1839–1848. <https://doi.org/10.2166/WST.2017.032>
- Jaimes-Estévez, J., Martí-Herrero, J., Poggio, D., Zafra, G., Gómez, K., Escalante, H., & Castro, L. (2023). El papel del biocarbón en la digestión anaeróbica psicrófila: efectos sobre la cinética, el metabolismo de los ácidos y la población microbiana. *Bioresource Technology Reports*, 23. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101566>
- Kovačić, Đ., Lončarić, Z., Jović, J., Samac, D., Popović, B., & Tišma, M. (2022). Digestate Management and Processing Practices: A Review. *Applied Sciences* 2022, Vol. 12, Page 9216, 12(18), 9216. <https://doi.org/10.3390/AP12189216>
- Lamolinara, B., Pérez-Martínez, A., Guardado-Yordi, E., Guillén Fiallos, C., Diéguez-Santana, K., & Ruiz-Mercado, G. J. (2022). Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. *Waste Management*, 140, 14–30. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.12.035>
- Leca, M. A., Regnault, L., Sambusiti, C., Monlau, F., Guer, Y. Le, & Beigbeder, J. B. (2024). Treating liquid anaerobic digestate using natural zeolite and *Arthrospira platensis* cyanobacteria: From laboratory to pilot-scale. *Chemical Engineering Journal Advances*, 20, 100660. <https://doi.org/10.1016/J.CEJA.2024.100660>
- Li, W., Gao, X., Fan, R., Gai, J., Li, G., Luo, W., Qi, C., & Xu, Z. (2025). Cornstalks regulate bacterial dynamics to benefit organic humification in food waste digestate composting. *Environmental Technology and Innovation*, 37. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104044>
- Li, Y., Wang, Z., Li, T., Jiang, S., Sun, Z., Jiang, H., Qian, M., Zhou, H., & Xu, Q. (2020). Changes in microbial community and methanogenesis during high-solid anaerobic digestion of ensiled corn stover.

- Journal of Cleaner Production*, 242. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118479>
- Maradini, P. da S., Rosa, A. P., Lopes, J. O., Carlo, J. C., & Borges, A. C. (2023). Thermal exchanges in a covered lagoon biodigester treating pig farm effluent heated by solar energy. *Engenharia Agrícola*, 43(SpecialIssue), e20220130. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-ENG.AGRIC.V43NEPE20220130/2023>
- Matjuda, D. S., Tekere, M., & Thaela-Chimuka, M. J. (2023). Characterization of the physicochemical composition of anaerobically digested (digestate) high throughput red meat abattoir waste in South Africa and the determination of its quality as a potential biofertilizer. *Heliyon*, 9(11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e21647>
- Nogueira, R. G. S., Perna Junior, F., Tseu, R. J., & Rodrigues, P. H. M. (2023). Dietary effects of cottonseed and vitamin E on greenhouse gas emissions from cattle feces analyzed in biodigesters. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 58, e03037. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.PAB2023.V58.03037>
- Otieno, E. O., Kiplimo, R., & Mutwiwa, U. (2023). Optimization of anaerobic digestion parameters for biogas production from pineapple wastes co-digested with livestock wastes. *Heliyon*, 9(3), e14041. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2023.E14041>
- Pepè Sciarria, T., Zangarini, S., Tambone, F., Trombino, L., Puig, S., & Adani, F. (2023). Phosphorus recovery from high solid content liquid fraction of digestate using seawater bittern as the magnesium source. *Waste Management*, 155, 252–259. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2022.11.008>
- Perú. (2017, May 27). Decreto Supremo N° 015-2017-VIVIENDA, que aprueba el reglamento para Reaprovechamiento de los Lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. *Diario Oficial El Peruano*. www.vivienda.gob.pe
- Rascón, J., Angeles, W. G., Oliva-Cruz, M., & Gurbillón, M. Á. B. (2022). Wind Characteristics and Wind Energy Potential in Andean Towns in Northern Peru between 2016 and 2020: A Case Study of the City of Chachapoyas. *Sustainability* 2022, Vol. 14, Page 5918, 14(10), 5918. <https://doi.org/10.3390/SU14105918>
- Romio, C., Ward, A. J., & Møller, H. B. (2024). Characterization and valorization of biogas digestate and derived organic fertilizer products from separation processes. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 8. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2024.1415508>
- Salehiyoun, A. R., Sharifi, M., Norouzi, O., Dutta, A., Di Maria, F., Zilouei, H., & Mofatteh, S. (2025). Dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste in a vertical plug digester: Start-up procedures, digestate recirculation, organic loading rates, and energy balance analysis. *Biomass and Bioenergy*, 193. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2024.107492>
- Sánchez, Z., Martí-Herrero, J., Escalante, H., & Castro, L. (2023). Integración de una planta de biogás mesófilo en el proceso de sacrificio de animales bajo limitaciones reales: Evaluación tecnoeconómica de un matadero de bovinos colombiano. *Waste Management*, 160, 112–122. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.013>
- Shafaghath, A. H., Merenda, A., Seccombe, D., Phuntsho, S., & Shon, H. K. (2024). From waste to high-value fertilisers: Harvesting nutrients from liquid anaerobic digestate for a circular bioeconomy. In *Desalination* (Vol. 596). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.118266>
- Świąteczak, P., Cydzik-Kwiatkowska, A., & Zielińska, M. (2019). Treatment of Liquid Phase of Digestate from Agricultural

- Biogas Plant in a System with Aerobic Granules and Ultrafiltration. *Water* 2019, Vol. 11, Page 104, 11(1), 104. <https://doi.org/10.3390/W11010104>
- Tentori, E. F., Wang, N., Devin, C. J., & Richardson, R. E. (2024). Treatment of Anaerobic Digester Liquids via Membrane Biofilm Reactors: Simultaneous Aerobic Methanotrophy and Nitrogen Removal. *Microorganisms*, 12(9), 1841. <https://doi.org/10.3390/MICROORGANISMS12091841/S1>
- Tiong, Y. W., Sharma, P., Xu, S., Bu, J., An, S., Foo, J. B. L., Wee, B. K., Wang, Y., Lee, J. T. E., Zhang, J., He, Y., & Tong, Y. W. (2024). Enhancing sustainable crop cultivation: The impact of renewable soil amendments and digestate fertilizer on crop growth and nutrient composition. *Environmental Pollution*, 342. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123132>
- Trotta, S., Adani, F., Fedele, M., & Salvatori, M. (2023). Nitrogen and phosphorus recovery from cow digestate by struvite precipitation: Process optimization to maximize phosphorus recovery. *Results in Engineering*, 20, 101478. <https://doi.org/10.1016/J.RINENG.2023.101478>
- Wei, R., Ding, C., Yu, Y., Wei, C., Zhang, J., Ren, N., & You, S. (2024). Self-reporting electroswitchable colorimetric platform for smart ammonium recovery from wastewater. *Water Research*, 258, 121789. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2024.121789>
- Wen, H., Li, J., Wang, X., Mao, W., He, Y., Cao, X., Yang, H., Zhang, J., Xu, S., & Gu, L. (2025). Comparative study on combustion characteristics of biomass digestate-derived pyrochar and hydrochar: Insights from structural composition and oxygen-containing groups. *Fuel*, 389. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2025.134627>
- Zainal, A., Harun, R., & Idrus, S. (2022). Performance Monitoring of Anaerobic Digestion at Various Organic Loading Rates of Commercial Malaysian Food Waste. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 10, 775676. <https://doi.org/10.3389/FBIOE.2022.775676/BIBTEX>
- Zhang, Q., Wang, S., Sun, H., Arhin, S. G., Yang, Z., Liu, G., Tong, Y. W., Tian, H., & Wang, W. (2024). Anaerobic digestion + pyrolysis integrated system for food waste treatment achieving both environmental and economic benefits. *Energy*, 288. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.129856>
- Zhao, S., Yan, K., Wang, Z., Gao, Y., Li, K., & Peng, J. (2023). Does anaerobic digestion improve environmental and economic benefits of sludge incineration in China? Insight from life-cycle perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 188. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106688>