



**Somos calidad,
somos USC**

Título del documento

Evaluación de la limpieza del biogás de la digestión anaerobia de estiércol de cerdo utilizando un sistema de filtración como estrategia para la valorización del sustrato.

Autores

Silianna Díaz Rincón y Andrés Pabón Laguado

Título por el que optan

Bioingeniera e Ingeniero en energías

Director

Iván Mauricio Ostos Rojas

Grupo de Investigación

GIEIAM

Línea de Investigación

Gestión y control de la contaminación ambiental

Facultad de Ingeniería

Bioingeniería e Ingeniería en energías

Universidad Santiago de Cali

Santiago de Cali - Colombia

2026

Evaluación de la limpieza del biogás de la digestión anaerobia de estiércol de cerdo utilizando un sistema de filtración como estrategia para la valorización del sustrato.

Evaluation of biogas cleaning from swine manure anaerobic digestion with a filtration system as a substrate valorization strategy

Silianna Díaz Rincón ¹
silianna.diaz00@usc.edu.co

Andrés Pabón Laguado ²
andres.pabon00@usc.edu.co

Iván Ostos Rojas, M. Eng ³
ivanostos00@usc.edu.co

Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Estudiante del Programa de Bioingeniería (1)
Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Estudiante del Programa de Ingeniería en Energías (2)
Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Docente de la Facultad de Ingeniería (3)

Resumen

La digestión anaerobia es un proceso realizado por microorganismos en ausencia de oxígeno, que degrada la materia orgánica del estiércol de cerdo y produce biogás, fuente energética renovable. Aunque en las granjas porcícolas de Colombia se han instalado digestores tubulares, se presentan dificultades con su mantenimiento y monitoreo. Además, es importante considerar que las impurezas del biogás, como el dióxido de carbono, ácido sulfhídrico y vapor de agua, pueden perjudicar la salud humana y el ambiente. La evaluación de un sistema de filtración con materiales adsorbentes comerciales podría ser una solución innovadora en el contexto rural colombiano. En la presente investigación, se evaluó la limpieza del biogás de la digestión anaerobia de estiércol de cerdo en una planta piloto, con un sistema de filtración con carbón activado, óxido de hierro y gel de sílice. Se caracterizó el estiércol y el inóculo y se controló la agitación, temperatura y pH. Durante seis semanas se tomaron muestras para análisis de sólidos y se estudió el rendimiento del sistema de filtración, con un enfoque en los días 65 a 107, en los que la producción de biogás fue más estable. Por último, se estudió la potencial valorización energética del EC y se determinó que, después de pasar por los filtros, el biogás sería apto para su uso en una estufa y un generador eléctrico de 750 W. Se redujo la concentración de CO₂, humedad relativa y H₂S en 53%, 65.7% y 78.5%, respectivamente y aumentó la concentración de CH₄ un 4.5%. La implementación de este sistema de limpieza reduciría riesgos sanitarios y ambientales del uso de biogás sin filtrar.

Palabras Clave: Limpieza de biogás, Adsorción, Digestión anaerobia, Valorización del sustrato, Estiércol porcino

Abstract

Anaerobic digestion is a process carried out by microorganisms in the absence of oxygen, that degrades the organic matter in swine manure and produces biogas, a renewable energy source. Even though tubular digesters have been installed on pig farms in Colombia, difficulties arise from their maintenance and monitoring. In addition, it is important to consider that biogas impurities, such as carbon dioxide, hydrogen sulfide and water vapor, can be harmful to human health and the environment. The evaluation of a filtration system using commercial adsorbent materials could represent an innovative solution in the colombian rural context. In this study, cleaning of biogas from the anaerobic digestion of pig manure was evaluated in a pilot plant, equipped with a filtration system with activated carbon, iron oxide and silica gel. The manure and inoculum were characterized, and agitation, temperature and pH were controlled. Over six weeks, samples were collected for solid analysis and the performance of the filtration process was studied, focusing on days 65 to 107, when biogas production was more stable. Finally, the potential energetic valorization of swine manure was assessed, determining that, after passing through the filters, the biogas would be suitable for use in a stove and a 750-W electric generator. Concentrations of CO₂, relative humidity and H₂S were reduced by 53%, 65.7% y 78.5%, respectively and CH₄ concentration increased 4.5%. Implementing this filtration system would reduce health and environmental risks associated with unfiltered biogas.

Keywords: Biogas Cleaning, Adsorption, Anaerobic digestion, Substrate valorization, Swine manure

1. INTRODUCCIÓN

La carne de cerdo figura entre las cinco más producidas a nivel mundial en la última década (2010-2023), con 125 millones de toneladas en 2023 (FAO, 2024). Esto implica una mayor generación de estiércol de cerdo (EC) (Tratzi et al., 2023) que, sin manejo adecuado, puede causar impactos ambientales negativos, como emisiones de gases de efecto invernadero, contaminación del agua, aire y suelo, propagación de patógenos y olores (Samanta et al., 2022; Sadeghpour & Afshar, 2024; Zambrano & Banchón, 2025). En Colombia, el sector porcícola creció en promedio un 5.53% anual entre 2010 y 2024 (Porkcolombia, 2024, 2025), lo que representa un reto por el aumento del EC (Sommer et al., 2023; Tratzi et al., 2023). Un cerdo de 50 kg produce alrededor de 3 kg de estiércol diariamente (Ngwabie et al., 2018), por lo que en el país se estiman 11.65 millones de toneladas de EC anuales. Cabe resaltar que el Valle del Cauca es considerado el segundo departamento con mayor población porcina, con el 13% del total nacional (ICA, 2024).

La digestión anaerobia (DA), un proceso de cuatro fases realizado por microorganismos en ausencia de oxígeno, que permite degradar la materia orgánica y generar biogás (Moletta et al., 2011), representa una alternativa para la gestión del EC (Cándido et al., 2022). El biogás contiene 50-70% de metano (CH_4), 30-50% de dióxido de carbono (CO_2) e impurezas como sulfuro de hidrógeno (H_2S), amoníaco (NH_3) y agua (H_2O) (Rodero et al., 2024; Werkneh, 2022). El porcentaje de CH_4 determina el contenido energético del biogás (Werkneh, 2022), por lo cual, una mayor concentración de metano mejora su capacidad de sustituir a otros combustibles (MinAmbiente, 2020), mientras que el CO_2 reduce su valor calorífico (Golmakani et al., 2022), el H_2S está asociado a olores desagradables (Werkneh, 2022) y, junto al H_2O , propicia la corrosión (FAO, 2011).

El biogás se clasifica como una fuente de energía renovable (Golmakani et al., 2022), puede utilizarse para generar electricidad y sustituir a la leña y carbón en cocción y calefacción (Roubík et al., 2018). Frente a esto, algunas granjas porcícolas en el país han instalado digestores tubulares (Tavera-Ruiz et al., 2023), aunque se presentan problemas de arranque, estabilización de la producción de biogás y corrosión (Duarte et al., 2021; RedBioLAC, 2023). Al respecto, se ha encontrado que la eficiencia del sistema de producción de biogás depende del mantenimiento y monitoreo adecuados (Issahaku et al., 2024). La eliminación de H_2S y H_2O , mediante procesos de limpieza, extiende la vida útil de los equipos (Atelge et al., 2021; Rodero et al., 2024), y reduce riesgos sobre la salud humana y el ambiente (Werkneh, 2022). Concentraciones de H_2S superiores a 20 ppm pueden generar afectaciones sobre el aparato cardiovascular y el sistema nervioso central, y alrededor de 1000 ppm, pueden provocar muerte instantánea de seres humanos y culminar en explosiones, cuando hay presencia de una fuente de ignición (Drägerwerk AG & Co. KGaA, 2020). En este contexto, se han propuesto materiales filtrantes como esponjillas de hierro y carbón activado (UPME, 2019), aunque la cantidad de estudios nacionales sobre el tema es limitada (Duarte et al., 2021).

El carbón activado y los óxidos de hierro son ejemplos de materiales adsorbentes (Aworanti et al., 2023), que atraen impurezas a su superficie a través de interacciones físicas o químicas (Adegoke et al., 2025). Otras alternativas implican la absorción, con la captura de impurezas en un solvente, el uso de membranas, con la difusión o retención de ciertos componentes del biogás, y métodos biológicos, con la acción de microorganismos (Aworanti et al., 2023). Cada tecnología presenta sus propias limitaciones y sensibilidad a contaminantes (Golmakani et al., 2022). En Antioquia, un estudio sobre el biogás del efluente del molino de aceite de palma comparó adsorción química con lana de acero y biofiltración, alcanzando remociones de H_2S de 99% y de 91%, respectivamente (Agudelo et al., 2023). De forma análoga, un estudio en Bolivia sobre la limpieza de biogás de la DA del EC con diversos materiales mostró que la limadura de hierro y el carbón activado tenían mayor capacidad de remoción de H_2S , el hidróxido de sodio presentó mejor desempeño en la remoción de CO_2 y el filtro de gel de sílice fue el único con capacidad de remoción de humedad (Salazar et al., 2023). En Corea del Sur, se determinó que un sistema multietapa óptimo para limpiar el biogás contiene carbón activado, gel de sílice y óxido-hidróxido de hierro (III) (Bak et al., 2019). Se ha determinado que, para mejorar el desempeño de materiales filtrantes de bajo costo,

estos pueden ser combinados, regenerados y reutilizados (Jepleting et al., 2025).

Así, es posible afirmar que la evaluación de un sistema de filtración para la limpieza de biogás con materiales adsorbentes, disponibles comercialmente, podría ser una solución innovadora y pertinente en el contexto colombiano, considerando la limitada cantidad de estudios sobre el tema en el país, y el interés, tanto a nivel nacional como global, por una transición energética justa (MinMinas, 2023; Rielli & Campos, 2025). El biogás puede ser utilizado como combustible, para el funcionamiento de motores o generadores y la generación de energía térmica en calderas o calefactores (Nolasco, 2010). Adicionalmente, se resalta la importancia del monitoreo y control de la DA, por su incidencia sobre la composición y producción de biogás (Issahaku et al., 2024).

En consecuencia, la presente investigación evaluará la limpieza del biogás de la DA del EC, utilizando un sistema de filtración como estrategia para la valorización del sustrato. En conjunto, se espera minimizar los residuos orgánicos a través de un flujo circular en el que se agrega valor a un producto de desecho (Martin & Parsapour, 2012), inicialmente a través de la digestión anaerobia, con la transición de EC a biogás, y posteriormente, con la obtención de un biogás de mejor calidad, con mayor contenido de metano. El estudio busca contribuir a la consecución del Objetivo de Desarrollo Sostenible 7, enfocado en garantizar energía asequible y no contaminante en el mundo (Roubík et al., 2018; ONU, 2023). El artículo se divide en cuatro secciones: introducción, metodología, resultados y discusión, y conclusiones.

2. METODOLOGÍA

2.1 Análisis de la biomasa residual

2.1.1 Recolección de la biomasa residual

El EC se recolectó en la granja porcícola El Paraíso S.A.S., ubicada en la recta Cali–Palmira (Valle del Cauca, Colombia), con una capacidad aproximada de 4000 a 5000 animales, distribuidos por módulos de producción, alimentados con maíz, soya y suplementos minerales, dos veces al día.

El EC se extrajo directamente de los corrales, se homogeneizó manualmente y se aplicó el método de cuarteo para obtener una muestra representativa. Se recolectaron dos cuñetes plásticos de cinco galones (54 a 60 kilogramos de material fresco aproximadamente), que se consideraron como muestra final. El estiércol fue rotulado y transportado directamente hasta el Laboratorio de Soluciones Energéticas Integrales (SEI) de la Universidad Santiago de Cali (USC), donde se almacenaron a 4 °C hasta su uso experimental.

El inóculo, fuente inicial de microorganismos (Sicchieri et al., 2022), se obtuvo de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Empresas Municipales de Cali (EMCALI)- Cañaveralejo, específicamente del tanque espesador.

2.1.2 Análisis próximo

Se determinó el contenido de sólidos totales (ST), volátiles (SV) y sólidos fijos (SF) al sustrato, al inóculo y, posteriormente, a la mezcla de carga.

Para determinar los (ST), se utilizaron crisoles de porcelana referencia 2/40 de 20 mL, los cuales fueron lavados y pre secados en un horno a 105 °C durante 60 minutos, conforme al método APHA SM 2540-G (APHA et al., 2017). Después de enfriarlos en un desecador y registrar su masa vacía, se adicionaron las muestras, por triplicado. Los pesos fueron tomados en una balanza analítica (capacidad máxima 220 g, resolución 0.0001 g), previamente calibrada y nivelada. Los crisoles con muestra se secaron en un horno a 105 °C durante más de 1 hora hasta alcanzar masa constante APHA SM 2540-G (APHA et al., 2017), finalmente, se enfriaron en desecador y se registró la masa final para el calcular el contenido de (ST) o (%ST) utilizando la ecuación (1) (Telo & Yigezu, 2025).

$$\%ST = \frac{m_3 - m_1}{m_2 - m_1} \times 100 \quad (1)$$

Donde m_1 : masa del crisol vacío (g); m_2 : masa del crisol + muestra fresca (g); m_3 : masa del crisol + muestra seca después del secado a 105 °C (g).

El contenido de humedad (%H) de la muestra extraída del horno se determinó la ecuación (2) (Telo & Yigezu, 2025), que relaciona la masa de la muestra húmeda con la masa seca obtenida después del secado.

$$\%H = \frac{m_2 - m_3}{m_2 - m_1} \times 100 \quad (2)$$

Para determinar el contenido de (SV), los crisoles con las muestras previamente secas se llevaron a una mufla marca Terrigeno (alimentación 220 V) y se sometieron a una temperatura de 550 °C durante más de una hora, hasta alcanzar peso constante, conforme al procedimiento indicado en APHA SM 2540-G (APHA et al., 2017). Posteriormente, los crisoles se enfriaron en un desecador durante 30 minutos y se registró su masa final.

El %SV representa el contenido orgánico del sustrato y se relaciona con el potencial de producción de metano (FAO, 2011).

El %SV se calculó, según la ecuación (3) (Telo & Yigezu, 2025).

$$\%SV = \frac{m_3 - m_4}{m_3 - m_1} \times 100 \quad (3)$$

Donde m_4 : masa del crisol con las cenizas después de la calcinación (g).

Los cálculos se determinaron mediante procedimientos gravimétricos, descritos en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2017)

Previo al análisis de gráficas, se aplicó un algoritmo de imputación a los datos, de tipo Multivariate imputation by chained equations (MICE), autoría del director del trabajo de grado. Este es un enfoque estadístico que ofrece una imputación de valores faltantes mediante un proceso iterativo, donde cada variable con valores faltantes se modela condicionalmente a las demás variables y se imputan los datos según las predicciones del modelo. MICE es flexible y permite analizar variables de distintos tipos, binarias o continuas (Azur et al., 2011). El propósito de aplicar este algoritmo era consolidar una base de datos que mantuviera la tendencia existente.

2.1.3 Determinación de relación carbono nitrógeno (C: N)

La relación (C: N) es relevante porque representa el equilibrio entre el carbono, fuente de energía, y el nitrógeno, utilizado para formar nuevas células. Un rango óptimo está entre 30:1 y 20:1 (FAO, 2011). Relaciones bajas (C:N <8.1), pueden causar acumulación de amonio e inhibición microbiana; y relaciones altas (C:N >35:1), reducen el crecimiento bacteriano (FAO, 2011).

Las muestras de EC y del inóculo fueron enviadas al Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Palmira, con el propósito de determinar la relación C:N. El procedimiento fue realizado en el Laboratorio de Servicios Analíticos, utilizando un analizador elemental, bajo la metodología de combustión seca, que consiste en la oxidación completa de la muestra a 950 °C - 1000 °C, midiendo los gases generados por detección infrarroja y conductividad térmica, siguiendo los estándares internacionales ASTM D5373-16 (para C, H y N) (ASTM, 2021)

La relación C/N de la mezcla se calculó mediante la ecuación (4):

$$C/N = \frac{C_1Q_1+C_2Q_2+\dots+C_nQ_n}{N_1Q_1+N_2Q_2+\dots+N_nQ_n} \quad (4)$$

Donde C_i : Porcentaje de carbono orgánico en sustrato, N_i : Porcentaje de nitrógeno orgánico en sustrato i ; Q_i : Masa fresca de i (kg o toneladas).

2.1.4 Medición de pH

Se utilizó un medidor de pH Apera PH700, calibrado mediante el método de tres puntos, con soluciones patrón de pH 4.00, 7.00 y 10.00, suministradas por el almacén del laboratorio de la USC. La calibración se efectuó antes de cada jornada de medición, a temperatura ambiente (25 ± 1 °C), asegurando lecturas estables y precisas según las especificaciones del fabricante.

2.2 Diagnóstico de la operación del sistema de DA

2.2.1 Configuración experimental

El sistema operó bajo condiciones mesofílicas controladas (35 °C), mediante un sistema automatizado que reguló la agitación continua a 90 rpm y la recirculación interna, programada 12 veces al día por 20 minutos. El volumen útil de reacción fue de 30 L, la dosificación de EC fue de 1.2 L/día, mediante cuatro dosificaciones automáticas, a una tasa de 300 mL por minuto cada una. La mezcla de alimentación se preparó con una concentración promedio de 8 % de ST y 6,1 % de SV.

Inicialmente, el estiércol fresco presentaba un 30 % de ST sin embargo, la planta de biogás puede operar de forma adecuada con mezclas con menos del 15 % de ST (DIDA Control, 2024). Por ello, el EC se diluyó hasta alcanzar 10 % de ST, utilizando la dilución indicada por la ecuación (5). (FAO, 2011)

$$C_1V_1 = C_2V_2 \quad (5)$$

Donde: C_1 : Concentración inicial; V_1 : Volumen inicial; C_2 : Concentración final deseada; V_2 : Volumen final después de la dilución.

Esta dilución permitió definir el volumen de agua necesario y ajustar el diseño de la mezcla dosificada diariamente.

El tiempo de retención hidráulico (TRH) fue de 25 días, calculado con la ecuación (6) (FAO, 2011):

$$TRH = \frac{V_{reactor}}{Q_{diario}} \quad (6)$$

Donde: V : Volumen del reactor; Q : Caudal diario.

La tasa de carga orgánica (TCO) se determinó mediante la ecuación (7) (FAO, 2011):

$$TCO = \frac{SV_{diarios}}{V_{reactor}} \quad (7)$$

empleando la masa de SV añadidos diariamente según los análisis proximales del EC y del inóculo.

El volumen dosificado diario fue de 1.2 L, correspondiente a la suma del EC diluido, el inóculo y el agua requerida para lograr la concentración final de sólidos de la mezcla.

2.2.2 Estimación del rendimiento del sistema

La eficiencia de remoción (E) se calculó mediante la ecuación (8) (Moletta et al., 2011), con un enfoque en la variación de ST y SV en la entrada y salida del sistema.

$$E(\%) = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \times 100 \quad (8)$$

Donde C_{in} : concentración inicial (%); C_{out} : concentración final.

2.2.3 Generación volumétrica de biogás

Esta se obtuvo a partir del monitoreo de datos de la planta piloto. El volumen total acumulado de biogás se determinó considerando las condiciones de presión y temperatura medidas. El valor se reporta en litros normales (Normal Liters o NL), para volumen en condiciones estándar y en base seca.

2.2.4 Composición del biogás

La composición del biogás se determinó utilizando el analizador de biogás de la planta, que mide simultáneamente CH_4 , CO_2 , H_2S , O_2 y H_2 e integra tres tecnologías: espectroscopía de absorción óptica diferencial ultravioleta (UV-DOAS) para medir H_2S , detección infrarroja no dispersiva (NDIR) para CH_4 , CO_2 y H_2 , y detección electroquímica (ECD) para O_2 . Estas técnicas permiten cuantificar cada gas con alta precisión, a partir de su absorción selectiva de radiación o su respuesta electroquímica (Panda et al., 2024).

Durante la operación, se detectaron inconsistencias en la medición de H_2S y H_2 en el analizador de gases de la planta. Frente a esto y considerando la relevancia de la limpieza de H_2S , se utilizó un analizador portátil Cubic-Ruiyi Gasboard-3200Plus para comparar la concentración de H_2S antes y después de la filtración.

2.2.5 Análisis de correlación

Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para evaluar la magnitud y la dirección de la relación entre las variables analizadas y la concentración de metano (Mukaka, 2012). Se eligió la correlación de Spearman porque resulta ser adecuada para el análisis de datos que no presentan una distribución normal (Galván et al., 2022) y se ha utilizado para otros estudios de DA, como los de Song et al. (2021), Otto et al., (2024) y Patulski et al. (2025). Según Mukaka (2012), para calcular la correlación de Spearman se utiliza la ecuación (9)

$$\rho_s = \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n(n^2-1)} \quad (9)$$

Donde ρ_s : Coeficiente de correlación de Spearman; d_i : Diferencia entre los rangos de cada par de valores; n : El número de pares de datos en la muestra.

El coeficiente de correlación de Spearman se calculó en Python, utilizando el entorno Colab, con la función "corr(method='spearman)". Los resultados se visualizaron con un mapa de calor y una gráfica con barras horizontales, ubicadas a la derecha o a la izquierda del eje principal si la correlación es positiva o negativa, respectivamente. Los valores cercanos a 1 indican una relación sinérgica entre las variables, mientras que los valores cercanos a -1 representan relaciones antagonistas (Galván et al., 2022) y una correlación igual a cero indica que no existe una relación lineal entre las dos variables continuas (Mukaka, 2012).

Según lo planteado por McSeveny (2010), citado por el estudio de Patulski et al. (2025) con biogás, una correlación entre 0 y 0.19 es muy débil, entre 0.20 y 0.39 es débil, entre 0.40 y 0.59 es moderada, entre 0.60 y 0.79 es fuerte y entre

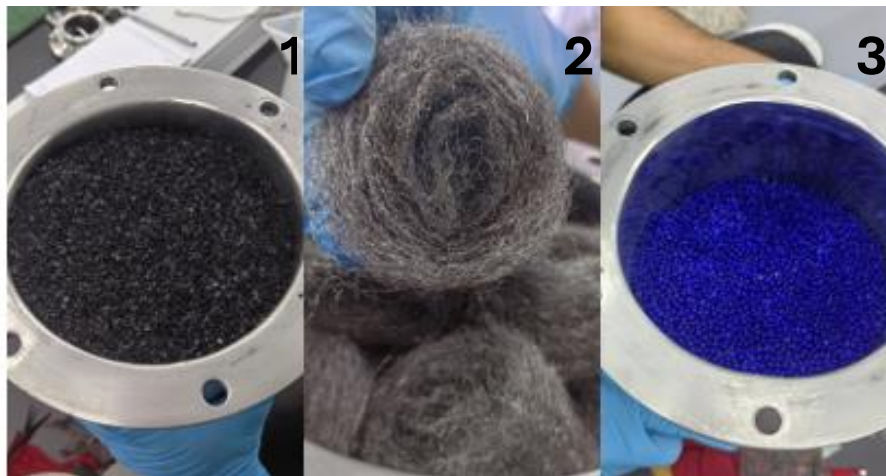
0.8 y 1.0 es muy fuerte.

2.3 Evaluación del sistema de generación de biogás

2.3.1 Selección de materiales filtrantes

El objetivo del sistema de filtración fue reducir las impurezas más comunes, presentes en el biogás de la DA. Se seleccionaron materiales filtrantes en función de su capacidad de adsorción. Estos materiales se observan en la Figura 1. De izquierda a derecha: carbón activado (1), lana de hierro (óxido de hierro (III)) (2) y gel de sílice (3).

Figura 1. Materiales del sistema de filtración



Fuente: DIDA Control

El primer material filtrante, de izquierda a derecha en la Figura 1, es el carbón activado. Este se puede obtener del tratamiento térmico de biomasa lignocelulósica (Bamdad et al., 2018) y se caracteriza por su área específica alta, volumen poroso, bajo costo y selectividad hacia gases como H_2S y CO_2 (de Oliveira et al., 2019), y también puede utilizarse para adsorber amoníaco (Gonçalves et al., 2011). El siguiente material es la lana de acero o esponja de hierro, que se transforma en óxido de hierro (Srivastava et al., 2025). Los óxidos de hierro se caracterizan por su abundancia, bajo costo, capacidad de adsorción (Aworanti et al., 2023) y pueden capturar H_2S del biogás (Shelford et al., 2019). El último material, de izquierda a derecha, es el gel de sílice, que presenta alta selectividad para CO_2 , bajo costo y bajo requerimiento energético para su regeneración (Shen et al., 2018). Sin embargo, su capacidad para adsorber agua puede ser mayor a la de la adsorción de CO_2 (Grande et al., 2020). Por eso, el objetivo principal de utilizar gel de sílice en el sistema de filtración fue el de remover la humedad relativa, como se indica en la Tabla 1, junto a las características del sistema, según los datos obtenidos de DIDA Control.

Tabla 1. Características del sistema de filtración

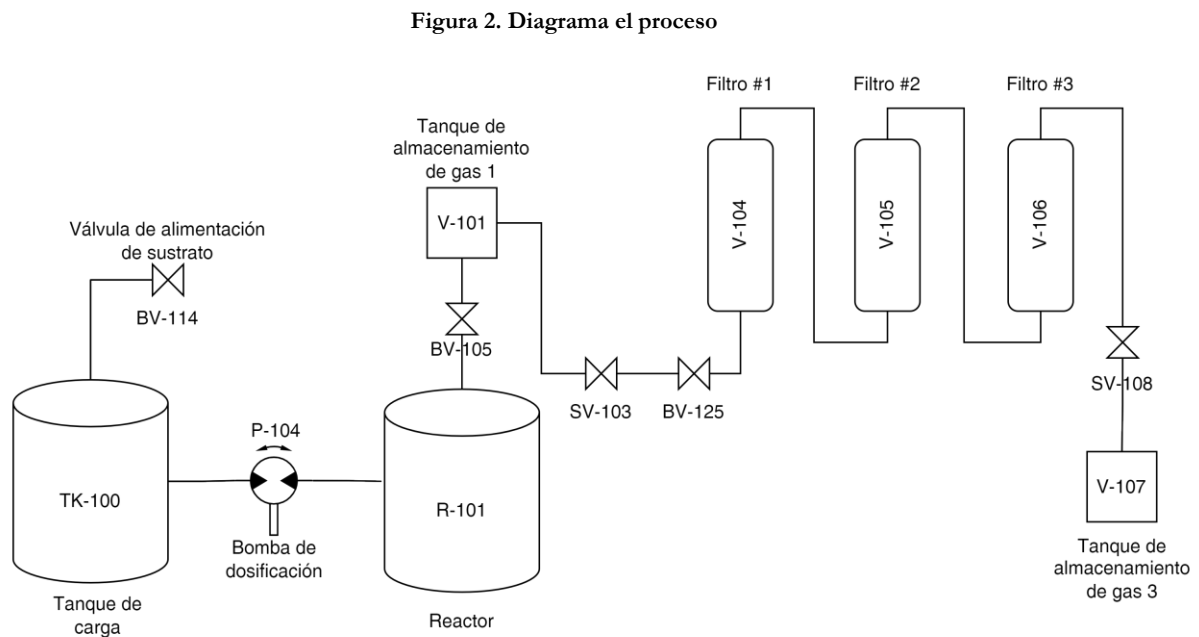
Tanque	Material filtrante	Cantidad (g)	Objetivo
V-104	carbón activado	3510.32	NH_4^+
V-105	esponjas de hierro	154.46	H_2S
V-106	gel de sílice	3997.79	HR

Fuente: Elaboración propia.

Los tres materiales elegidos tienen la capacidad de remover distintas impurezas del biogás de forma simultánea, conforme al estudio de Bak et al. (2019). Además, la disposición de materiales adsorbentes de bajo costo, de forma secuencial, representa una oportunidad de evaluar procesos sinérgicos y promover la sostenibilidad, según lo planteado por Jepleting et al. (2025).

2.3.2 Operación del sistema de filtración

Dado que el sistema de filtración opera integrado a la planta de DA, es necesario visualizar la conexión entre ambas unidades mediante un diagrama de proceso. Este esquema permite identificar el recorrido del sustrato y del biogás, así como la disposición de los tanques y válvulas involucradas, como se aprecia en la Figura 2.



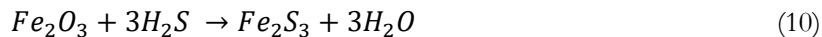
Fuente: Elaboración propia

Según lo presentado en la Figura 2 y las indicaciones de DIDA Control (2024), el sustrato ingresa a la planta manualmente a través de un embudo de alimentación y una válvula (BV-114). Después, esta válvula se cierra para evitar el ingreso de oxígeno (O_2) al sistema. El sustrato se dosifica al reactor, desde el tanque de carga, a través de la bomba P-104. Previamente, se debe llenar el reactor R-101 con agua, sin sustancias desinfectantes. El reactor R-101 tiene una capacidad de 30 L y se mantiene a una temperatura constante, porque está cubierto con una “chaqueta” por la que fluye agua caliente. Durante el proceso de DA, el biogás que se produce en el reactor R-101 es almacenado en el tanque V-101, de forma controlada, por la válvula BV-105, y se transfiere al sistema de filtración, compuesto por los tanques V-104, V-105 y V-106, de manera controlada, por las válvulas SV-103 y BV-125. Al final del proceso, el biogás es almacenado en el tanque V-107, después de salir del filtro 3 y pasar por la válvula SV-108.

El biogás generado en el reactor R-101 fue conducido en flujo continuo hacia el sistema de filtración, operado bajo las condiciones establecidas por la planta, presión entre 2 y 50 kPa, temperatura inferior a 100 °C y humedad relativa máxima del 95 %, según las especificaciones del analizador de biogás. Antes, en (V-101), y después en (V-107), del sistema se registraron las concentraciones de CH_4 , CO_2 , humedad (relativa), H_2 , O_2 y H_2S .

El sistema de filtración está conformado por tres tanques empacados, de 7 L, dispuestos en serie, cada uno destinado a remover un tipo específico de impureza. En primer lugar, el biogás pasa por el tanque V-104, que contiene carbón

activado, encargado de adsorber amoníaco (Cardenas et al., 2023). Posteriormente atraviesa el tanque V-105, empacado con esponjas de hierro, donde el H₂S es removido mediante reacción química con el hierro, formando sulfuros sólidos. Su reacción con H₂S se ilustra en la ecuación (10), obtenida de Ryckebosch et al. (2011). Finalmente, el gas fluye a través del tanque V-106, que contiene gel de sílice, responsable de reducir la humedad relativa por adsorción (Grande et al., 2020).



Donde Fe₂O₃: óxido de hierro (III), Fe₂S₃: sulfuro de hierro (III)

Esta configuración en serie permite la remoción progresiva de amonio, sulfuros y humedad (relativa), garantizando que el biogás tratado cumpla con las condiciones adecuadas para su posterior evaluación en aplicaciones energéticas.

2.4 Evaluación de la valorización de la biomasa residual

2.4.1 Análisis de la eficiencia de remoción de impurezas

Se realizó la evaluación en el periodo de tiempo en el que la producción de biogás se consideró estable. Los resultados de composición se expresaron en porcentaje volumétrico (% v/v) para CH₄, CO₂, HR y O₂, y en partes por millón (ppm) para H₂S. A partir de estas concentraciones, la eficiencia del sistema de filtración se evaluó mediante la remoción de CO₂, H₂S, H₂O y O₂, según la ecuación (8), en el periodo de producción estable de biogás. Se determinó la eficiencia de remoción de H₂S durante todo el periodo registrado (días 36 a 107). La ecuación (8) también se utilizó para determinar el cambio en CH₄ entre la entrada y la salida del sistema.

2.4.2 Valoración energética

Se evaluó el potencial de valorización energética del biogás producido a partir de un residuo orgánico, con el fin de determinar si dicho biocombustible cumple las condiciones necesarias para ser utilizado en equipos domésticos reales. Para ello, se seleccionaron dos aplicaciones concretas: un generador eléctrico de pequeña escala y un equipo para aprovechamiento térmico, los cuales requieren características mínimas de calidad del biogás para operar adecuadamente. De acuerdo con Haryanto et al. (2017), los generadores eléctricos que funcionan con biogás exigen que la concentración de H₂S sea inferior a 100 ppm, debido al carácter corrosivo de este compuesto y su impacto sobre las partes metálicas del motor. Por otra parte, para equipos de aprovechamiento térmico, Abubakar (2025) reporta un funcionamiento estable, empleando biogás con una composición típica de aproximadamente 60% de CH₄ y 40% de CO₂, proporción que garantiza una combustión eficiente y segura bajo condiciones de uso doméstico. Estas especificaciones fueron tomadas como referencia para comparar la calidad del biogás obtenido y establecer su viabilidad como combustible energético.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Evaluación del EC, inóculo y mezcla

Como parte del análisis del proceso de DA se requiere conocer las características iniciales del EC, inóculo y mezcla. A partir del análisis elemental, se obtienen los datos de Carbono (C), Nitrógeno (N) y la relación C:N. Los valores de densidad, ST, SV, SV/ST y pH fueron obtenidos de los registros del fabricante de la planta de biogás. En la Tabla 2. se presentan los parámetros iniciales del EC.

Tabla 2. Caracterización de EC

Variable	Valor
Carbono *	43.74% ±4.37
Nitrógeno *	3.53% ±0.35
Relación C:N	12.39
Densidad	0.95 kg/L
ST	38.25%
SV	32.16%
SV/ST	84.07%
pH	7.00 ± 0.2

*: base seca. **Fuente:** Elaboración propia.

La relación C:N obtenida es inferior a 16:1, reportada por Gu et al., (2022); FAO, (2011), pero se encuentra en el rango reportado para el EC (10-20) (Song et al., 2023). El %ST es superior al reportado para el EC (8.2-36.7%), y se clasificaría como estiércol sólido según FAO (2011), mientras que el %SV se encuentra en el rango de 6.2 a 82.8%, señalado por el estudio de Nwokolo et al. (2020). El pH es inferior al reportado por Sadaka & Engler (2003) y la densidad es cercana a la reportada para el EC (940 g/mL), según Castro et al. (2019).

En la Tabla 3 se presentan los parámetros iniciales del inóculo.

Tabla 3. Caracterización del inóculo

Variable	Valor
Carbono *	27.36%±2.74
Nitrógeno *	3.04%±0.3
Relación C:N	9.00
Densidad EC	1.08 kg/L
ST	26.20%
SV	3.72%
SV/ST	14.20%
pH	7.20

*: base seca. **Fuente:** Elaboración propia.

La relación C:N del inóculo coincide con lo reportado en la literatura para lodos de aguas residuales (4-9) porque suelen contener un alto contenido de nitrógeno (Díaz et al., 2025). El pH del inóculo era de 5.8 inicialmente, pero se incrementó

el pH con hidróxido de sodio antes de ingresarlo al digestor. El valor de pH es cercano al reportado para lodos digeridos del tratamiento de aguas municipales (7.27 ± 0.02) en el estudio de Díaz et al. (2025) y es similar al del inóculo de una planta de biogás (7.21 ± 0.02) utilizado por Duan et al. (2019). La relación SV/ST es inferior a la reportada por el artículo de Zhang et al. (2021), con un valor de 34.22 ± 1.50 , posiblemente por diferencias en el proceso de tratamiento de contenido biológico en la digestión de lodos (Wang et al., 2016). A mayor razón SV/ST, mayor contenido orgánico y producción de biogás (Wang et al., 2016).

Antes de ser ingresado al digestor, se prepara una mezcla de EC e inóculo, con la adición de agua, siguiendo las recomendaciones de la ficha técnica de la planta (DIDA Control, 2024). En la Tabla 4 se presentan los parámetros iniciales de la mezcla de EC e inóculo, obtenidos teóricamente a partir de los datos de caracterización de ambos.

Tabla 4. Caracterización de la mezcla

Variable	Valor
HRT	25 días
TCO	1.59 g SV L ⁻¹ día ⁻¹
Adición EC diaria	126.95 g/día
Adición inóculo diaria	185.35 g/día
Adición de H ₂ O diaria	894.15 g/día
Adición de mezcla diaria	1206.45 g/día
Adición SV mezcla diario	47.72 g SV/día
Volumen dosificado diario	1.2 L/día
Carbono	34.02%
Nitrógeno	3.24%
Relación C:N	10.50
Densidad mezcla	1.03 kg/L
ST	8.05%
SV	3.96%
pH	7.12

El %ST cumple con las recomendaciones de la ficha técnica de la planta (%ST<15%) (DIDA Control, 2024) y se encuentra en el rango de 5% a 10% característico de las heces animales (FAO, 2011). El pH de la mezcla está en el rango adecuado para el desarrollo de bacterias metanogénicas (6.5-7.5) (Somer et al., 2023). Por otro lado, la TCO está en el intervalo estudiado para la DA del EC (1.13 a 3.03 g VS/L d), por Duan et al. (2019). El HRT se encuentra dentro del rango recomendado para una operación estable de la DA del EC (20-40 días) (Song et al., 2023).

La relación C:N es inferior al valor recomendado para la DA (20-30) (Duan et al., 2019), lo que podría asociarse a un contenido alto de amonio y posible inhibición de crecimiento bacteriano (Zheng et al., 2021). Esta situación es común en la DA del EC y se ha planteado realizar co-digestion con materiales con mayor relación C:N, esperar un proceso de adaptación a largo plazo y remover el amonio (Song et al., 2023). En la planta de biogás se recurre a la segunda alternativa y se analizó el comportamiento del proceso durante 107 días.

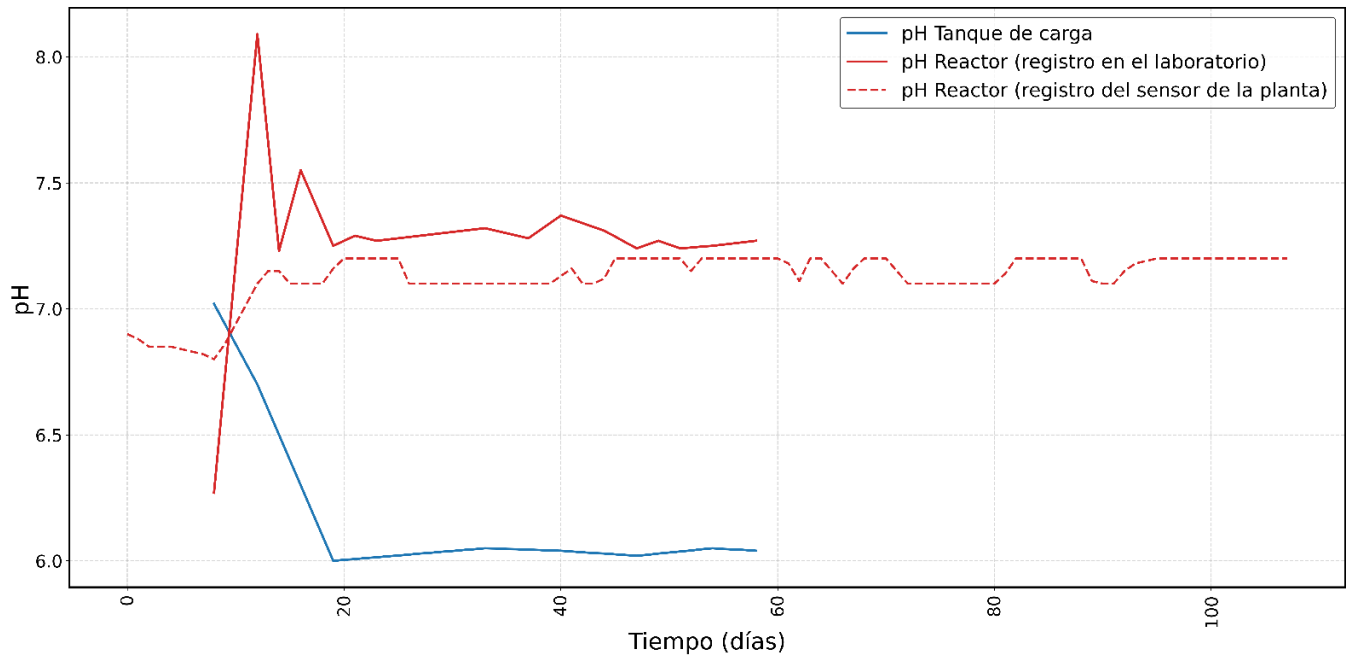
Según los resultados obtenidos, se afirma que el sustrato o mezcla es apto para ser ingresado en el proceso de DA de la planta de biogás. Sin embargo, se necesita supervisar la relación C:N para evitar la inhibición del proceso.

3.2 Análisis operativo del sistema de DA

3.2.1 Diagnóstico de la operación experimental

Los microorganismos metanogénicos son especialmente susceptibles a variaciones en el pH. Por este motivo, es importante monitorear y controlar el pH en el reactor para que se encuentre dentro de un rango de 6.0 y 8.0 (FAO, 2011). En la Figura se observan los cambios de pH en el tanque de carga y el reactor, según las mediciones realizadas experimentalmente, con el potenciómetro del laboratorio, desde el día 8 hasta el día 58. El pH del reactor también fue monitoreado por el sistema de la planta de biogás, durante el rango de días en que se analizó el proceso (0-107).

Figura 3. Variación en el tiempo del pH en el tanque de carga y el reactor



Fuente: Elaboración propia.

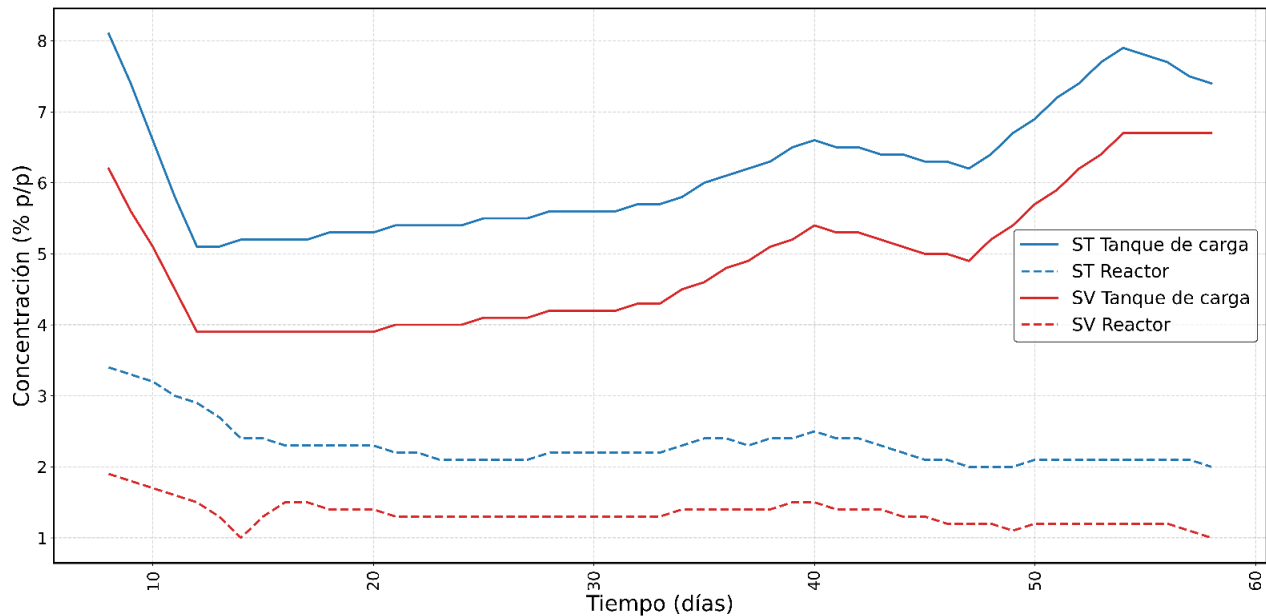
El pH en el reactor inicialmente fue de 6.9. Después del día 0, se registró un descenso en el pH hasta el día 8, incrementó hasta el día 15 y se mantuvo estable, en un rango entre 7.1 y 7.2.

El pH inicial en el tanque de carga (7.02), es superior al pH en el reactor (6.27) y desde el día 8 disminuyó hasta estabilizarse entre 6.0 y 6.1. Por otro lado, a partir del día 9, el pH en el reactor aumentó hasta alcanzar un pH máximo de 8.09 en el día 12, posteriormente disminuyó hasta el día 14, seguido de un incremento hasta el día 16 y una disminución hasta el día 19. A partir de ese punto, se estabilizó el pH en un rango entre 7.2 y 7.4, lo que podría atribuirse a la dosificación automática de soluciones buffer para controlar el pH (DIDA Control, 2024). Esto puede limitar la sensibilidad del pH frente a cambios repentinos en el proceso de DA (Sun et al., 2019). Además, esto explicaría las diferencias entre el pH del reactor, controlado, y el pH del tanque de carga. Las fluctuaciones iniciales en el pH pueden atribuirse a acumulación temporal de ácidos, que posteriormente son consumidos por bacterias metanogénicas (Sommer et al., 2023), posiblemente por este motivo el pH en el tanque de carga es inferior al del reactor en la mayoría de días registrados.

3.2.2 Estudio del rendimiento del sistema

El análisis de sólidos es un indicador del rendimiento del sistema, porque los sólidos totales están compuestos por sólidos inertes y sólidos volátiles. El %SV representa la materia orgánica que podría ser degradada por el proceso de DA (Martí, 2019), una fracción de ella se extrae del reactor y otra se convierte en biogás (Moletta et al., 2011). En la Figura 4 se observa el comportamiento de la concentración de ST y SV, en el tanque de carga y en el reactor.

Figura 4. Evolución en el tiempo de la concentración de sólidos totales y sólidos volátiles en el tanque de carga y el reactor



%p/p: porcentaje peso/peso. **Fuente:** Elaboración propia.

En el tanque de carga, se observa una disminución pronunciada en %ST y %SV entre los días ocho (8) y doce, un periodo estabilización hasta el día 35 aproximadamente, un aumento en ambas concentraciones hasta el día 40, una disminución hasta el día 49, seguida de un incremento hasta el día 57. Entre los días 57 y 60, el %ST disminuyó, mientras que el %SV permaneció estable. En el reactor, el %ST y %SV disminuyó simultáneamente en los primeros 16 días, seguido de un incremento en %SV hasta el día 18, aproximadamente, y finalmente se registró un periodo estable, con fluctuaciones entre 2% y 2.5% para %ST, y entre 1% y 1.5% para %SV.

En la Tabla se consignaron los resultados del análisis de sólidos del sustrato. Se calculó la eficiencia de remoción (η) con la ecuación (8), considerando el primer valor registrado en el tanque de carga (día 8) como valor inicial, y el último valor registrado en el reactor (día 58), como valor final.

Tabla 5. Resultados de valores mínimos de %ST y %SV del reactor con respecto al tanque de carga

Variable	ST	SV	ST (η)	SV (η)
Tanque de carga	8.10%	6.2%		
Reactor	2%	1%	75.3%	83.9%

Fuente: Elaboración propia.

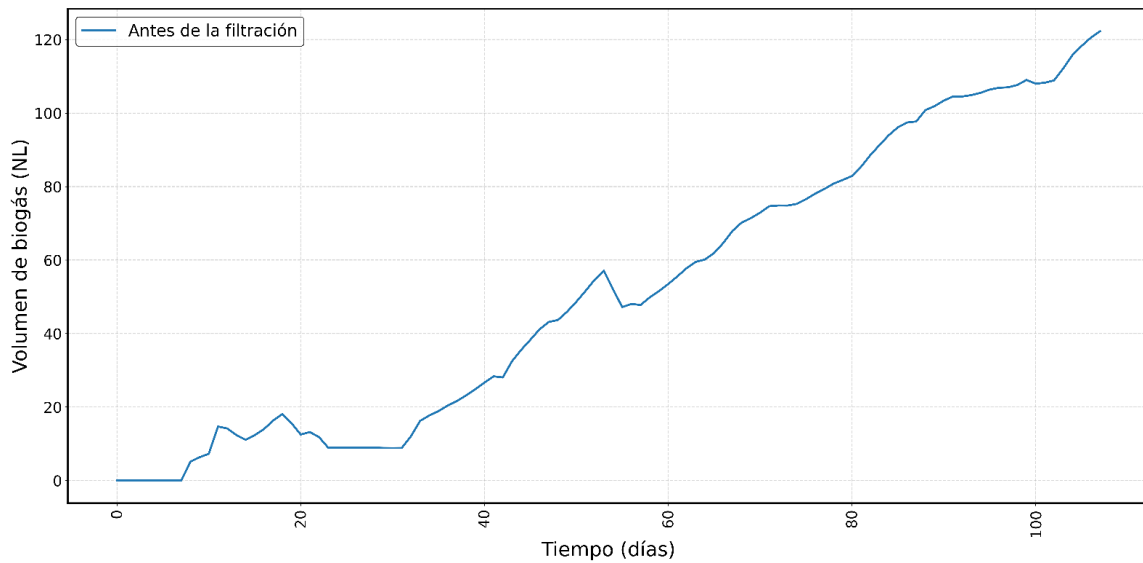
El %ST y %SV fueron inferiores en las muestras del reactor, respecto a las del tanque de carga, por la transformación de sólidos durante la DA y su conversión parcial en biogás (Moletta et al., 2011).

En la última medición en el reactor, se registró 2% de %ST, posiblemente asociado a una menor solubilidad de lodos y potencial de producción de metano, respecto a 8.1%, registrado inicialmente en el tanque de carga, según lo planteado por el estudio de Li et al. (2024) .

3.3.2 Volumen acumulado de biogás

La medición de la producción de biogás hace parte de la evaluación del desempeño del reactor, según lo planteado en el estudio de Mosquera et al. (2024). La evolución del volumen acumulado normal de biogás en V-101, proveniente del reactor de DA, se visualiza en la Figura .

Figura 5. Comportamiento en el tiempo del volumen acumulado de biogás en la entrada del sistema de filtración



Fuente: Elaboración propia.

El máximo volumen registrado fue de 122.25 NL, correspondiente al último día reportado. Desde el día ocho (8), se observa un aumento en el volumen, seguido de una disminución alrededor del día 16. Posteriormente, el volumen incrementa hasta el día 18, disminuye hasta el día 23 y permanece estable por nueve (9) días. A partir de este punto, el volumen incrementa y alcanza un pico en el día 53. Posteriormente, se observa que disminuye hasta el día 57 y vuelve a incrementar hasta el día 107.

Las disminuciones o pendientes negativas pueden estar asociadas a condiciones experimentales que afectaron la medición, como la transferencia de gas del tanque de almacenamiento V-101, con capacidad de 15 L, a los tanques del sistema de filtración.

En la Tabla se consignó el volumen acumulado de biogás en los días 65 y 107, el promedio de volumen acumulado de biogás, la adición de SV al sistema diariamente y la eficiencia de producción de biogás.

Tabla 6. Biogás acumulado en la DA de EC

Volumen acumulado de biogás en día 107 (NL)	Volumen acumulado de biogás en día 65 (NL)	Promedio de volumen acumulado de biogás (NL/día)
122.25	61.91	1.4

Fuente: Elaboración propia.

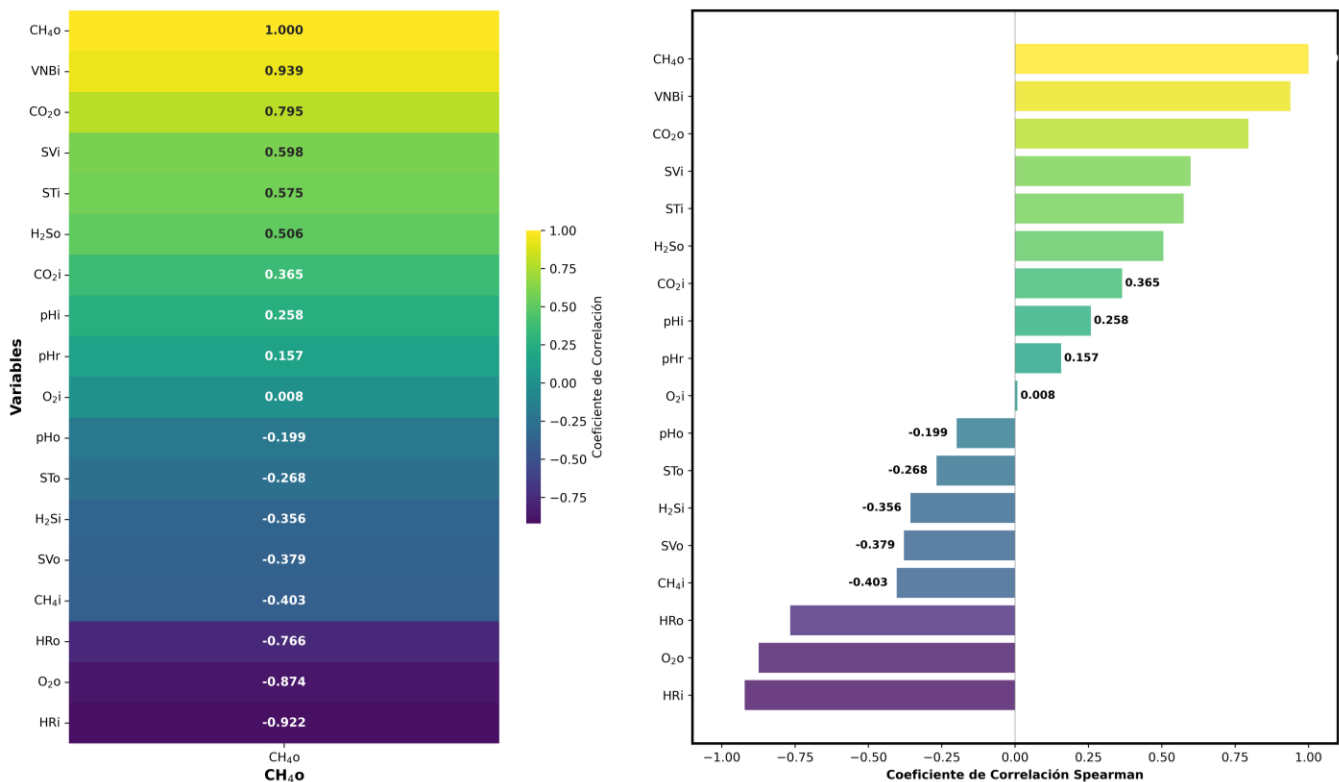
Se considera estable la producción de biogás desde el día 65. Este periodo también coincide con lo establecido en la literatura, con una producción estable de biogás que suele observarse después de dos meses de operación, con una TCO constante (Rajendran et al., 2012).

Se encontraron valores de volumen diario de biogás, bajo condiciones comparables al estudio actual. Sin embargo, existen diferencias que dificultan la comparación directa de los resultados. En la investigación se trabajó con EC e inóculo de planta de tratamiento de aguas residuales y se realizaron pruebas de potencial bioquímico de metano (BMP) por 24 días, en condiciones mesofílicas (35°C). Se obtuvo una producción de biogás máxima de 1.60 y 1.99 NL/día, para una relación sustrato inóculo de 0.65 y 1.0 respectivamente, con un volumen de reactor de 8.6 L y 14.25 L, respectivamente (Santos et al., 2022).

3.2.3 Correlación entre variables operativas y CH₄ de salida

La Figura 6 presenta una correlación de Spearman de las principales variables del proceso de DA y de limpieza de biogás, con respecto al CH₄ en la salida del sistema de filtración. En las etiquetas de la figura 6, la entrada a un sistema se representa con “i” y la salida se representa con “o”. La “i” junto a pH hace referencia a la medición en el reactor, registrada por la planta de biogás, mientras que pHo corresponde a la medición con el potenciómetro de laboratorio y pH_i es la medición en el tanque de carga.

Figura 6. Correlación Spearman de variables del proceso vs CH₄ en la salida del sistema de filtración



Fuente: Elaboración propia.

Se determinó una correlación muy fuerte negativa entre el CH₄ de salida (CH₄o) y la humedad relativa de entrada (HRI) y entre el CH₄ de salida y el oxígeno en la salida. Se encontró una correlación muy fuerte positiva el CH₄o y el volumen

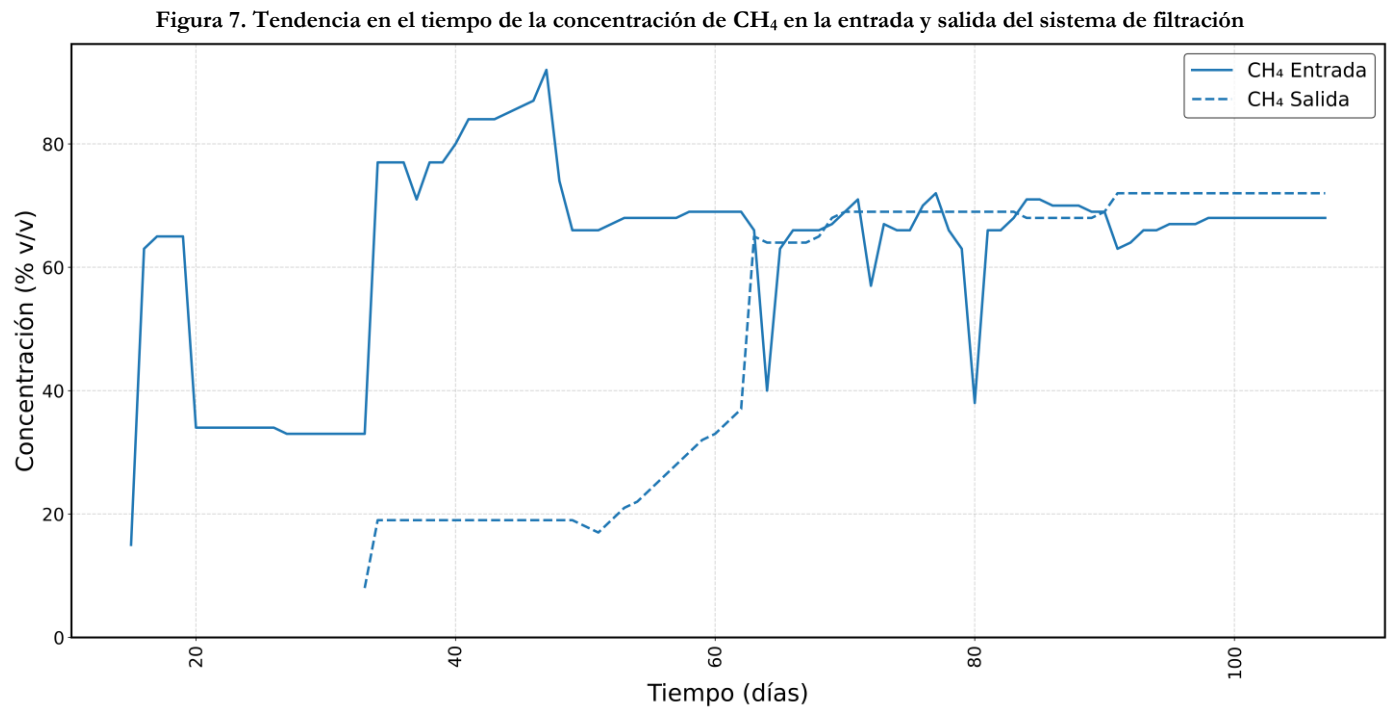
acumulado de biogás en la entrada. Existe una correlación fuerte negativa entre el CH₄O y la humedad relativa en la salida. Existe una correlación fuerte positiva entre el CH₄O y el CO₂ de salida.

Se determinó una correlación moderada negativa entre el CH₄O y el CH₄ de entrada, y una correlación moderada positiva entre el CH₄O y SV de entrada, entre CH₄O y SV de salida, y entre CH₄O y H₂S de salida. Se encontró una correlación débil positiva entre CH₄O y pH_i, entre CH₄O y CO₂ de entrada. Se determinó una correlación débil negativa entre CH₄O y ST_O, entre CH₄O y H₂Si y entre CH₄O y SV_O. Existe una correlación muy débil positiva entre CH₄O y O₂ de entrada, y entre CH₄O y pH_r. Se encontró una correlación muy débil negativa entre CH₄O y pH_O.

El vínculo entre el incremento en la concentración de CH₄O y la disminución en la humedad relativa de entrada está posiblemente asociada a la tecnología de medición (NDIR) de ambos gases y su sensibilidad a la humedad, según lo planteado por Dong et al. (2025).

3.3 Estudio de la filtración del biogás

El principal componente del biogás es el CH₄ y, aunque el propósito de la presente investigación no es obtener biometano, la reducción de impurezas del biogás puede verse reflejada en un aumento en la concentración de CH₄ (Werkneh, 2022). En la Figura se presentan los registros correspondientes a la concentración de metano en la entrada y salida del sistema de filtración.



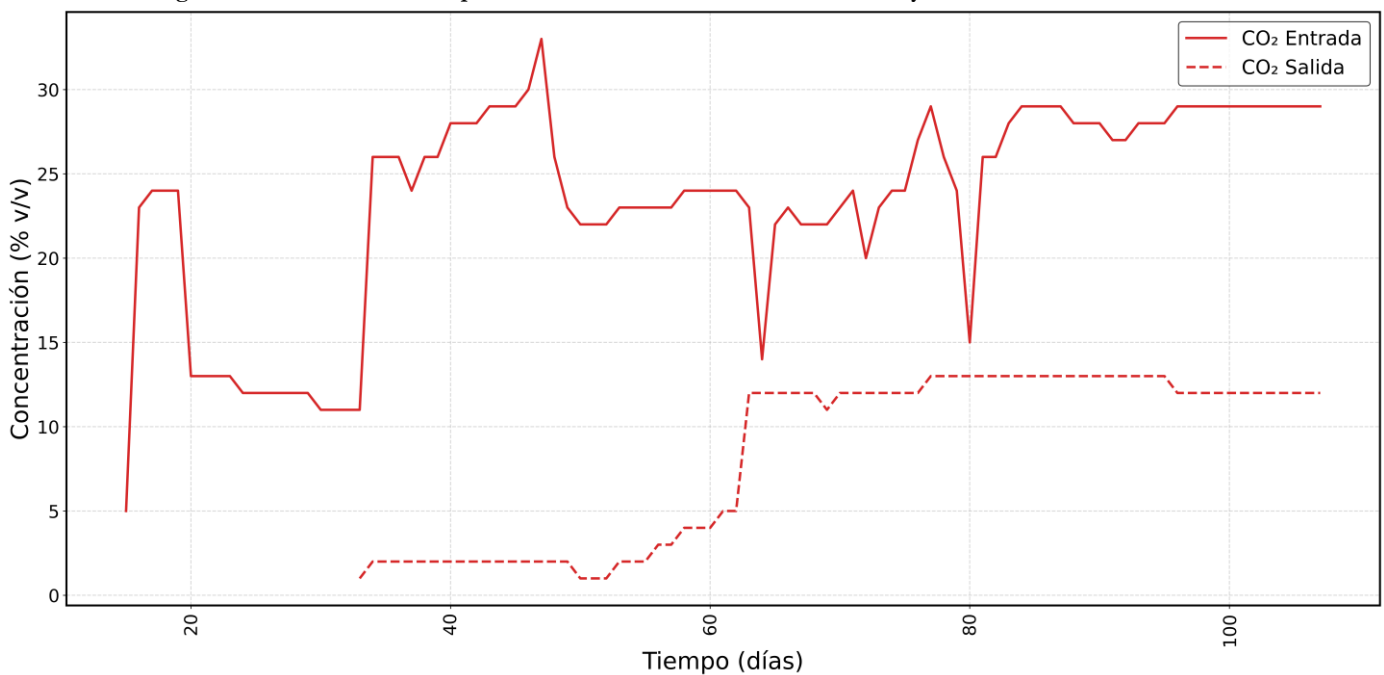
Fuente: Elaboración propia.

En la entrada a los filtros, se comienzan a registrar las concentraciones de CH₄ en el día 15, con un valor de 15%. Inicialmente, la concentración aumenta hasta alcanzar 65% durante los días 17 a 19. Luego, disminuye y se mantiene estable hasta el día 33, seguido de un incremento hasta llegar a 77%, con fluctuaciones hasta el día 47, en el que alcanza una concentración de 92%. Después, disminuye en el día 48, se mantiene estable hasta el día 64, disminuye a 40%,

incrementa desde el día siguiente hasta el día 71, disminuye el día 72, aumenta hasta el día 77, disminuye hasta el día 80, con una concentración de 38%, al día siguiente incrementa y se mantiene relativamente estable hasta el último día 107. En la salida de los filtros, los registros comienzan en el día 33, con 8%, seguido de un aumento en la concentración en el día 34, un periodo de estabilización hasta el día 51, con una disminución del 1%, incremento hasta el día 62 y aumento pronunciado el día siguiente, alcanzando una concentración de 65%. En los días 64 a 107 los valores fluctúan entre 64% y 72%. Las variaciones en el contenido de metano pueden ser indicadoras de la estabilidad del proceso. La disminución en la concentración de CH_4 , bajo una mezcla de sustrato constante, puede señalar un desbalance, según Drogg (2013).

En la selección de materiales filtrantes el objetivo no era reducir el contenido de CO_2 . Sin embargo, esta suele ser la impureza con mayor concentración en el biogás y se registran sus variaciones temporales en la Figura , antes y después del sistema de filtración. Esto permite evaluar posibles cambios en su concentración por adsorción.

Figura 8. Evolución en el tiempo de la concentración de CO_2 en la entrada y salida del sistema de filtración



Fuente: Elaboración propia.

En la entrada a los filtros, se registran las concentraciones de CO_2 desde el día 15, con un valor de 5%. La concentración incrementa hasta alcanzar 24% en el día 17. Luego, disminuye en el día 20 y se mantiene entre 13% y 11% hasta el día 33, seguido de un incremento hasta llegar a 26%, con fluctuaciones hasta el día 47, en el que incrementa la concentración hasta un valor de 33%. Posteriormente, disminuye en el día 48, se mantiene estable hasta el día 64, disminuye a 14%, incrementa desde el día 65 hasta el día 71, disminuye el día siguiente, aumenta hasta el día 77, disminuye hasta el día 80, con una concentración de 15%. Al día siguiente incrementa y se mantiene relativamente estable hasta el último día 107, con fluctuaciones entre 26% y 29%. En la salida de los filtros, se registra la primera medición en el día 33, con 1%, seguido de un aumento en la concentración en el día 34, un periodo de estabilización hasta el día 49, con una disminución del 1%, e incrementos graduales hasta el día 62. En el día 63 se observa un aumento pronunciado, hasta alcanzar una concentración del 12% y fluctuaciones entre 12% y 13% hasta el día 107.

Se observa un descenso en la concentración de CO_2 después del sistema filtración. Aunque el óxido de hierro se utilizó para disminuir la concentración de H_2S , el carbón activado es selectivo para H_2S y CO_2 y también pudo contribuir en su remoción (de Oliveira et al., 2019). Sin embargo, la capacidad para adsorber CO_2 puede verse afectada por la presencia de

H₂S, que al ser adsorbido por el carbón activado disminuye su volumen y área específica (de Oliveira et al., 2019). La transición del biogás por el tercer filtro, con gel de sílice, también pudo disminuir la concentración de CO₂, según lo planteado por Shen et al. (2018).

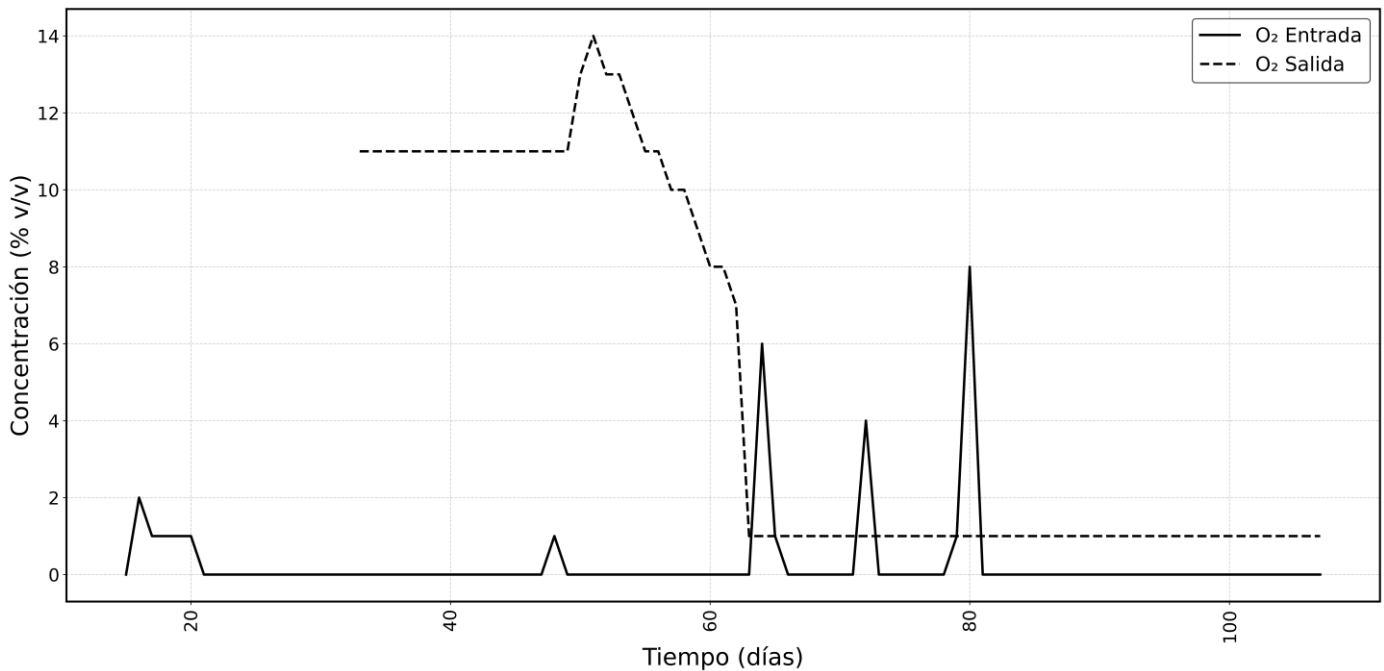
Después del día 65, aproximadamente, se observa en las figuras 4 y 5 que las concentraciones de CO₂ (12-13%) y CH₄ (68-72%) permanecen estables en la salida del sistema de filtración, en comparación a las fluctuaciones en días anteriores. Este comportamiento coincide con las observaciones de Rajendran et al. (2012) respecto al biogás.

Los incrementos de pH en el reactor en los días 8 y 16 posiblemente generaron una disminución en la concentración de CO₂ en el biogás en la entrada al sistema de filtración, alrededor del día 20, porque fue incorporado en un sistema bicarbonato/carbonato en forma líquida, según lo planteado por Diniz et al. (2025), generando cambios en la composición de biogás transferido al tanque V-101.

En futuros trabajos, se recomienda ubicar sensores en cada tanque de filtración para comparar la eficiencia de remoción de impurezas del biogás de cada uno y definir la configuración más adecuada para el sistema de limpieza. Adicionalmente, se sugiere evaluar la saturación de los materiales de filtración y su optimización.

El biogás suele contener entre 0 y 3% de O₂ (Werkneh, 2022) y, aunque es detectado por el analizador de gases de la planta, no se destinó un material filtrante para su remoción. No obstante, en el presente estudio se detectaron concentraciones superiores a lo considerado como usual, por lo cual se consideró pertinente comparar, en la Figura , su variación antes y después de pasar por el sistema de filtración.

Figura 9. Variación temporal de la concentración de O₂ en la entrada y salida del sistema de filtración

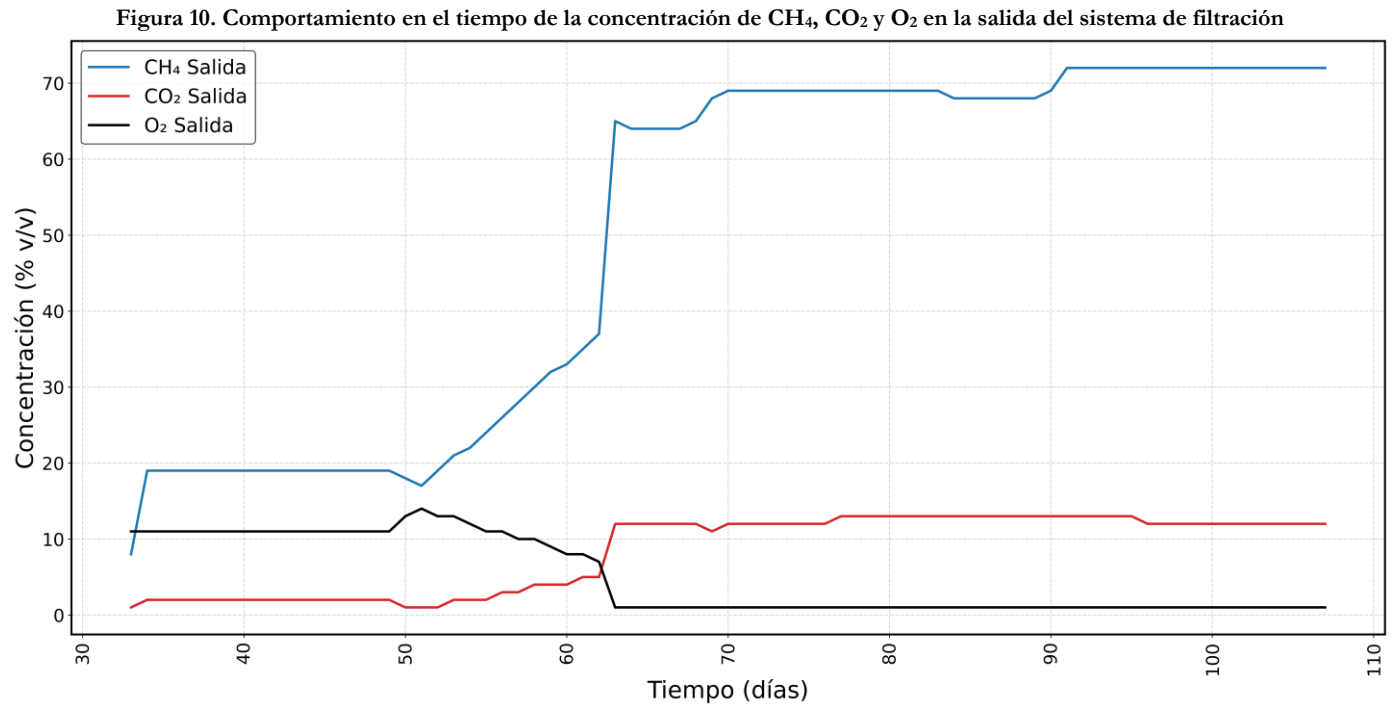


Fuente: Elaboración propia.

Se detectó la presencia de oxígeno en la entrada del sistema en cuatro intervalos de tiempo: entre los días 16 y 20, en el día 48, en los días 64 y 65, en el día 72 y en los días 79 y 80. Por otro lado, en la salida del sistema se registra inicialmente una concentración de oxígeno de 11%, que se mantiene estable desde el día 33 hasta el día 49. Al día siguiente incrementa

hasta 14%, y, después de usar una bomba de vacío, disminuye hasta permanecer constante, con una concentración de 1% desde el día 63 hasta el día 107. Este valor (1%) constituye el límite superior del rango de O₂ típico en el biogás (Angelidaki et al., 2018) y con el que no se presentan efectos significativos sobre el funcionamiento del carbón activado (Abatzoglou & Boivin, 2009).

La presencia de O₂ en el sistema de filtración pudo influir en las concentraciones de CH₄ y CO₂. Para visualizar sus fluctuaciones temporales se construye la gráfica de la Figura 10, con un enfoque en la salida del sistema de filtración.

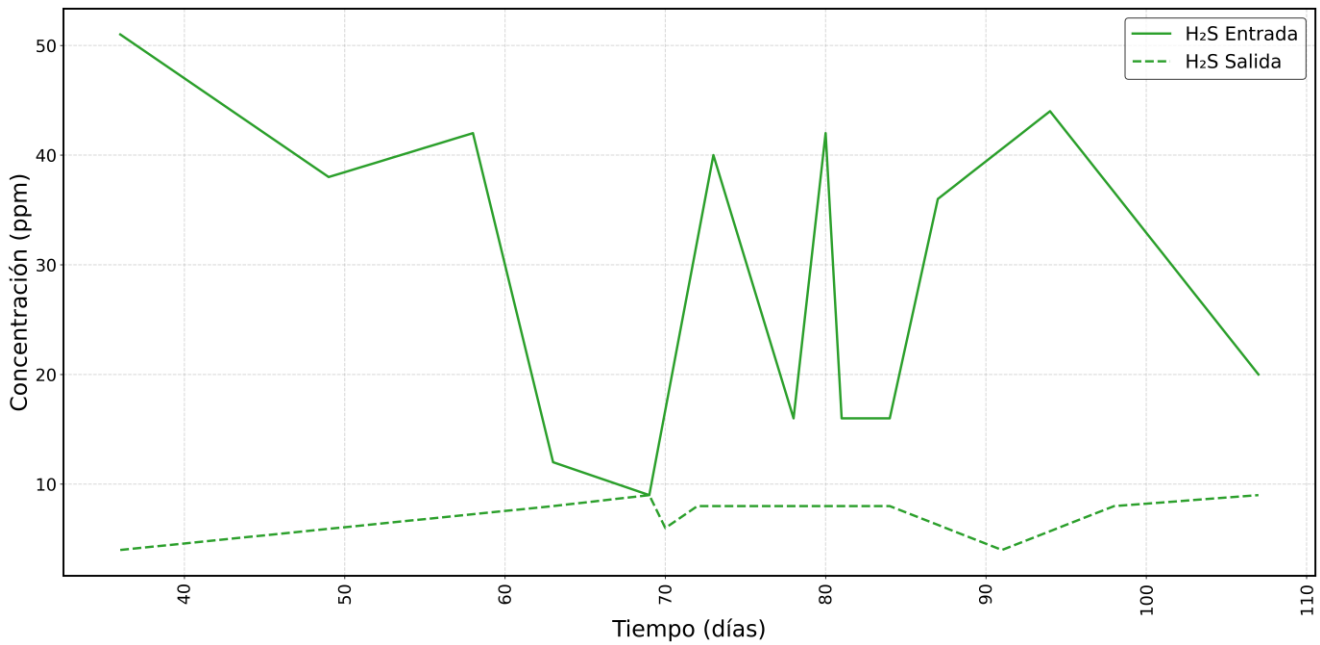


Fuente: Elaboración propia.

Se identifica que la disminución de O₂, a partir del día 51 coincide con el aumento de CH₄ y CO₂. Las fluctuaciones similares en la concentración de estos dos gases (CH₄ y CO₂) posiblemente ocurre porque ambos comparten la misma tecnología de medición (NDIR), la resolución, precisión y repetibilidad. Además, se ha encontrado, que los sensores NDIR pueden ser sensibles a la temperatura y humedad (Dong et al., 2025). La temperatura fue controlada durante el proceso, mientras que, posiblemente la humedad influyó sobre las mediciones de CH₄ y CO₂, porque para disminuirla, el gas debía llegar al último filtro, con gel de sílice.

Otra impureza fue monitoreada es el H₂S. Se considera relevante conocer su concentración en el biogás por sus efectos negativos sobre la salud humana, el medio ambiente y la corrosión de equipos. Por eso, se representan sus variaciones temporales en la Figura .

Figura 11. Evolución en el tiempo de la concentración de H₂S en la entrada y salida del sistema de filtración



Fuente: Elaboración propia.

En la entrada del sistema, se registran 51 ppm de H₂S en el día 36, disminuye hasta el día 49, seguido de un incremento hasta el día 58, con un descenso pronunciado hasta el día 62 aproximadamente. La concentración de H₂S sigue disminuyendo hasta el día 69, con una concentración de 9 ppm, seguido de un incremento hasta 40 ppm en el día 73, disminución hasta el día 78, con un aumento al día siguiente, hasta alcanzar 42 ppm. Luego, disminuye la concentración hasta 16 ppm en el día 81, permanece estable y después incrementa en el día 85 y el día 94, en el que alcanza un valor de 44 ppm. Al final, se observa un descenso hasta el día 107, con una concentración de 20 ppm. Desde el día 85 hasta el 91 disminuye y alcanza un valor de 4 ppm, seguido de un aumento hasta el día 107, en el que se registra una concentración de 9 ppm.

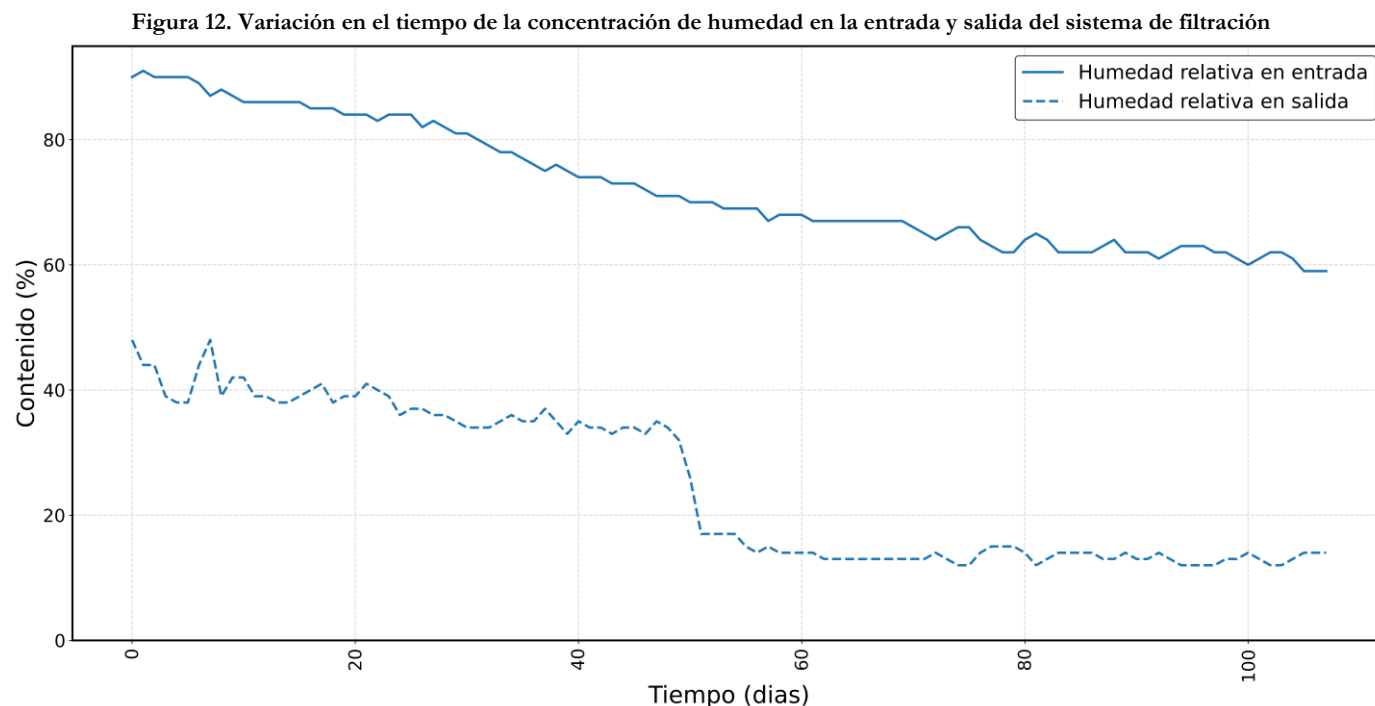
La máxima concentración registrada de H₂S fue de 51 ppm, antes de ingresar al sistema de filtración, y su emisión podría dañar el sistema cardiovascular, el sistema nervioso central y paralizar nervios olfativos (Drägerwerk AG & Co. KGaA, 2020). La producción de H₂S en la entrada del sistema de filtración posiblemente resulta de la acumulación de sulfuro en el reactor, un elemento esencial para el crecimiento microbiano, cuyo análisis es complejo porque está asociado al conjunto de bacterias sulfato reductoras, su competencia con las bacterias del sustrato y su interacción con el ambiente, según lo indicado en la literatura (Sommer et al., 2023).

La eficiencia de remoción promedio fue de 71.48%, cercana a la obtenida en el estudio de Huertas et al. (2020) con óxido de hierro para la limpieza de H₂S del biogás de la DA del EC, en un digestor tubular (70.21%). La concentración promedio de H₂S en ese estudio fue mayor (3000 ppm), la tasa de producción de biogás fue mayor (0.5 L/min) y su tanque de filtración tenía menor volumen (0.979 L) al del presente estudio.

Para futuras investigaciones, se recomienda verificar que el pH del tanque con lana de acero sea superior a 7.5 para que ocurra el proceso de adsorción adecuadamente (Shelford et al., 2019).

Cuando el biogás sale del reactor, suele estar saturado con agua, lo cual representa un problema porque se puede condensar en las tuberías si existen cambios de presión, causando corrosión y desestabilizando materiales adsorbentes como el carbón activado (Werkneh, 2022). Por este motivo, se realizó el monitoreo de humedad en la entrada y salida del sistema

de filtración, conforme se visualiza en la Figura 12.



Fuente: Elaboración propia.

En la entrada del sistema de filtración se registró un porcentaje inicial de humedad relativa de 90%, en el día 0, seguido de una disminución progresiva, con ligeras fluctuaciones, hasta alcanzar un valor final de 59%. En la salida del sistema de filtración se registró un contenido de humedad de 48% en el día 0, con una disminución hasta 38%, en el día 5, seguido de un aumento hasta 48% y fluctuaciones entre 32% y 41%. Después disminuye hasta 17% en el día 51 y presenta variaciones entre 12% y 15% hasta el día 107. Se identificó menor humedad en la salida que en la entrada del sistema de filtración, posiblemente atribuido a la alta capacidad de adsorción de agua del gel de sílice, con una alta porosidad y área superficial interna (Al Mamun & Torii, 2017). Sin embargo, según lo reportado en la literatura, el contenido de humedad en el biogás suele estar entre 1 y 5% (Werkneh, 2022) o entre 5 y 10% (Hasanpour Seyedlar et al., 2024), valores inferiores a los obtenidos con el gel de sílice, por lo que se recomienda revisar su frecuencia de saturación, en futuros estudios.

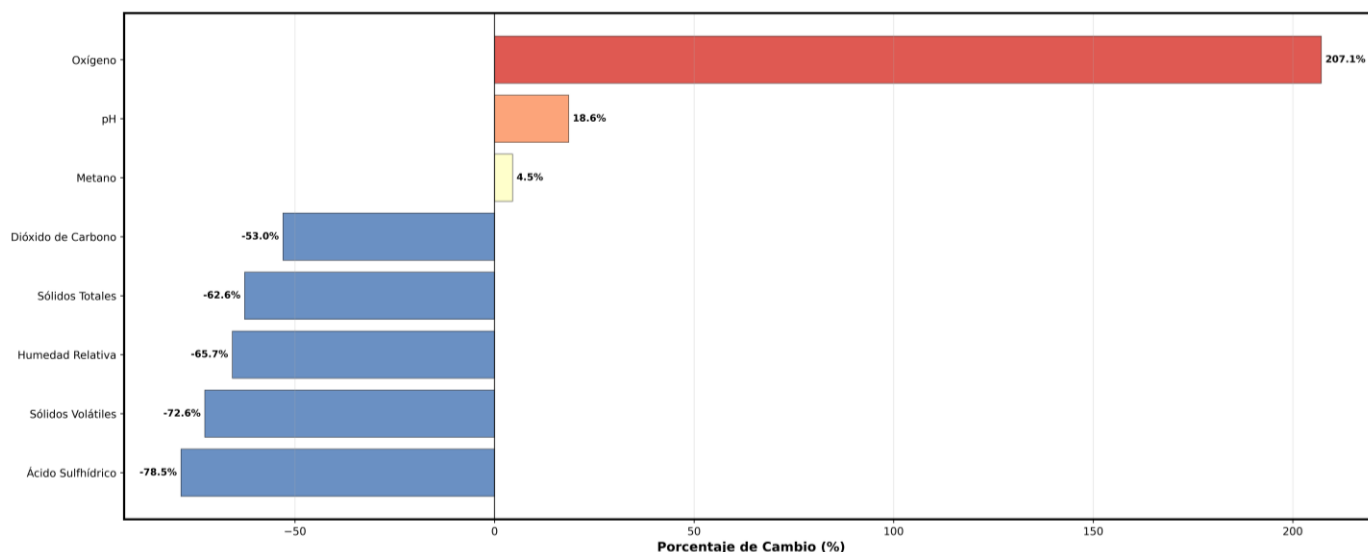
El analizador de la planta de biogás no registró la concentración de amoníaco, por lo cual, se desconoce su eficiencia de remoción utilizando carbón activado. No obstante, el amoníaco presenta una alta solubilidad en el agua y puede disminuir su concentración durante el proceso de remoción de agua (Werkneh, 2022). En futuras investigaciones se recomienda realizar mediciones del contenido de amonio para evaluar la eficiencia del filtro de carbón activado para remover esta sustancia.

3.4 Análisis del potencial de valorización del sustrato

3.4.1 Variación en los valores de los parámetros de operación

Los sistemas de DA y de limpieza de biogás se evaluaron en función de los cambios porcentuales en sus parámetros de operación. Para el sistema de DA, se determinó la variación en pH, %ST y %SV entre el tanque de carga y el reactor. Para el sistema de limpieza o filtración, se calculó la variación en O₂, CH₄, CO₂, H₂S y HR entre la entrada y la salida del sistema. La variación se calculó con la ecuación (8), asignando un signo negativo los parámetros que disminuyeron. La representación gráfica de estas variaciones se muestra en la Figura 13.

Figura 13. Comparación entre la entrada y la salida de distintos parámetros del sistema de DA y del sistema de limpieza de biogás



Fuente: Elaboración propia.

No se realiza una comparación directa entre la concentración de los gases y su variación porque las mediciones de CH₄ y CO₂ fueron realizadas con sensores NDIR y las de O₂ y H₂S con sensores electroquímicos. Además, las concentraciones de H₂S fueron determinadas con un analizador portátil.

La concentración de O₂ incrementó porque se detectó presencia de O₂ en el sistema, se utilizó una bomba de vacío y, aunque no se alcanzaron concentraciones inferiores a las de la entrada, los valores se encuentran dentro de los límites permisibles para el proceso.

En la Tabla se registra el cambio porcentual de las variables presentadas en la Figura 13, según sus valores de entrada y salida. El rango de evaluación de ST, SV y pH corresponde al definido experimentalmente, entre los días 8 y 60. La humedad relativa se evaluó en el periodo de 0 a 107 días, CH₄, CO₂ y O₂ se estudiaron en el rango de estabilización, entre los días 65 y 107, mientras que el rango de H₂S corresponde a todo el periodo en que fue registrado, por la relevancia que tiene su medición, independiente del tiempo, para evaluar impactos sobre la salud y medio ambiente.

Tabla 7. Variación porcentual de parámetros del sistema de DA y del sistema de limpieza de biogás

Parámetro	Entrada	Salida	Cambio (%)	Interpretación
%ST	6.2%	2.3%	-62.6%	Disminución significativa
%SV	4.9%	1.3%	-72.6%	Disminución significativa
pH	6.151	7.294	18.6%	Aumento moderado
%CH ₄	66.6%	69.6%	4.5%	Estabilización
%CO ₂	26.4%	12.4%	-53%	Disminución significativa
%O ₂	0.3%	1%	207.14%	Aumento significativo
%H ₂ S	32.208 ppm	6.910 ppm	-78.5%	Disminución significativa
%HR	72.4%	24.8%	-65.7%	Disminución significativa

Fuente: Elaboración propia.

Por consideración de los autores, un cambio mayor al 20% en la Tabla , corresponde a un aumento significativo, un cambio mayor al 5% se clasifica como un aumento moderado, mientras que un cambio mayor a -5% corresponde a una estabilización. Si la variación es inferior a -20%, la disminución es moderada, de lo contrario, se clasifica como disminución significativa. En futuros estudios se recomienda comparar con resultados de estudios similares.

Se encontró que el proceso de DA y la filtración del biogás permitieron disminuir la concentración de ST, SV, CO₂ y H₂S, lo cual contribuye a la consecución del ODS 7, porque a través de la implementación del sistema los usuarios tendrían acceso a energía más limpia, que podría ser utilizada para cocinar y generar electricidad.

La configuración o secuencia de los filtros favoreció la adsorción de H₂S, porque la reacción con óxido de hierro requiere humedad, y esta se remueve del biogás en el último filtro. Por otro lado, la configuración del sistema de filtración no favoreció la medición de CH₄ y CO₂ por la sensibilidad del sensor a la humedad.

Se sugiere evaluar el sistema de filtración en digestores tubulares, en granjas porcícolas, con una mayor concentración de impurezas y evaluar las diferencias existentes en el biogás a partir del EC de poblaciones de cerdos con distintas características.

3.4.2 Identificación de la potencial valorización energética

En la Tabla 8 se indican los requisitos de calidad de biogás de un generador eléctrico y una estufa, y se comparan con la concentración de CH₄, CO₂ y H₂S en la salida del sistema de filtración (“o”).

Tabla 8. Comparación entre requisitos de estufa y generador eléctrico y concentración del biogás después de filtrar

Equipo	Eficiencia térmica	%CH ₄ equipo	%CH ₄ o	%CO ₂ equipo	%CO ₂ o	H ₂ S (ppm) equipo	H ₂ So (ppm)
Generador eléctrico 750 W ^a	30	56.48	69.6	39.31	12.4	9	6.910
Estufa ^b	54.3	60	69.6	40	12.4	-	6.910

^a: (Haryanto et al., 2017), ^b: (Abubakar, 2025)

Fuente: Elaboración propia.

El biogás obtenido con el sistema de filtración de la DA del EC cumpliría con los requisitos de composición de biogás para ser utilizado en un generador eléctrico y una estufa doméstica, en términos de la concentración de CH₄, CO₂ y H₂S. Específicamente, antes del proceso de filtración, el biogás no cumplía con las especificaciones de H₂S del generador eléctrico, y después del proceso sí puede ser utilizado en este equipo, lo cual implica la valorización del biogás.

En futuras investigaciones, en el contexto de una granja porcícola, se podría determinar el potencial eléctrico teórico (kWh/día) a partir del rendimiento de metano, el número de cerdos, masa diaria de EC, concentración de SV, densidad de la mezcla y potencial calorífico inferior del CH₄, como en el estudio de Mosquera (2024).

4. CONCLUSIONES

El uso del sistema de filtración en la planta de biogás contribuye a la consecución del ODS 7 porque permite disminuir impurezas a través de materiales asequibles, reduciendo los riesgos ambientales y sanitarios, de forma que se valore el EC y el biogás sea más adecuado como fuente energética. En este estudio se caracterizó el EC e inóculo y se determinaron los parámetros de la mezcla, se analizó el rendimiento del proceso de DA y se identificó la potencial valorización energética del EC.

Los valores obtenidos en la caracterización del EC y el inóculo, por separado, fueron similares a los reportados en la literatura, sin embargo, la relación SV/ST del inóculo fue inferior a lo registrado en otro estudio, posiblemente por diferencias en el tratamiento de lodos de aguas residuales. La mezcla de EC e inóculo presentó un valor de C:N inferior al recomendado para la DA, aunque posiblemente incrementó con la recirculación. Se determinó un porcentaje de eficiencia de remoción de 83.9% de SV y se recomienda compararlo con estudios similares. El pH presentó fluctuaciones iniciales en el tanque de carga y el reactor, posiblemente por la acumulación temporal de ácidos, antes de su digestión por bacterias metanogénicas. Por otro lado, el volumen normal acumulado de biogás fue de 1.4 NI/día y presenta pendientes negativas, que pueden vincularse con la transferencia de gas entre el tanque de almacenamiento y los filtros. A través de la correlación de Spearman se identificaron correlaciones fuertes entre el aumento en la concentración de CH₄ y CO₂ y la disminución en la humedad relativa de entrada, posiblemente asociada a la sensibilidad a la humedad de la tecnología de medición que compartieron ambos gases. Después del día 65, aproximadamente, las concentraciones de CO₂ (12-13%) y CH₄ (68-72%) permanecen estables en la salida del sistema de filtración. El H₂S presenta fluctuaciones especialmente en la entrada a los filtros, posiblemente por las interacciones de las bacterias sulfato reductoras. La adsorción de este gas en el óxido-hidróxido de hierro (III) genera vapor de agua, que posteriormente es adsorbido por el gel de sílice. Incrementó el contenido de CH₄ en 4.5% y se redujo la concentración de CO₂, HR y H₂S en 53%, 65.7% y 78.5%, respectivamente.

Se identificó que el biogás obtenido con el sistema de filtración sería apto para su uso en una estufa y un generador eléctrico, según su composición de CH₄, CO₂ y H₂S, lo cual representa un potencial de valorización energética a través del proceso de DA y limpieza.

Se recomienda, en futuros estudios, evaluar la regeneración y reutilización de los materiales filtrantes, calcular el potencial eléctrico teórico para granjas porcícolas, analizar el desempeño de los filtros en digestores tubulares, con mayor concentración de impurezas, y realizar mediciones de amonio para evaluar su remoción con carbón activado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen y valoran el acompañamiento de DIDA Control en el laboratorio SEI, la recolección y transporte del sustrato y su monitoreo continuo de la planta, y agradecen a Daniela y Julián, encargados del almacén de laboratorios de la USC, por su supervisión y amabilidad.

RECURSOS UTILIZADOS O HERRAMIENTAS TECNOLÓGICAS

En la escritura de este documento, entre los meses de junio y noviembre, los autores utilizaron ChatGPT (OpenAI, 2025) para sintetizar oraciones y cumplir con el límite de palabras en cada sección. Se revisó y adaptó el resultado obtenido antes de agregarlo al documento.

REFERENCIAS

- Abatzoglou, N., & Boivin, S. (2009). A review of biogas purification processes. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 3(1), 42–71. <https://doi.org/10.1002/bbb.117>
- Abubakar, R. (2025). Design and Construction and Testing of Biogas Stove. *Clean Energy Technologies*, 1(1), 34–48. <https://doi.org/10.54963/cet.v1i1.1478>
- Adegoke, K. A., Okon-Akan, O. A., Adebusuyi, T. A., Adewuyi, O. I., Adu, P. O., Bamisaye, A., Adegoke, O. R., Babarinde, C. O., & Bello, O. S. (2025). Adsorptive removal of gaseous contaminants using biomass-based adsorbents. *RSC Advances*, 15(18), 13960–13999. <https://doi.org/10.1039/D4RA08572H>
- Advancing Standards Transforming Markets. (2021). *Standard Test Methods for Determination of Carbon, Hydrogen and Nitrogen in Analysis Samples of Coal and Carbon in Analysis Samples of Coal and Coke*. <https://store.astm.org/d5373-16.html>
- Agudelo, G. A., Molina, F. J., & Peñuela, M. (2023). *Comparación entre un sistema biológico y un sistema químico para la remoción de sulfuro de hidrógeno presente en un biogás generado a partir de POME*. Universidad de Antioquia.
- Al Mamun, M. R., & Torii, S. (2017). Enhancement of Methane Concentration by Removing Contaminants from Biogas Mixtures Using Combined Method of Absorption and Adsorption. *International Journal of Chemical Engineering*, 2017, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2017/7906859>
- American Public Health Association, APHA., American Water Works Association, AWWA., & Water Environment Federation, WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (22^a ed.). APHA, AWWA, WEF, United States.
- Angelidaki, I., Treu, L., Tsapekos, P., Luo, G., Campanaro, S., Wenzel, H., & Kougias, P. G. (2018). Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. *Biotechnology Advances*, 36(2), 452–466. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011>
- Atelge, M. R., Senol, H., Djaafri, M., Hansu, T. A., Krisa, D., Atabani, A., Eskicioglu, C., Muratçobanoğlu, H., Unalan, S., Kalloum, S., Azbar, N., & Kıvrak, H. D. (2021). A Critical Overview of the State-of-the-Art Methods for Biogas Purification and Utilization Processes. *Sustainability*, 13(20), 11515. <https://doi.org/10.3390/su132011515>
- Aworanti, O. A., Ajani, A. O., Agbede, O. O., Agarry, S. E., Ogunkunle, O., Laseinde, O. T., Kalam, M. A., & Fattah, I. M. R. (2023). Enhancing and upgrading biogas and biomethane production in anaerobic digestion: a comprehensive review. *Frontiers in Energy Research*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1170133>
- Azur, M. J., Stuart, E. A., Frangakis, C., & Leaf, P. J. (2011). Multiple imputation by chained equations: what is it and how does it work? *International Journal of Methods in Psychiatric Research*, 20(1), 40–49. <https://doi.org/10.1002/mpr.329>
- Bak, C., Lim, C.-J., Kim, Y.-D., & Kim, W.-S. (2019). Multi-stage adsorptive purification process for improving desulfurization performance of biogas. *Separation and Purification Technology*, 227, 115702. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115702>
- Bamdad, H., Hawboldt, K., & MacQuarrie, S. (2018). A review on common adsorbents for acid gases removal: Focus on biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81, 1705–1720. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.261>
- Cândido, D., Bolsan, A. C., Hollas, C. E., Venturin, B., Tápparo, D. C., Bonassa, G., Antes, F. G., Steinmetz, R. L. R., Bortoli, M., & Kunz, A. (2022). Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. *Journal of Environmental Management*, 301, 113825. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113825>
- Cardenas, C., Sigot, L., Vallières, C., Marsteau, S., Marchal, M., & Latifi, A. M. (2023). Ammonia capture by adsorption on doped and undoped activated carbon: Isotherm and breakthrough curve measurements. *Separation and Purification Technology*, 313, 123454. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123454>

- Castro, L. del P., Parrales, Y. A., & Escalante, H. (2019). Co-digestión anaerobia de estiércoles bovino, porcino y equino como alternativa para mejorar el potencial energético en digestores domésticos. *Revista ION*, 32(2), 29–39. <https://doi.org/10.18273/revion.v32n2-2019003>
- de Oliveira, L. H., Meneguín, J. G., Pereira, M. V., do Nascimento, J. F., & Arroyo, P. A. (2019). Adsorption of hydrogen sulfide, carbon dioxide, methane, and their mixtures on activated carbon. *Chemical Engineering Communications*, 206(11), 1533–1553. <https://doi.org/10.1080/00986445.2019.1601627>
- Díaz, E., Rubio, J. Á., Lyng, J., Toro, E., Estévez, F., & García, J. L. (2025). Anaerobic Co-Digestion of Sewage Sludge and Organic Solid By-Products from Table Olive Processing: Influence of Substrate Mixtures on Overall Process Performance. *Energies*, 18(14), 3812. <https://doi.org/10.3390/en18143812>
- DIDA Control. (2024). *Ficha técnica de equipos. Planta piloto para producción de biogás.*
- Diniz, B. C., Wilfert, P., Sorokin, D. Y., & van Loosdrecht, M. C. M. (2025). Anaerobic digestion at high-pH and alkalinity for biomethane production: Insights into methane yield, biomethane purity, and process performance. *Bioresource Technology*, 429, 132505. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132505>
- Dong, W., Sasaki, K., Zhang, H., Wang, Y., Zhang, X., & Sugai, Y. (2025). Environmental Effects on NDIR-Based CH₄ Monitoring: Characterization and Correction. *Environmental Science & Technology*, 59(10), 4950–4961. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c11110>
- Drägerwerk AG & Co. KGaA. (2020). *Monitorización del H₂S en la industria del gas y el petróleo.* <https://www.draeger.com/Content/Documents/Content/H2S-Monitoring-Whitepaper-9109269-es.pdf>
- Drosg, B. (2013). *Process monitoring in biogas plants.* https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2013/12/Technical-Brochure-process_monitoring.pdf
- Duan, N., Zhang, D., Lin, C., Zhang, Y., Zhao, L., Liu, H., & Liu, Z. (2019). Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure: Methane production, mass flow, reactor scale and heating scenarios. *Journal of Environmental Management*, 231, 646–652. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.062>
- Duarte, S., Loaiza, B., & Majano, A. M. (2021). *De la práctica a la política: Análisis de las barreras a la inversión en biogás en Colombia y las medidas para abordarlas, a partir de la experiencia de los desarrolladores y otros actores relevantes (Informe final).* <https://ledslac.org/wp-content/uploads/2021/08/Informe-final-biogas-Colombia-v.06082021-final.pdf>
- Galván, U., Miramontes, L. R., Escamilla, C., Botello, J. E., Alcalá, M. M., Valencia, R., & Rivas, P. (2022). Anaerobic digestion of agro-industrial waste: Anaerobic lagoons in Latin America. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 21(2), 1–19. <https://doi.org/10.24275/rmiq/IA2680>
- Golmakani, A., Ali Nabavi, S., Wadi, B., & Manovic, V. (2022). Advances, challenges, and perspectives of biogas cleaning, upgrading, and utilisation. *Fuel*, 317, 123085. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.123085>
- Gonçalves, M., Sánchez, L., de Oliveira, E., Silvestre, J., & Rodríguez, F. (2011). Ammonia Removal Using Activated Carbons: Effect of the Surface Chemistry in Dry and Moist Conditions. *Environmental Science & Technology*, 45(24), 10605–10610. <https://doi.org/10.1021/es203093v>
- Grande, C. A., Morence, D. G. B., Bouzga, Aud. M., & Andreassen, K. A. (2020). Silica Gel as a Selective Adsorbent for Biogas Drying and Upgrading. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 59(21), 10142–10149. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.0c00949>
- Gu, S., Wang, R., Xing, H., Yu, M., Shen, S., Zhao, L., Sun, J., & Li, Y. (2022). Effects of different low temperature conditions on anaerobic digestion efficiency of pig manure and composition of archaea community. *Water Science and Technology*, 86(5), 1181–1192. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.267>
- Haryanto, A., Marotin, F., Triyono, S., & Hasanudin, U. (2017). Developing A Family-Size Biogas-Fueled Electricity Generating System. *International Journal of Renewable Energy Development*, 6(2), 111–118.

<https://doi.org/10.14710/ijred.6.2.111-118>

- Hasanpour, N., Zamir, S. M., Nosrati, M., & Rene, E. R. (2024). H₂S mitigation for biogas upgrading in a full-scale anaerobic digestion process by using artificial neural network modeling. *Renewable Energy*, 232, 121016. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2024.121016>
- Huertas, J. K., Quipuzco, L., Hassanein, A., & Lansing, S. (2020). Comparing Hydrogen Sulfide Removal Efficiency in a Field-Scale Digester Using Microaeration and Iron Filters. *Energies*, 13(18), 4793. <https://doi.org/10.3390/en13184793>
- Instituto Colombiano Agropecuario. (2024). *Censo porcino en Colombia*. <https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018#:~:text=CENSO%20PORCINO%20EN%20COLOMBIA%3A>
- Issahaku, M., Derkyi, N. S. A., & Kemausuor, F. (2024). A systematic review of the design considerations for the operation and maintenance of small-scale biogas digesters. *Heliyon*, 10(1), e24019. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e24019>
- Jepleting, A., Mecha, A. C., Sombei, D., Moraa, D., & Chollom, M. N. (2025). Potential of low-cost materials for biogas purification, a review of recent developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 210, 115152. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2024.115152>
- Li, Z., You, Z., Zhang, L., & Chen, H. (2024). Effect of total solids content on anaerobic digestion of waste activated sludge enhanced by high-temperature thermal hydrolysis. *Journal of Environmental Management*, 359, 120980. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120980>
- Martí, J. (2019). *Biodigestores tubulares. Guía de diseño y manual de instalación*.
- Martin, M., & Parsapour, A. (2012). Upcycling wastes with biogas production: An exergy and economic analysis. *Fourth International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venice, Italy, 2012*.
- McSeveny, A. (2010). *International Mathematics For The Middle Year 5*. (Pearson Education Australia, Ed.).
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2020). *Guía de biogás para el sector porcícola en Colombia*. <https://economiacircular.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/09/guia-biogas-sector-porcicola-ministerio-de-ambiente-desarrollo-sostenible.pdf>
- Ministerio de minas y energía. (2023). *Diagnóstico base para la transición energética justa*. https://www.minenergia.gov.co/documents/10439/2._Diagn%C3%B3stico_base_para_la_TEJ.pdf
- Moletta, R., Bouchez Théodore, Arnaud, T., Club Biogaz ATEE, Berger Sylvaine, Bernet Nicolas, Braumann, A., Buffiere, P., Bultel, Y., Camacho, P., Carrere, H., Chatain, V., Couturier, C., Fonty, G., Fouletier, J., Germain, P., Godon, J.-J., Guiot, S., Hernandez-Raquet, G., ... Verstaete, W. (2011). *La méthanisation* (2^a ed.). Lavoisier.
- Mosquera, A. M. (2024). *Proyección de generación de energía eléctrica a partir de biogás para una granja porcícola ubicada en Cauca, Antioquia* [Trabajo de grado especialización, Universidad de Antioquia]. <https://bibliotecadigital.udea.edu.co/server/api/core/bitstreams/ef402e68-fadc-49fc-8149-51720331ca10/content>
- Mosquera, A. M., Delgado, J. M., Ramón, A. A., Vásquez, J. E., & Peñuela, M. (2024). Evaluation of Biogas Production from Swine Manure Using a UASB Reactor (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) with Long-Term Operation. *Energies*, 17(11), 2723. <https://doi.org/10.3390/en17112723>
- Mukaka, M. (2012). A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research. *Malawi Medical Journal*, 24(3), 69–71.
- Naciones Unidas. (2023). *Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Edición especial*. https://unstats.un.org/sdgs/report/2023/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2023_Spanish.pdf

- Ngwabie, N. M., Chungong, B. N., & Yengong, F. L. (2018). Characterisation of pig manure for methane emission modelling in Sub-Saharan Africa. *Biosystems Engineering*, 170, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.03.009>
- Nolasco, D. (2010). *Desarrollo de proyectos MDL en plantas de tratamiento de aguas residuales. Nota técnica No. 116.*
- Nwokolo, N., Mukumba, P., Oibileke, K., & Enebe, M. (2020). Waste to Energy: A Focus on the Impact of Substrate Type in Biogas Production. *Processes*, 8(10), 1224. <https://doi.org/10.3390/pr8101224>
- OpenAI. (2025). *ChatGPT (GPT-4o) [Modelo de lenguaje de gran tamaño]*. . <https://chatgpt.com/>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011). *Manual de Biogás.*
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2024). *Agricultural production statistics 2010–2023. FAOSTAT Analytical Brief 96.* <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/df90e6cf-4178-4361-97d4-5154a9213877/content>
- Otto, P., Puchol, R., Ortega, A., Tanner, K., Tideman, J., de Vries, S.-J., Pascual, J., Porcar, M., Latorre, A., & Abendroth, C. (2024). Multivariate comparison of taxonomic, chemical and operational data from 80 different full-scale anaerobic digester-related systems. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 17(1), 84. <https://doi.org/10.1186/s13068-024-02525-1>
- Panda, S., Mehawat, S., Dhariwal, N., Kumar, A., & Sanger, A. (2024). Comprehensive review on gas sensors: Unveiling recent developments and addressing challenges. *Materials Science and Engineering: B*, 308, 117616. <https://doi.org/10.1016/j.mseb.2024.117616>
- Patulski, A. C. de P., Ramos, J. G. V. da S., Carneiro, C., De Souza, C. L., Possetti, G. R. C., & Aisse, M. M. (2025). Correlations between biogas and dissolved methane generated and physical-chemical parameters of sewage in modified full-scale UASB-type reactors. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 25, e73721. <https://doi.org/10.5902/2236117073721>
- Porkcolombia. (2024). Crecimiento real, estable y continuo, distintivo de la porcicultura colombiana. *Revista porkcolombia*, 275, 5–66. <https://porkcolombia.co/wp-content/uploads/2024/06/REVISTA-PORKCOLOMBIA-ED-275-DIGITAL.pdf>
- Porkcolombia. (2025). Colombia: país porcícola. Porcicultura colombiana resultados récord en el 2024. *Revista porkcolombia*, 280, 5–45. <https://porkcolombia.co/wp-content/uploads/2025/03/ED-280-DIGITAL.pdf>
- Rajendran, K., Aslanzadeh, S., & Taherzadeh, M. J. (2012). Household Biogas Digesters—A Review. *Energies*, 5(8), 2911–2942. <https://doi.org/10.3390/en5082911>
- Red de Biodigestores para Latino América y el Caribe, & Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. (2023). *Estado actual de la biodigestión en América y el Caribe.*
- Rielli, L. E., & Campos, I. (2025). Ensuring a fair energy transition: outcomes criteria for evaluating decentralised renewable energy solutions. *Local Environment*, 1–25. <https://doi.org/10.1080/13549839.2025.2540108>
- Rodero, M. del R., Muñoz, R., González, A., Ruiz, H. A., & Quijano, G. (2024). Membrane materials for biogas purification and upgrading: Fundamentals, recent advances and challenges. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(5), 114106. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114106>
- Roubík, H., Mazancová, J., Le Dinh, P., Dinh Van, D., & Banout, J. (2018). Biogas Quality across Small-Scale Biogas Plants: A Case of Central Vietnam. *Energies*, 11(7), 1794. <https://doi.org/10.3390/en11071794>
- Ryckebosch, E., Drouillon, M., & Vervaeren, H. (2011). Techniques for transformation of biogas to biomethane. *Biomass and Bioenergy*, 35(5), 1633–1645. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.033>
- Sadaka, S. S., & Engler, C. R. (2003). Effects of Initial Total Solids on Composting of Raw Manure with Biogas Recovery.

- Compost Science & Utilization*, 11(4), 361–369. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702146>
- Sadeghpour, A., & Afshar, R. K. (2024). Livestock manure: From waste to resource in a circular economy. *Journal of Agriculture and Food Research*, 17. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101255>
- Salazar, L. F., Apaza, C., Sandoval, A., & Hamel, J. (2023). Evaluación experimental de métodos de purificación de biogás producido a partir de estiércol de cerdo en biodigestores rurales. *Journal Boliviano de Ciencias*, 19(Especial). <https://doi.org/10.52428/20758944.v19iEspecial.947>
- Samanta, P., Schönett, H. M., Horn, H., & Saravia, F. (2022). MF–NF Treatment Train for Pig Manure: Nutrient Recovery and Reuse of Product Water. *Membranes*, 12(2), 165. <https://doi.org/10.3390/membranes12020165>
- Santos, A. D., Silva, J. R., Castro, L. M., & Quinta, R. M. (2022). A biochemical methane potential of pig slurry. *Energy Reports*, 8, 153–158. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2022.01.127>
- Shelford, T., Gooch, C., Choudhury, A., & Lansing, S. (2019). *A Technical Reference Guide for Dairy-Derived Biogas Production, Treatment and Utilization*. Pro Dairy.
- Shen, Y., Shi, W., Zhang, D., Na, P., & Fu, B. (2018). The removal and capture of CO₂ from biogas by vacuum pressure swing process using silica gel. *Journal of CO₂ Utilization*, 27, 259–271. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2018.08.001>
- Sicchieri, I. M., de Quadros, T. C. F., Bortoloti, M. A., Fernandes, F., & Kuroda, E. K. (2022). Selection, composition, and validation of standard inoculum for anaerobic digestion assays. *Biomass and Bioenergy*, 164, 106558. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106558>
- Somer, J. G., Martínez, D. G., de Arruda, H. J., de Aguiar González, R. H., Pinheiro, B. C., Vieira, S., Sydney, A. C. N., & Sydney, E. B. (2023). Efficiency of Biogas Production from Swine Manure in Different Biodigestion Systems: A Case Study. En M. Jawaid & A. Khan (Eds.), *Manure Technology and Sustainable Development* (pp. 65–83). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-4120-7_3
- Song, Y., Oh, K., Lee, B., Pak, D., Cha, J., & Park, J. (2021). Characteristics of Biogas Production from Organic Wastes Mixed at Optimal Ratios in an Anaerobic Co-Digestion Reactor. *Energies*, 14(20), 6812. <https://doi.org/10.3390/en14206812>
- Song, Y., Qiao, W., Westerholm, M., Huang, G., Taherzadeh, M. J., & Dong, R. (2023). Microbiological and Technological Insights on Anaerobic Digestion of Animal Manure: A Review. *Fermentation*, 9(5), 436. <https://doi.org/10.3390/fermentation9050436>
- Srivastava, A., Meena, P. K., Meena, D., Shelare, S., & Wagle, C. S. (2025). Innovative low-cost approaches to biogas purification in developing economies. *Energy for Sustainable Development*, 88, 101834. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2025.101834>
- Sun, H., Ni, P., Angelidaki, I., Dong, R., & Wu, S. (2019). Exploring stability indicators for efficient monitoring of anaerobic digestion of pig manure under perturbations. *Waste Management*, 91, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.008>
- Tavera, C., Martí, J., Mendieta, O., Jaimes, J., Gauthier, P., Azimov, U., Escalante, H., & Castro, L. (2023). Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 173, 113097. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113097>
- Telo, D., & Yigezu, Z. (2025). Production and Characterization of Biogas from Cow Dung, Poultry Manure and Their Co-digestion. *American Journal of Environmental and Resource Economics*, 10(3), 82–96. <https://doi.org/10.11648/j.ajere.20251003.11>
- Tratzi, P., Paolini, V., Torre, M., Palma, A., & Petracchini, F. (2023). Anaerobic Digestion Manure Conversion and Recycling. En M. Jawaid & A. Khan (Eds.), *Manure Technology and Sustainable Development* (pp. 33–63). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-4120-7_2

- Unidad de Planeación Minero Energética. (2019). *Realizar un estudio que permita formular un programa actualizado de sustitución progresiva de leña como energético en el sector residencial en Colombia, con los componentes necesarios para su ejecución. Contrato UPME C-031-2019. Informe Final.*
- Wang, X., Duan, X., Chen, J., Fang, K., Feng, L., Yan, Y., & Zhou, Q. (2016). Enhancing anaerobic digestion of waste activated sludge by pretreatment: effect of volatile to total solids. *Environmental Technology*, 37(12), 1520–1529. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1120783>
- Werkneh, A. A. (2022). Biogas impurities: environmental and health implications, removal technologies and future perspectives. *Heliyon*, 8(10), e10929. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10929>
- Zambrano, W., & Banchón, C. (2025). Stabilization of swine wastes: A systematic review of its environmental impact and technological alternatives. *Research, Society and Development*, 14(3), e0514348315. <https://doi.org/10.33448/rsd-v14i3.48315>
- Zhang, Q., Zeng, L., Fu, X., Pan, F., Shi, X., & Wang, T. (2021). Comparison of anaerobic co-digestion of pig manure and sludge at different mixing ratios at thermophilic and mesophilic temperatures. *Bioresource Technology*, 337, 125425. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125425>
- Zheng, Z., Cai, Y., Zhang, Y., Zhao, Y., Gao, Y., Cui, Z., Hu, Y., & Wang, X. (2021). The effects of C/N (10–25) on the relationship of substrates, metabolites, and microorganisms in “inhibited steady-state” of anaerobic digestion. *Water Research*, 188, 116466. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116466>