

CALIDAD DEL DIGERIDO OBTENIDO DE UN PROCESO DE CODIGESTIÓN  
ANAEROBIA SUPLEMENTADO CON BIOCHAR A CONDICIONES PSICROTRÓFICAS

ALEXANDER MUÑOZ MUÑOZ

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FÍSICOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
MAESTRIA EN INGENIERÍA QUÍMICA  
BUCARAMANGA

2024

CALIDAD DEL DIGERIDO OBTENIDO DE UN PROCESO DE CODIGESTIÓN  
ANAEROBIA SUPLEMENTADO CON BIOCHAR A CONDICIONES PSICROTRÓFICAS

ALEXANDER MUÑOZ MUÑOZ

Trabajo de investigación para optar al título de Magister en Ingeniería Química

Director

Humberto Escalante Hernández

Ph.D. en Ingeniería Química

Codirectora

Liliana del Pilar Castro Molano

Ph.D. en Ingeniería Química

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FÍSICOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
MAESTRIA EN INGENIERÍA QUÍMICA  
BUCARAMANGA

2024

## DEDICATORIA

A Dios, Jehová, Yaveh, Alá, Brahman, Tao o como quiera que le llamen.

A mis padres, Rafael y Ascelinta, por su amor incondicional, su apoyo incansable y por haberme enseñado el valor del esfuerzo y la perseverancia. Cada logro en mi vida es también suyo.

A mis hermanos, Luz Dary, Heliberto y Dina Yirley, por estar siempre a mi lado, brindándome ánimo y fortaleza en los momentos más difíciles. Su compañía ha sido fundamental en este camino.

A mis sobrinos, Andrés y Santiago, quienes con su alegría y curiosidad me han recordado la maravilla de aprender y la importancia de ver el mundo con ojos nuevos.

A mis amigos, a los de siempre y a los del camino, por sus risas, sus consejos y por estar presentes en cada etapa.

A la vida, por sus lecciones imprevisibles y su capacidad para sorprenderme. A la soledad, por su compañía en aquellas noches donde el silencio parecía ensordecedor.

A la muerte, por recordarme lo efímero del tiempo y por su paciencia, me ha sabido esperar.

A mí.

## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Industrial de Santander por brindarme un entorno académico excepcional y permitirme desarrollarme como profesional.

Al grupo de investigación INTERFASE y al laboratorio de Digestión Anaerobia por proporcionarme un espacio de colaboración, aprendizaje y crecimiento. A cada uno de sus integrantes, por su apoyo, sus ideas y el compañerismo que han hecho de esta experiencia algo invaluable.

A los profesores Liliana Castro y Humberto Escalante por su invaluable confianza, apoyo y acompañamiento en cada etapa de esta investigación. Agradezco profundamente su guía, su disposición para compartir sus conocimientos y su paciencia en cada revisión. Gracias por creer en mí.

Al profesor Nelson Rodriguez por su asesoría en momentos claves del desarrollo de mi investigación. A Guillermo Acero y Jose Arango por su apoyo logístico en los laboratorios de la Escuela de Ingeniería Química y en la Unidad de Crecimiento y Ecofisiología Vegetal UCEV, respectivamente. A Lina Afanador, Ayleen Acuña y Martha Villamizar por todo el cariño y su apoyo en trámites administrativos y académicos.

A Jaime Jaimes y Paula Garay por todo el apoyo, el cariño y los consejos brindados desde el momento en que los conocí ¡gracias totales!

A Yely Cruz y Cirley Borrero por su apoyo incondicional en la parte experimental de este proyecto. Gracias por acompañarme plenamente, por su dedicación, paciencia y por compartir conmigo los desafíos del trabajo en el laboratorio. Su compromiso y compañía hicieron que este proceso fuera mucho más llevadero y enriquecedor.

A Jeimmy Santamaria, Ana Murcia, Angie Acosta, María Jose Uribe, María Navas, Mateo Fonseca, Henry Ariza y Daiana Medina por permitirme hacer parte de sus proyectos de grado y sembrar en sus caminos.

A Sebastian Armenta y Jesús Matiz por las conversaciones y las risas compartidas que aligeraron las largas jornadas de trabajo experimental, y por permitirme hacer parte de su proyecto de grado. Su amistad fue un gran apoyo durante el desarrollo de este trabajo.

## CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN GENERAL .....	13
CAPÍTULO I .....	17
TIPOLOGÍA DE UN DIGERIDO OBTENIDO EN LA CODIGESTIÓN ANAEROBICA PSICROTRÓFICA INTEGRADA CON BIOCHAR .....	17
1.1 METODOLOGÍA.....	24
1.1.1 Origen y muestreo del digerido. ....	24
1.1.2 Caracterización fisicoquímica y bioquímica del digerido. ....	27
1.1.3 Caracterización microbiológica del digerido. ....	28
1.1.4 Fitotoxicidad residual del digerido. ....	28
1.2 RESULTADOS .....	29
1.2.1 Propiedades fisicoquímicas y biodegradabilidad de los digeridos.....	29
1.2.2 Contenido de microorganismos patógenos. ....	33
1.2.3 Nutrientes en los digeridos. ....	35
1.2.4 Concentración de metales pesados. ....	36
1.2.5 Fitotoxicidad residual de los digeridos.....	37
1.2.5 Tipología del digerido. ....	39
1.3 CONCLUSIONES.....	42
CAPÍTULO II .....	43
POTENCIAL USO DEL DIGERIDO PARA FERTIRIGACIÓN: HACIA UNA AGRICULTURA SOSTENIBLE .....	43
2.1 METODOLOGÍA.....	48
2.1.1 Material vegetal y condiciones del cultivo.....	48
2.1.2 Plan de fertilización para el cultivo. ....	48
2.1.3 Monitoreo del cultivo.....	50

2.1.4 Diseño experimental y análisis estadístico.....	51
2.2 RESULTADOS .....	52
2.2.1 Rasgos morfológicos y crecimientos de las plantas. ....	52
2.2.3 Pigmentos fotosintéticos de las plantas.....	55
2.2.4 Contenido de Lixiviados. ....	58
2.2.4 características del suelo durante el cultivo.....	61
2.3 CONCLUSIONES.....	64
CAPÍTULO III .....	65
VERMIFILTRACIÓN COMO POSTRATAMIENTO DEL DIGERIDO PARA SU APLICACIÓN SEGURA EN PEQUEÑAS FINCAS.....	65
3.1 METODOLOGÍA.....	70
3.1.1 Origen y tipología del digerido.....	70
3.1.2 Vermifiltración.....	71
3.1.3 Evaluación de los productos de la vermifiltración.....	73
3.2 RESULTADOS .....	74
3.2.1 Características del digerido. ....	74
3.2.2 Vermifiltración.....	76
3.2.2.1 Remoción de carga orgánica y sólidos totales. ....	76
3.2.2.2 Remoción de amonio y fosfato. ....	77
3.2.3 Productos de vermifiltración para la reutilización agrícola.....	80
3.2.3.1 Vermicompost. ....	80
3.2.3.2 Efluente. ....	83
3.3 CONCLUSIONES.....	85
CONCLUSIONES GENERALES.....	86
BIBLIOGRAFÍA .....	87
ANEXOS .....	108

## LISTA DE FIGURAS

pág.

<b>Figura 1.</b> Biodigestor tubular a escala laboratorio. ....	24
<b>Figura 2.</b> Análisis próximo de las fracciones sólidas de los digeridos. ....	33
<b>Figura 3.</b> Fitotoxicidad residual de los digeridos.....	38
<b>Figura 4.</b> Efecto de los fertilizantes sobre el crecimiento de Lechuga Romana: a) área foliar; b) volumen de raíz; c) biomasa foliar seca; d) biomasa radicular seca. ....	54
<b>Figura 5.</b> Lixiviados en cada tratamiento durante el cultivo de lechuga romana: a) $\text{NH}_4^+$ lixiviado; b) $\text{NO}_2^-$ lixiviado; c) $\text{NO}_3^-$ lixiviado; d) $\text{PO}_4^{3-}$ lixiviado.....	60
<b>Figura 6.</b> Características fisicoquímicas del sustrato durante el cultivo: a) conductividad eléctrica; b) pH; c) carbono orgánico total; d) concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ; e) concentración de $\text{PO}_4^{3-}$ .....	63
<b>Figura 7.</b> Diagrama de un biodigestor tubular.....	66
<b>Figura 8.</b> Diferentes opciones para el postratamiento de digeridos.....	67
<b>Figura 9.</b> Alternativas de postratamiento de digeridos producidos en biodigestores de bajo costo: a) tanque de desgasificación, b) estanque aerobio, c) filtración lenta de arena, d) vermifiltración. Adaptado de Monteagudo Solà.....	68
<b>Figura 10.</b> Biodigestor tubular a escala doméstica. ....	71
<b>Figura 11.</b> Sistema de vermifiltración. a) vermifiltro usado en la experimentación, b) representación esquemática del vermifiltro. ....	72
<b>Figura 12.</b> Eficiencia de la vermifiltración. a) remoción de DQO, b) remoción de sólidos .....	77
<b>Figura 13.</b> Eficiencia de la vermifiltración. a) remoción de $\text{NH}_4\text{-N}$ , b) remoción de $\text{PO}_4\text{-P}$ . .....	79

## LISTA DE TABLAS

pág.

<b>Tabla 1.</b> Estudios de digeridos derivados de biodigestores suplementados con biochar .....	15
<b>Tabla 2.</b> Características de digeridos anaerobios .....	19
<b>Tabla 3.</b> Características del sustrato alimentado a los biodigestores BDG1 y BDG2 ....	25
<b>Tabla 4.</b> Características del biochar de madera de pino gasificada (BCMP). .....	26
<b>Tabla 5.</b> Eficiencia operacional y características de desempeño de los biodigestores BDG1 y BDG2 .....	27
<b>Tabla 6.</b> Propiedades fisicoquímicas y bioquímicas de los digeridos.....	30
<b>Tabla 7.</b> Características microbiológicas de los digeridos. ....	33
<b>Tabla 8.</b> Concentración de nutrientes de los digeridos. ....	35
<b>Tabla 9.</b> Concentración de metales pesados en los digeridos. ....	36
<b>Tabla 10.</b> Matrix de calidad para uso del digerido en actividades agrícolas .....	41
<b>Tabla 11.</b> Tratamientos aplicados en el cultivo de lechuga romana.....	49
<b>Tabla 12.</b> Requerimientos nutricionales de la Lechuga romana .....	49
<b>Tabla 13.</b> Efecto de los fertilizantes sobre el contenido de pigmentos fotosintéticos en las plantas.....	57
<b>Tabla 14.</b> Caracterización del digerido del biodigestor a escala doméstica suplementado con biochar.....	75
<b>Tabla 15.</b> Caracterización del vermicompost para su reutilización agrícola.....	82
<b>Tabla 16.</b> Caracterización del efluente para su reutilización agrícola .....	84

## LISTA DE ANEXOS

pág.

<b>Anexo A.</b> Temperatura y luminosidad diaria promedio durante el ciclo de cultivo de Lechuga romana .....	108
<b>Anexo B.</b> Características iniciales del suelo usado en el cultivo de Lechuga romana.	109
<b>Anexo C.</b> Características del fertilizante líquido comercial .....	110

## LISTA DE ABREVIATURAS

AGVs: Ácidos grasos volátiles

AT: Alcalinidad total

BCMP: Biochar de madera de pino gasificada

COT: Carbono orgánico total

CE: Conductividad eléctrica

CoDA: Codigestión anaerobia

DA: Digestión anaerobia

DQO: Demanda química de oxígeno

EB: Estiércol bovino

GEI: Gases de efecto invernadero

IG: Índice de germinación

LS: Lactosuero

MINAMBIENTE: Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible de Colombia

NTC: Norma técnica colombiana

PBMr: Potencial de biometanización residual

ST: Sólidos totales

SV: Sólidos volátiles

TRH: Tiempo de retención hidráulico

VCO: Velocidad de carga orgánica

## RESUMEN

**TÍTULO:** CALIDAD DEL DIGERIDO OBTENIDO DE UN PROCESO DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA SUPLEMENTADO CON BIOCHAR A CONDICIONES PSICROTRÓFICAS\*

**AUTOR:** ALEXANDER MUÑOZ MUÑOZ\*\*

**PALABRAS CLAVE:** DIGERIDOS, BIOHAR, BIOFERTILIZANTES, VERMIFILTRACIÓN

### DESCRIPCIÓN:

Este trabajo abordó el efecto de la integración del biochar en la digestión anaerobia psicrotrofica sobre el digerido producido. La investigación se desarrolló en tres etapas: En la primera etapa, se determinó el impacto de la adición de biochar a un biodigestor tubular de laboratorio sobre la tipología del digerido. Los resultados indican que la suplementación del biochar al proceso anaerobio mejora la estabilidad del digerido, reduciendo en un 50% su contenido de materia orgánica de fácil degradación; además de aumentar en un 150% y 30% su contenido de carbono orgánico y de nitrógeno, respectivamente. En la segunda etapa, se evaluó el potencial fertilizante del digerido en un cultivo de lechuga romana. Los rendimientos en biomasa y pigmentos fotosintéticos fueron similares y comparables a los obtenidos usando un fertilizante comercial como la urea. Además, la adición de biochar al biodigestor puede ser una alternativa para reducir la eutrofización en sistemas agrícolas, causada por el uso de los digeridos anaerobios, disminuyendo la lixiviación de amonio y fosfato en un 67% y 50%, respectivamente. Finalmente, en la tercera etapa, se estudió la vermifiltración como postratamiento para un digerido proveniente de un biodigestor a escala doméstica suplementado con biochar y operando bajo condiciones psicrotroficas. La vermifiltración resultó ser eficaz en la reducción de materia orgánica (55-90%) y nitrógeno amoniacal (83-97%), mejorando la calidad del digerido. El vermicompost resultante, con un alto contenido de carbono orgánico (17.2%), podría ser utilizado como fertilizante orgánico sólido. Sin embargo, el efluente del vermifiltro requiere tratamientos adicionales para disminuir su conductividad eléctrica y contenido de nitratos. Este estudio destaca el potencial de la integración del biochar en la digestión anaerobia para mejorar parcialmente las características del digerido y subraya la necesidad de un sistema de tratamiento para su uso sostenible en la agricultura.

---

\*Trabajo de investigación

\*\* Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química.

Directores: Humberto Escalante Hernández, Ingeniero Químico PhD., Liliana del Pilar Castro Molano, Ingeniera Química PhD.

## ABSTRACT

**TITLE:** QUALITY OF THE DIGESTATE OBTAINED FROM AN ANAEROBIC CODIGESTION PROCESS SUPPLEMENTED WITH BIOCHAR UNDER PSYCHROTROPHIC CONDITIONS\*

**AUTHOR:** ALEXANDER MUÑOZ MUÑOZ \*\*

**KEY WORDS:** DIGESTATES, BIOHAR, BIOFERTILIZERS, VERMIFILTRATION

### DESCRIPTION:

This study investigated the impact of biochar integration into psychrotrophic anaerobic digestion on the resulting digestate. The research was carried out in three stages: In the first stage, the impact of the addition of biochar to a tubular laboratory biodigester on the typology of the digestate was determined. The results indicate that the supplementation of biochar to the anaerobic process improves the stability of the digestate, reducing its content of easily degraded organic matter by 50%; in addition to increasing its organic carbon and nitrogen content by 150% and 30%, respectively. In the second stage, the fertilizer potential of the digestate was evaluated in a romaine lettuce crop. The yields in biomass and photosynthetic pigments were similar and comparable to those obtained using a commercial fertilizer such as urea. Furthermore, the addition of biochar to the biodigester can be an alternative to reduce eutrophication in agricultural systems, caused by the use of anaerobic digestates, reducing the leaching of ammonium and phosphate by 67% and 50%, respectively. Finally, in the third stage, vermifiltration was studied as a post-treatment for a digestate from a domestic-scale biodigester supplemented with biochar and operating under psychrotrophic conditions. Vermifiltration turned out to be effective in reducing organic matter (55-90%) and ammoniacal nitrogen (83-97%), improving the quality of the digestate. The resulting vermicompost, with a high organic carbon content (17.2%), could be used as solid organic fertilizer. However, the vermifilter effluent requires additional treatments to reduce its electrical conductivity and nitrate content. This study highlights the potential of integrating biochar into anaerobic digestion to improve digestate characteristics partially and underlines the need for a treatment system for sustainable use in agriculture.

---

\*Thesis

\*\* Faculty of Physicochemical Engineering. School of Chemical Engineering.

Directors: Humberto Escalante Hernández, Chemical Engineer PhD., Liliana del Pilar Castro Molano, Chemical Engineer PhD.

## INTRODUCCIÓN GENERAL

La digestión anaerobia (DA) se ha explorado como una tecnología circular para la generación de energía mediante la gestión y la valorización de residuos orgánicos, como estiércoles, desechos de la agroindustria y aguas residuales. Durante este proceso, se genera un biogás compuesto principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), que se utiliza comúnmente para la cocción de alimentos y generación de energía eléctrica. Además, la DA genera un lodo residual llamado digerido que suele ser usado en la agricultura por su potencial fertilizante, cerrando así el ciclo de la biomasa<sup>1</sup>.

En Latinoamérica, las unidades de operación más utilizadas para el desarrollo de la DA son los biodigestores de cúpula fija, de tambor flotante y tubulares<sup>2</sup>. Particularmente en Colombia, los más usados son los biodigestores tubulares de bajo costo y se estima que hay instalados y en funcionamiento aproximadamente 996, de los cuáles el 76% opera a temperaturas inferiores a  $25^\circ\text{C}$ <sup>3</sup>. En estas condiciones de temperatura, la DA presenta inconvenientes operacionales y microbiológicos relacionados con la limitada difusión de compuestos solubles y la reducida actividad microbiana, lo que resulta en una baja remoción de materia orgánica y un menor contenido de  $\text{CH}_4$  en el biogás<sup>4</sup>.

En el contexto rural, las alternativas para mejorar la DA a temperaturas  $<25^\circ\text{C}$  se basan principalmente en la optimización de los parámetros operativos: velocidad de carga orgánica (VCO) y el tiempo de retención hidráulico (TRH)<sup>5</sup>, así como la implementación de sistemas bioclimáticos basados en invernaderos y el uso de aislamiento térmico para aumentar la temperatura dentro del biodigestor<sup>6</sup>. Adicionalmente se ha explorado el uso

---

<sup>1</sup> CASTRO MOLANO, Liliana, et al. Low-cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. En: *Bioresource Technology*. 2017, vol. 239, p. 311-317.

<sup>2</sup> GARFÍ, Marianna, et al. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. En: *Renewable and sustainable energy reviews*. 2016, vol. 60, p. 599-614.

<sup>3</sup> TAVERA-RUIZ, C., et al. Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2023, vol. 173, p. 113097.

<sup>4</sup> DEV, Subhabrata, et al. Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments. En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2019, vol. 103, p. 85-95.

<sup>5</sup> MARTÍ-HERRERO, J., et al. Biogas from a full scale digester operated in psychrophilic conditions and fed only with fruit and vegetable waste. En: *Renewable Energy*. 2019, vol. 133, p. 676-684.

<sup>6</sup> JARAMILLO, Juan Guillermo, et al. Efecto del diseño bioclimático sobre el comportamiento térmico: caso de estudio dos digestores operando bajo condiciones psicrófilas. En: *Revista RedBioLAC*. 2021, vol. 5, no. 1, p. 4-8.

de biodigestores híbridos en serie<sup>7,8</sup>, portadores de biopelículas que permiten mejorar la transferencia de masa dentro del biodigestor<sup>9</sup> y el uso de soportes conductores que facilitan la adherencia de microorganismos (formación de biofilm) y la transferencia directa de electrones entre especies, que incrementa la degradación de materia orgánica y la producción de CH<sub>4</sub><sup>10</sup>.

Dentro de los soportes orgánicos más usados en la DA se encuentra el biochar. El biochar es un material derivado de la transformación de material orgánico vegetal por medio de un proceso de combustión en condiciones de oxígeno limitadas. La atención centrada recientemente sobre el uso del biochar en el proceso de DA se debe a que mejora la tasa de recuperación del proceso durante la inhibición inducida por el sustrato y disminuye la pérdida de nutrientes<sup>11</sup>. Desde el punto de vista microbiológico, el biochar fomenta la formación de una microflora metanogénica<sup>12</sup> y proporciona un hábitat para la colonización microbiana construyendo una plataforma conductora para la transferencia de electrones entre especies<sup>13</sup>, que favorece el metabolismo y la degradación de materia orgánica. En términos bioquímicos, el biochar mejora la degradación de ácidos grasos volátiles (AGVs) y compuestos orgánicos disueltos durante la fase de producción de CH<sub>4</sub><sup>14,15</sup>, y estabiliza el proceso en condiciones inhibitorias.

Los estudios referentes al uso del biochar en la DA se han centrado principalmente en evaluar su efecto sobre el metabolismo del proceso y en la producción y calidad de

---

<sup>7</sup> ALVAREZ, J. Armstrong, et al. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. En: *Bioresource technology*. 2008, vol. 99, no. 15, p. 7051-7062.

<sup>8</sup> ELMITWALLI, T. A., et al. Decentralised treatment of concentrated sewage at low temperature in a two-step anaerobic system: two upflow-hybrid septic tanks. En: *Water Science and Technology*. 2003, vol. 48, no. 6, p. 219-226.

<sup>9</sup> MARTÍ-HERRERO, J., et al. Improvement through low cost biofilm carrier in anaerobic tubular digestion in cold climate regions. En: *Bioresource Technology*. 2014, vol. 167, p. 87-93.

<sup>10</sup> LIU, Fanghua, et al. Promoting direct interspecies electron transfer with activated carbon. En: *Energy & Environmental Science*. 2012, vol. 5, no. 10, p. 8982-8989.

<sup>11</sup> SUNYOTO, Nimas MS, et al. Effect of biochar addition on hydrogen and methane production in two-phase anaerobic digestion of aqueous carbohydrates food waste. En: *Bioresource technology*. 2016, vol. 219, p. 29-36.

<sup>12</sup> MUMME, Jan, et al. Use of biochars in anaerobic digestion. En: *Bioresource technology*. 2014, vol. 164, p. 189-197.

<sup>13</sup> SHI, Yongsan, et al. The dosage-effect of biochar on anaerobic digestion under the suppression of oily sludge: Performance variation, microbial community succession and potential detoxification mechanisms. En: *Journal of Hazardous Materials*. 2022, vol. 421, p. 126819.

<sup>14</sup> AMBAYE, Teklit Gebregiorgis, et al. Anaerobic digestion of fruit waste mixed with sewage sludge digestate biochar: influence on biomethane production. En: *Frontiers in Energy Research*. 2020, vol. 8, p. 31.

<sup>15</sup> CAI, Jiao, et al. Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. En: *Waste Management & Research*. 2016, vol. 34, no. 5, p. 409-416.

biogás<sup>16,17,18</sup>. Sin embargo, en lo que concierne a digeridos obtenidos en biodigestores suplementados con biochar, las investigaciones sobre sus características y su potencial fertilizante son limitadas y se han desarrollado solo a condiciones mesófilas y termófilas en biodigestores batch o de tanque agitado (**Tabla 1**). Los análisis de la composición de digeridos provenientes de biodigestores suplementados con biochar sugieren que estos pueden ser un aporte de nutrientes adecuado para cultivos<sup>19,20</sup>.

**Tabla 1.** Estudios de digeridos derivados de biodigestores suplementados con biochar

Tipo de biodigestor	Volumen de biodigestor (L)	Temperatura (°C)	Sustrato	Fuente de biochar	Referencia
Batch	0.60	55	Lodos de depuradora	Rastrojo de maíz	21
Batch	0.60	37 55	Lodos de depuradora	Madera de pino	22
Batch	0.65	37 55	Residuos de alimentos	Cáscara de nuez	23
Batch con agitación	0.40*	37	Residuos de alimentos + Lodos de depuradora	Bambú Cascarilla de arroz Pellets de miscanthus Lodos de depuradora	24
CSTR	2	35	Residuos de alimentos + Lodos de depuradora	Pellets de paja de trigo	25

\*Volumen de operación

En las zonas rurales de Colombia los digeridos generalmente son aplicados directamente a cultivos y praderas sin tratamiento previo, lo que implica un riesgo de contaminación al

<sup>16</sup> JAIMES-ESTÉVEZ, Jaime, et al. The role of biochar in the psychrophilic anaerobic digestion: Effects on kinetics, acids metabolism, and microbial population. En: *Bioresource Technology Reports*. 2023, vol. 23, p. 101566.

<sup>17</sup> SHEN, Yanwen, et al. Producing pipeline-quality biomethane via anaerobic digestion of sludge amended with corn stover biochar with in-situ CO<sub>2</sub> removal. En: *Applied energy*. 2015, vol. 158, p. 300-309.

<sup>18</sup> JOHNRAVINDAR, Davidraj, et al. Food waste and sewage sludge co-digestion amended with different biochars: VFA kinetics, methane yield and digestate quality assessment. En: *Journal of environmental management*. 2021, vol. 290, p. 112457.

<sup>19</sup> *Ibíd.*, p. 112457.

<sup>20</sup> SHEN, Op. cit., p. 300-309.

<sup>21</sup> *Ibíd.*, p. 300-309.

<sup>22</sup> SHEN, Yanwen, et al. Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: Enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar. En: *Journal of Cleaner Production*. 2016, vol. 135, p. 1054-1064.

<sup>23</sup> LINVILLE, Jessica L., et al. In-situ biogas upgrading during anaerobic digestion of food waste amended with walnut shell biochar at bench scale. En: *Waste Management & Research*. 2017, vol. 35, no. 6, p. 669-679.

<sup>24</sup> JOHNRAVINDAR, Op. cit., p. 112457.

<sup>25</sup> JOHNRAVINDAR, Davidraj, et al. Impact of total solids content on biochar amended co-digestion of food waste and sludge: Microbial community dynamics, methane production and digestate quality assessment. En: *Bioresource Technology*. 2022, vol. 361, p. 127682.

suelo, liberación de gases efecto invernadero (GEI) y propagación de patógenos. La comercialización y el uso de los digeridos se ve restringida por la variabilidad en su composición, el desconocimiento de su tipología (características fisicoquímicas, bioquímicas, microbiológicas y agronómicas) e incertidumbre técnica respecto a su calidad. Estos factores, representan una de las barreras para la difusión de la DA en Colombia<sup>26</sup>. El panorama descrito previamente indica que los retos de investigación deben apuntar hacia la búsqueda de alternativas de gestión y valorización de los digeridos producidos en temperaturas  $\leq 25^{\circ}\text{C}$ .

Según lo expuesto anteriormente, el objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de la integración del biochar en la digestión anaerobia sobre el digerido producido bajo condiciones psicotróficas. Desde el punto de vista científico, el conocimiento de las propiedades del digerido permite establecer su tipología, efecto del biochar sobre el potencial fertilizante y posibilidades de aplicación; y desde el punto de vista de la gestión pública, formular políticas que regulen el uso de digeridos anaerobios. Lo anterior contribuye a superar las barreras de la difusión de la tecnología anaerobia en climas fríos.

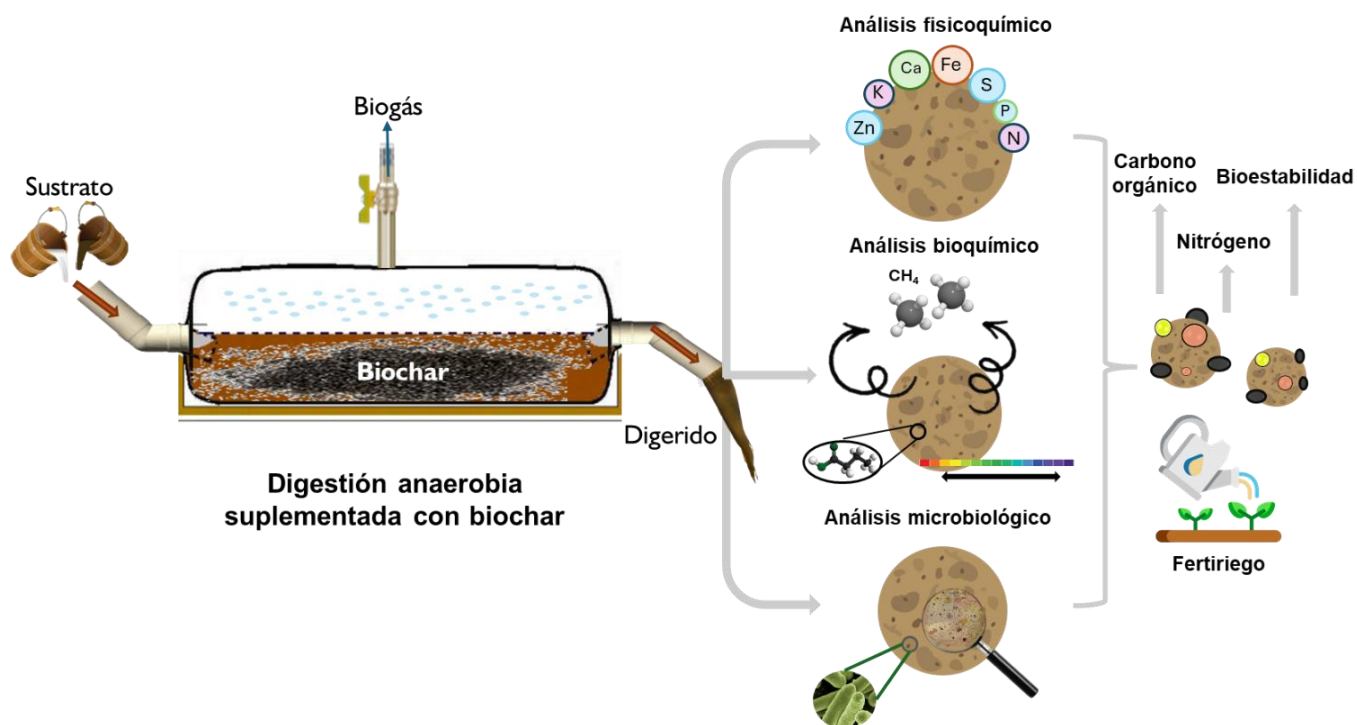
Este documento se ha estructurado en tres capítulos. En el primer capítulo se describe el efecto de la adición de biochar al proceso anaerobio sobre la tipología del digerido producido en un biodigestor tubular a escala laboratorio, en condiciones psicotróficas. En el segundo capítulo se presenta el potencial fertilizante del digerido producido en el biodigestor suplementado con biochar. Por último, en el tercer capítulo, se muestra un sistema de postratamiento para un digerido producido en un biodigestor suplementado con biochar a escala doméstica.

---

<sup>26</sup> LEDES, LAC. 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. 2021. p. 26.

# CAPÍTULO I

## TIPOLOGÍA DE UN DIGERIDO OBTENIDO EN LA CODIGESTIÓN ANAEROBICA PSICOTRÓFICA INTEGRADA CON BIOCHAR



**Resumen:** En este capítulo se describe el efecto del biochar en la calidad del digerido producido durante la digestión anaerobia (DA) psicrotrófica. Se analizaron dos digeridos procedentes de la DA de lactosuero y estiércol bovino: D1 (Control) obtenido de un digestor no suplementado con biochar, y D2 de un digestor suplementado con biochar. Los digeridos se caracterizaron analizando el contenido en materia orgánica, nutrientes y patógenos. Los resultados mostraron que la suplementación con biochar permite obtener un digerido más bioestable, con un 30% y 150% más de contenido en nitrógeno y carbono orgánico que el digerido control. En ambos digeridos no se detectaron microorganismos patógenos. La concentración de metales pesados, especialmente Cu y Zn, fue mayor en el D2. En general, el digerido de la digestión anaerobia psicrotrófica suplementada con biochar es principalmente líquido, e higiénicamente seguro, con una baja concentración de nutrientes que no permite considerarlo como fertilizante orgánico. Sin embargo, podría sustituir parcialmente a los fertilizantes minerales o utilizarse como fertiriego en diluciones adecuadas.

**Palabras clave:** Digerido, biochar, digestión anaerobia psicrotrófica

El digerido es el principal producto de la DA en términos de masa, representando aproximadamente el 90% del volumen de sustrato alimentado al biodigestor<sup>27,28</sup>. El digerido es una matriz heterogénea compuesta principalmente de carga microbiana y material no degradado durante la bioconversión<sup>29</sup>. Adicionalmente, los digeridos contienen nutrientes minerales (N, P, K) fácilmente disponibles para las plantas<sup>30</sup> y sustancias bioactivas, como fitohormonas, ácidos nucleicos, monosacáridos y vitaminas, con el potencial de promover el crecimiento de los cultivos y aumentar la tolerancia al estrés biótico y abiótico<sup>31,32</sup>.

La tipología de los digeridos está definida por sus características fisicoquímicas, bioquímicas y microbiológicas, las cuales dependen principalmente del sustrato alimentado y de las condiciones de operación del biodigestor como el TRH, la VCO y la temperatura (**Tabla 2**). Según su tipología, los digeridos pueden presentar problemas de almacenamiento, transporte, higiene, ambientales y fitotóxicos; debidos a la producción residual de metano a partir de la materia orgánica no degradada, contenido de sólidos que dificulta su manejo en los sistemas de aspersión y riego en el campo, a la presencia de patógenos<sup>33</sup>, lixiviación de nutrientes que conducen a la eutrofización y a la floración de algas nocivas<sup>34</sup>, presencia de nitrógeno amoniacal (NH<sub>4</sub>-N) y AGVs que pueden ser fácilmente mineralizados por la microbiota del suelo causando un agotamiento del mismo<sup>35</sup>.

---

<sup>27</sup> LAMOLINARA, Barbara, et al. Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. En: *Waste Management*. 2022, vol. 140, p. 14-30.

<sup>28</sup> KATHIJOTES, Nicholas, et al. Impacts of biogas digestate on crop production and the environment: a Bulgarian case study. En: *American Journal of Environmental Sciences*. 2015, vol. 11, no. 2, p. 81-89.

<sup>29</sup> GUILAYN, F., et al. First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation. En: *Waste management*. 2019, vol. 86, p. 67-79.

<sup>30</sup> KOSZEL, Milan; LORENCOWICZ, Edmund. Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. En: *Agriculture and Agricultural Science Procedia*. 2015, vol. 7, p. 119-124.

<sup>31</sup> LIU, Wen Ke; YANG, Qi-Chang; DU, Lianfeng. Soilless cultivation for high-quality vegetables with biogas manure in China: Feasibility and benefit analysis. En: *Renewable Agriculture and Food Systems*. 2009, vol. 24, no. 4, p. 300-307.

<sup>32</sup> YU, Fang-Bo, et al. Concentrated biogas slurry enhanced soil fertility and tomato quality. En: *Acta Agriculturae Scandinavica Section B–Soil and Plant Science*. 2010, vol. 60, no. 3, p. 262-268.

<sup>33</sup> NKOA, Roger. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. En: *Agronomy for Sustainable Development*. 2014, vol. 34, p. 473-492.

<sup>34</sup> LAMOLINARA, Op. cit., p. 14-30.

<sup>35</sup> CUCINA, Mirko, et al. Recovery of energy and plant nutrients from a pharmaceutical organic waste derived from a fermentative biomass: Integration of anaerobic digestion and composting. En: *Journal of environmental chemical engineering*. 2017, vol. 5, no. 3, p. 3051-3057.

**Tabla 2.** Características de digeridos anaerobios

Sustrato	Tipo de biodigestor	T (°C)	TRH (días)	V <sub>op</sub> (m <sup>3</sup> )	ST (%)	DQO (g/L)	pH	COT (%)	N (g/L)	P (g/L)	K (g/L)	Referencia
Estiércol bovino	Tubular semicontinuo	23	35	7.1	2.10	17.00	7.10	0.60	0.36	0.13	0.60	
Estiércol bovino (30%) + lactosuero (70%)	Tubular semicontinuo	17	75	5.2	2.20	25.80	8.70	1.00	0.68	0.32	1.00	36
Estiércol de cerdo	Tubular semicontinuo	17	25	70.9	4.10	26.10	7.60	1.00	1.70	2.80	0.40	
Estiércol de Cuy	Tubular semicontinuo	< 25	60-75	7.5	0.70	-	7.10	0.01	0.25	0.19	0.25	37
Residuos alimenticios y agrícolas	-	35	-	-	5.25	-	8.20	-	5.90	6.47	37.60	38
Residuos alimenticios	-	55	-	-	17.10	-	4.40	-	0.06	3.81	5.44	
Estiércol de cerdo	Industrial	-	15 - 20	> 500	10.09	13.03	7.49	0.09	0.82	0.11	0.55	39
Estiércol bovino	Industrial	-	15 - 20	> 500	10.35	34.86	0.09	0.13	0.67	0.19	0.88	
Cultivos energéticos (21.6), estiércol bovino (33.5) y residuos agroindustriales 44.9)	CSTR/escala laboratorio	37	50	-	0.35	-	8.70	0.03	3.68	0.88	-	40
Cultivos energéticos (1.9), estiércol bovino (21.8), residuos agroindustriales (17.9) y fracción orgánica de residuos sólidos municipales (58.6)	CSTR/escala laboratorio	37	50	-	0.36	-	8.30	0.03	3.96	0.87	-	

<sup>36</sup> CUCINA, Mirko, et al. Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia. En: Waste Management. 2021, vol. 135, p. 220-228.

<sup>37</sup> GARFÍ, Marianna, et al. Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. En: Waste Management. 2011, vol. 31, no. 12, p. 2584-2589.

<sup>38</sup> RIGBY, H.; SMITH, S. R. Nitrogen availability and indirect measurements of greenhouse gas emissions from aerobic and anaerobic biowaste digestates applied to agricultural soils. En: Waste management. 2013, vol. 33, no. 12, p. 2641-2652.

<sup>39</sup> JIN, Hongmei; CHANG, Zhizhou. Distribution of heavy metal contents and chemical fractions in anaerobically digested manure slurry. En: Applied biochemistry and biotechnology. 2011, vol. 164, p. 268-282.

<sup>40</sup> POGNANI, Michele, et al. Substituting energy crops with organic fraction of municipal solid waste for biogas production at farm level: A full-scale plant study. En: Process biochemistry. 2009, vol. 44, no. 8, p. 817-821.

La tipología de un digerido influye en el diseño de estrategias adecuadas para su almacenamiento, transporte y aplicación más sustentable. Uno de los principales usos que se le da al digerido, especialmente en las zonas rurales, es como complemento o sustituto de los fertilizantes inorgánicos. Sin embargo, la distribución del digerido mediante sistemas de riego por aspersión, goteo o bombeo se dificulta por su contenido de sólidos. En los sistemas de DA que carecen de agitación, como los biodigestores tubulares de bajo costo, es común que los sólidos se sedimenten en el fondo del digestor lo que provoca una disminución de la concentración de sólidos totales (ST) desde la entrada hasta la salida, resultando en digeridos predominantemente líquidos. Generalmente, los digeridos líquidos tienen un contenido de ST inferior al 15% (materia seca)<sup>41</sup>.

Los digeridos suelen tener un pH ligeramente alcalino debido a la formación de carbonato de amonio  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ <sup>42</sup> y a la eliminación de  $\text{CO}_2$ <sup>43</sup> durante la DA. Su conductividad eléctrica puede variar significativamente dependiendo del sustrato utilizado. Por ejemplo, los digeridos de estiércol porcino tienden a tener una mayor conductividad que los de estiércol bovino (EB) por su mayor contenido de Na, Cl y amonio<sup>44</sup>, además cuando los co-sustratos son ricos en sales solubles, como el lactosuero (LS), la conductividad se incrementa<sup>45</sup>. Las dosis excesivas o las aplicaciones continuas de digeridos ricos en Cl y Na a los suelos podrían provocar salinidad del suelo e inhibir el crecimiento de las plantas<sup>46</sup>.

Respecto al contenido de materia orgánica, si los biodigestores son operados a altas VCO y bajos TRH, o a temperaturas inferiores a 25°C, los digeridos se caracterizarán por una considerable cantidad de material no degradado que se traduce en una alta demanda

---

<sup>41</sup> MAKÁDI, Marianna; TOMÓCSIK, Attila; OROSZ, Viktria. En: Biogas. Croacia: InTech 2012. Capítulo 14. 296 p. ISBN 9789535161462

<sup>42</sup> GEORGACAKIS, Dimitris; SIEVERS, D. M.; IANNOTTI, E. L. Buffer stability in manure digesters. En: Agricultural Wastes. 1982, vol. 4, no. 6, p. 427-441.

<sup>43</sup> MÖLLER, Kurt; MÜLLER, Torsten. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. En: Engineering in life sciences. 2012, vol. 12, no. 3, p. 242-257.

<sup>44</sup> ALBURQUERQUE, José Antonio, et al. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. En: Biomass and bioenergy. 2012, vol. 40, p. 181-189.

<sup>45</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>46</sup> ALBURQUERQUE, Op. cit., p. 181-189.

química de oxígeno (DQO) y carga patógena<sup>47,48</sup>. En general, la carga microbiana disminuye en el digerido en comparación con el sustrato alimentado al biodigestor, resultado del proceso de DA<sup>49</sup>. Sin embargo, la temperatura de operación del biodigestor afecta a la estabilidad biológica del digerido, así como a la población de patógenos microbianos que pueden suponer un riesgo para los seres vivos<sup>50,51</sup>. Cucina *et al*<sup>52</sup> evaluó el contenido de patógenos de tres digeridos producidos en digestores tubulares bajo condiciones psicrófilas. Sus resultados indicaron que el contenido de patógenos presente en los digeridos excede los límites permisibles por la regulación europea<sup>53</sup>, y por tanto representan un riesgo para la cadena alimentaria cuando son aplicados en suelos. Es importante señalar que la DA llevada a cabo a regímenes de temperatura psicrófila y mesófila no son tan eficientes como los procesos termófilos en la inactivación de patógenos<sup>54</sup>, por lo que el tratamiento posterior de los digeridos es obligatorio para eliminarlos<sup>55</sup>.

La estabilidad biológica del digerido, que está relacionada con el contenido de materia orgánica biodegradable, se refiere a la resistencia de las sustancias orgánicas a la descomposición por los organismos<sup>56</sup> y puede ser medida mediante test respirométricos o potenciales de biometanización residual (PBMr)<sup>57</sup>. Un alto contenido de materia orgánica biodegradable en el digerido representa un problema ambiental para su uso, ya que puede ocurrir producción de metano, tanto en el almacenamiento como en la

---

<sup>47</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>48</sup> MARCATO, Claire E., et al. Particle size and metal distributions in anaerobically digested pig slurry. En: Bioresource technology. 2008, vol. 99, no. 7, p. 2340-2348.

<sup>49</sup> COSTA, Annamaria, et al. The effect of anaerobic digestion and storage on indicator microorganisms in swine and dairy manure. En: Environmental Science and Pollution Research. 2017, vol. 24, p. 24135-24146.

<sup>50</sup> BAŞTABAK, Benginur; KOÇAR, Günnur. A review of the biogas digestate in agricultural framework. En: Journal of Material Cycles and Waste Management. 2020, vol. 22, p. 1318-1327.

<sup>51</sup> ALBURQUERQUE, Op. cit., p. 181-189.

<sup>52</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>53</sup> UNIÓN EUROPEA. PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. Reglamento UE 2019/1009 (5, junio, 2019). por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) n.o 1069/2009 y (CE) n.o 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) n.o 2003/2003. En: Diario oficial de la Unión Europea. 2019.

<sup>54</sup> COSTA, Op. cit., p. 24135-24146.

<sup>55</sup> CASTRO MOLANO, Op. cit., p. 311-317.

<sup>56</sup> BAŞTABAK, Op. cit., p. 1318-1327.

<sup>57</sup> GUILAYN, Op. cit., p. 67-79.

aplicación al suelo, generando GEI y emisiones de olores<sup>58</sup>. Generalmente, los digeridos producidos de estiércoles animales (aves, porcinos, bovinos, etc) presentan una baja biodegradabilidad porque contienen una mayor fracción de compuestos lignificados<sup>59</sup>.

El contenido de nutrientes en los digeridos está estrechamente ligado al sustrato alimentado al biodigestor. De manera general, los digeridos tiene una mayor concentración de fósforo y potasio que el de los compost<sup>60</sup>. Los digeridos de sustratos con alta degradabilidad (por ejemplo, granos de cereales, estiércol de aves y cerdos con una dieta rica en concentrados) se caracterizan por altas proporciones  $\text{NH}_4^+\text{-N:N}$  total y bajas proporciones C:N. Por otro lado, los digeridos derivados de EB o de sustratos fibrosos bajos en N (por ejemplo, maíz ensilado) conducen a una proporción baja de  $\text{NH}_4^+\text{-N:N}$  total<sup>61</sup>.

Respecto a los digeridos obtenidos en biodigestores suplementados con biochar, se caracterizan por un mayor contenido de minerales traza, nutrientes y carbono orgánico. Por ejemplo, Shen *et al*<sup>62</sup> reportaron que la adición de biochar de rastrojo de maíz en biodigestores batch de 600 mL en condiciones termofílicas (55 °C) causó un incremento en el digerido de Ca, Fe, Mg y K de hasta 134%, 95%, 183% y 4435%, respectivamente. Por su parte, Johnravindar *et al*<sup>63</sup> estudiaron la adición de diferentes tipos de biochar y lodos de depuradora en biodigestores batch a condiciones mesofílicas (35 °C) y encontraron que la suplementación con biochar de gránulos de paja de miscanthus generó un digerido enriquecido en K (14450 mg/kg), Mg (24.87 mg/kg), Ca (208.7 mg/kg) y Fe (15296 mg/kg), lo que representó un aumento aproximado del 100% respecto al control. Sin embargo, estos estudios son limitados respecto a la tipología del digerido, y se han desarrollado solo a temperaturas mesófilas y termófilas.

---

<sup>58</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>59</sup> IOCOLI, Gastón Alejandro, et al. Use of biogas digestates obtained by anaerobic digestion and co-digestion as fertilizers: Characterization, soil biological activity and growth dynamic of *Lactuca sativa* L. En: Science of the total environment. 2019, vol. 647, p. 11-19.

<sup>60</sup> TAMBONE, Fulvia, et al. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. En: Chemosphere. 2010, vol. 81, no. 5, p. 577-583.

<sup>61</sup> MÖLLER, Op. cit., p. 242-257.

<sup>62</sup> SHEN, Op. cit., p. 300-309.

<sup>63</sup> JOHNRAVINDAR, Op. cit., p. 112457.

El conocimiento del efecto de la integración del biochar en la DA sobre la tipología del digerido permitirá determinar de forma acertada su post tratamiento y usos, conforme a la regulación vigente en el país. La reglamentación sobre el uso del digerido en la agricultura implica reglamentos y normas para garantizar su valor como fertilizante, acondicionador del suelo, o medio de cultivo. Estas regulaciones buscan también proteger la salud humana y animal, así como la calidad de los cultivos. Particularmente, en Colombia no existe un reglamento técnico para el uso o la disposición de los digeridos. Sin embargo, el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) regula la producción y comercialización de fertilizantes para el uso agrícola en Colombia mediante la resolución 150 de 2003<sup>64</sup>. En esta resolución se adopta el reglamento técnico de fertilizantes y acondicionadores de suelos en Colombia. Adicionalmente, la norma técnica colombiana NTC 5167<sup>65</sup> establece los requisitos que deben cumplir y los ensayos a los cuales deben ser sometidos los productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y como enmiendas o acondicionadores de suelo. Por su parte, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, mediante las resoluciones 1256 de 2021<sup>66</sup> y 0631 de 2015<sup>67</sup>, establece las disposiciones relacionadas con el uso de agua residuales en la agricultura y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales, respectivamente.

De acuerdo con lo expuesto anteriormente, el objetivo de este capítulo fue determinar la influencia de la suplementación de biochar en un proceso de codigestion anaerobia (CoDA), sobre las características del digerido. Se caracterizó el digerido obtenido en dos

---

<sup>64</sup> COLOMBIA. INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO (ICA). Resolución 00150 (21, enero, 2003). Por la cual se adopta el Reglamento Técnico de Fertilizantes y Acondicionadores de Suelos para Colombia. Santa Fe de Bogotá D.C.: ICA. 2003. p. 1-85.

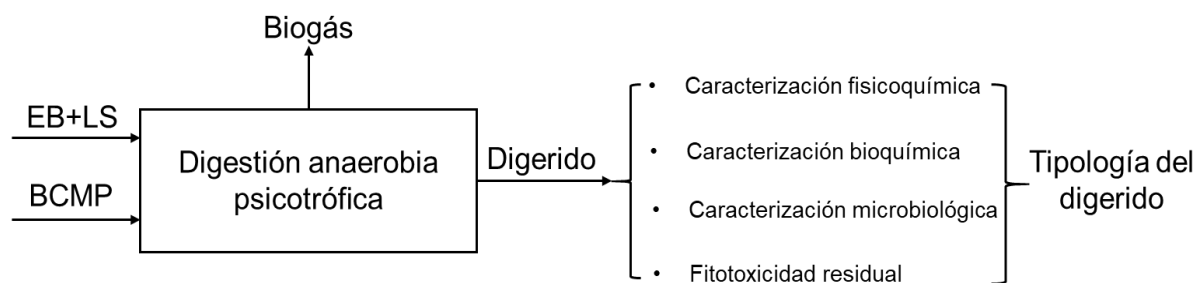
<sup>65</sup> INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN (ICONTEC). Requisitos que deben cumplir y los ensayos a los cuales deben ser sometidos los productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y como enmiendas o acondicionadores de suelo, NTC 5167. Bogotá D.C.: ICONTEC. 2011. p. 1-60.

<sup>66</sup> COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MINAMBIENTE). Resolución 1256 (23, noviembre, 2021). Por la cual se reglamenta el uso de aguas residuales y se adoptan otras disposiciones. Santa Fe de Bogotá D.C.: MINAMBIENTE. 2021. p. 1-6.

<sup>67</sup> COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MINAMBIENTE). Resolución 0631 (17, marzo, 2015). Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. Santa Fe de Bogotá D.C.: MINAMBIENTE. 2015. p. 1-62.

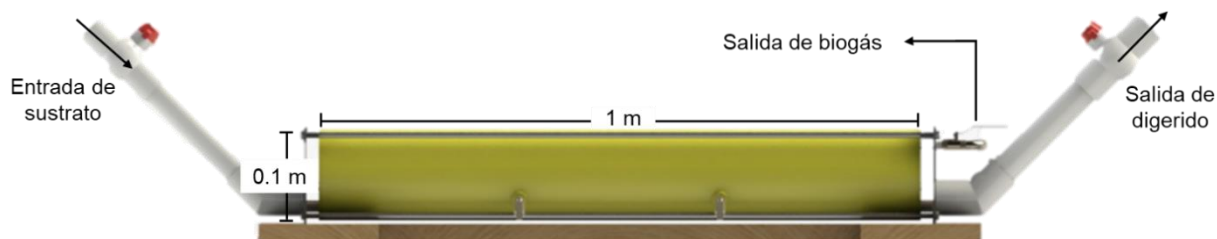
biodigestores tubulares en operación semicontinua: i) sin suplemento de biochar, y ii) con suplemento de biochar. Se analizaron parámetros fisicoquímicos, concentraciones de metales pesados, contenido de patógenos y calidad agronómica para determinar el efecto de la integración de biochar en DA sobre la tipología de un digerido producido bajo condiciones psicrotróficas.

## 1.1 METODOLOGÍA



**1.1.1 Origen y muestreo del digerido.** Los digeridos se obtuvieron de dos biodigestores tubulares operados en semicontinuo: i) el BDG1, sin suplemento de biochar, se utilizó como control, y ii) el BDG2 suplementado con biochar de madera de pino gasificada (BCMP). El diseño de los biodigestores usados se muestra en la **Figura 1**. Los biodigestores tuvieron un volumen total de 8 L y un volumen operacional de 5 L.

**Figura 1.** Biodigestor tubular a escala laboratorio.



Los biodigestores BDG1 y BDG2 se inocularon con un lodo anaerobio proveniente de un biodigestor tubular doméstico que ha estado en operación durante más de cuatro años, y que trata LS y EB a una temperatura ambiente promedio de  $17\pm 5$  °C. La actividad metanogénica específica del inóculo fue de alrededor de  $0.335\pm 0.002$  gDQO/gSV\*d. Los biodigestores fueron alimentados con una mezcla de 70% de LS y 30% EB (en base sólidos volátiles (SV))<sup>68</sup>. Las características del sustrato alimentado a los biodigestores se presentan en la **Tabla 3**.

**Tabla 3.** Características del sustrato alimentado a los biodigestores BDG1 y BDG2

Parámetro	Unidad	Valor
Composición (% SV)	-	30% EB + 70% LS
pH	-	3.36
ST	%	7.01
SV	%	6.09
SV/ST	-	87
DQO	g/L	88.33
DQO soluble	g/L	40.35

EB: estiércol bovino, LS: lactosuero.

ST: sólidos totales, SV: sólidos volátiles, DQO: demanda química de oxígeno.

Los datos se expresan en peso fresco

Inicialmente el BDG2 se suplementó sólo una vez con 30 g/L de BCMP. El BCMP se obtuvo a partir de la gasificación de madera de pino reciclada en un equipo de lecho fijo de 40 L con flujo de aire ascendente (450 L/min). La gasificación se realizó a temperaturas entre 500 y 600 °C. Luego, el biochar se molió y tamizó para obtener el tamaño de partícula deseado (0.15–1 mm) y se secó a  $105\pm 2$  °C durante 24 h antes de su uso. Las características del BCMP se presentan en la **Tabla 4**.

<sup>68</sup> JAIMES-ESTÉVEZ, J., et al. Cheese whey co-digestion treatment in a tubular system: Microbiological behaviour along the axial axis. En: Biomass Conversion and Biorefinery. 2022, vol. 12, no. 12, p. 5719-5728.

**Tabla 4.** Características del biochar de madera de pino gasificada (BCMP).

Análisis	Parámetro	Unidad	Valor
Tamaño	Tamaño de partícula	µm	< 149
	Diámetro de poro	µm	11.4
Parámetros de Langmuir (ensayo de adsorción)	Máxima capacidad de adsorción (q <sub>eq</sub> )	mg/g	10.1
	Afinidad con el adsorbato (KL)	L/g	11
Fisicoquímico	pH	---	9.2
	Conductividad eléctrica	dS/m	57.4
	Humedad	%	5.2
Análisis próximo	Cenizas	%	11.8
	Materia volátil	%	21.9
	Carbono fijo	%	61.2
	C	%	81.8
	H	%	--
	O	%	13.9
	N	%	--
Composición química relativa	S	%	--
	Na	%	0.6
	Mg	%	0.5
	K	%	1.8
	Ca	%	1.5

Los biodigestores operaron a una temperatura ambiente media de 23 °C. La VCO y el TRH de los digestores fue de 1 kgSV/m<sup>3</sup> \*día y 70 días, respectivamente. La eficiencia operacional de los biodigestores se presenta en la **Tabla 5**. Los digeridos de los biodigestores BDG1 (D1) y BDG2 (D2) se recolectaron después de dos TRH de los biodigestores y se almacenaron a 4°C en el laboratorio para sus análisis posteriores.

**Tabla 5.** Eficiencia operacional y características de desempeño de los biodigestores BDG1 y BDG2

Parámetro	Unidad	BDG1	BDG2
CH <sub>4</sub> (%)	L	47.6±6	54.9±1.9
VPM	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> digestor*día	0.065	0.107
Reducción DQO	%	80.72±5.98	71.71±4.77
Reducción DQO Soluble	%	96.96±0.60	97.15±0.43
Reducción SV	%	79.71±7.40	75.15±6.21

VPM: velocidad de producción de metano, DQO: Demanda química de oxígeno

**1.1.2 Caracterización fisicoquímica y bioquímica del digerido.** Los sólidos totales (ST) y volátiles, la DQO y el carbono orgánico total (COT) se determinaron según los métodos estándares 2540A, 2540E, 5220D y 5310B, respectivamente, propuestos por la American Public Health Association (APHA)<sup>69</sup>. El pH y la conductividad eléctrica (CE) se midieron utilizando un electrodo de vidrio (ST320, OHAUS) y una sonda de conductividad (HI99300, HANNA). También se determinó el contenido de macro y micronutrientes y de metales pesados mediante los métodos estándar APHA<sup>70</sup>. La humedad, el contenido de cenizas, la materia volátil y el carbono fijo en la fracción sólida de los digeridos se analizaron utilizando ASTM D3172-89<sup>71</sup>.

El potencial de biometanización residual (PBMr) de los digeridos se determinó usando la técnica de desplazamiento alcalino con una solución de NaOH (0.5 N) según el protocolo reportado por Holliger *et al*<sup>72</sup>. Asimismo, se cuantificó la concentración de AGVs y la alcalinidad total (AT) por titulación según indica el protocolo propuesto por Jobling *et al*<sup>73</sup>.

<sup>69</sup> AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Estados Unidos: APHA. 2017. ISBN 9780875532875.

<sup>70</sup> Ibid.

<sup>71</sup> AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). Standard Practice for Proximate Analysis of Coal and Coke, ASTM D3172-89. West Conshohocken, Estados Unidos: ASTM. 2002.

<sup>72</sup> HOLLIGER, Christof, et al. Towards a standardization of biomethane potential tests: a commentary. En: Water Science and technology. 2021, vol. 83, no. 1, p. 247-250. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>

<sup>73</sup> PURSER, BJ Jobling, et al. An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. En: Water research. 2014, vol. 61, p. 162-170.

**1.1.3 Caracterización microbiológica del digerido.** La caracterización en términos microbiológicos consistió en la cuantificación de coliformes totales, coliformes fecales, huevos de helminto y *Pseudomonas spp* y la detección de *Escherichia coli* y *Salmonella spp*. La presencia de *Escherichia coli* y la cuantificación de coliformes totales y fecales se determinó por medio de la técnica de recuento de colonias en un medio sólido cromogénico después de su incubación a  $35\pm 1$  °C, siguiendo la norma estándar NTC4458<sup>74</sup>. La cuantificación y viabilidad de los huevos de Helminto se realizó mediante el método descrito en la NTC5167<sup>75</sup>, que comprende procesos de coagulación, sedimentación, flotación, decantación y la técnica bifásica para recuperar los huevos de helminto y efectuar el conteo. La presencia de *Salmonella spp* se evaluó mediante el método horizontal descrito en la norma ISO 6579<sup>76</sup>. El contenido de *Pseudomonas spp* se determinó de acuerdo con la técnica de filtración por membrana descrita en la norma ISO 16266<sup>77</sup>.

**1.1.4 Fitotoxicidad residual del digerido.** Se llevaron a cabo ensayos de germinación de semillas. El índice de germinación (IG) se determinó sobre semillas de lechuga romana (*Lactuca sativa L*). Las pruebas fueron realizadas según el protocolo descrito por Tiquia<sup>78</sup> para diluciones de digeridos del 1%, 10%, 20%, 50% y 100% v/v. Los ensayos se realizaron en cajas Petri en las que se colocaron 10 semillas sobre un filtro de papel y se humedecieron con 5 mL de cada solución de germinación. Cada tratamiento se replicó cinco veces. Las cajas Petri se sellaron papel filme plástico para evitar la pérdida de agua y se mantuvieron en la oscuridad durante 5 días ( $20\pm 2$  °C). El IG se expresó como un

---

<sup>74</sup> INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN (ICONTEC). Microbiología de alimentos y de alimentos para animales. Método horizontal para el recuento de coliformes o *Escherichia coli* o ambos. Técnica de recuento de colonias utilizando medios fluoregénicos o cromogénicos, NTC 4458. Bogotá D.C.: ICONTEC. 2018. p. 1-11.

<sup>75</sup> INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN (ICONTEC), Op. cit., p. 1-60.

<sup>76</sup> INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). Microbiología de la cadena alimentaria. Método horizontal para la detección, enumeración y serotipado de *Salmonella*, ISO6579. Switzerland: ISO. 2020. p. 1-9.

<sup>77</sup> INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). Detección y enumeración por filtración de membrana de *Pseudomonas aeruginosa*, ISO16266. Switzerland: ISO. 2006. p.1-24.

<sup>78</sup> TIQUIA, S. M. Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig-on-litter system. En: Proceedings of ICS. 1999, p. 625-647.

porcentaje relativo al control (agua desionizada) y se calculó de acuerdo con las ecuaciones que se presentan a continuación:

Porcentaje de germinación relativo (PGR):

$$PGR = \frac{N^{\circ} \text{ de semillas germinadas en el extracto}}{N^{\circ} \text{ de semillas germinadas en el control}} * 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

Crecimiento de radícula relativo (CRR):

$$CRR = \frac{\text{Elongación de las radículas en el extracto}}{\text{Elongación de las radículas en el control}} * 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

Índice de germinación (IG):

$$IG = \frac{PGR * CRR}{100} \quad \text{Ecuación 3}$$

Los valores de CRR se diferenciaron en tres categorías según los efectos de toxicidad observados<sup>79</sup>:

- Inhibición de la elongación radicular:  $0 < CRR < 0.8$
- Sin efectos significativos:  $0.8 \leq CRR \leq 1.2$
- Estimulación de la elongación radicular:  $CRR > 1.2$

## 1.2 RESULTADOS

**1.2.1 Propiedades fisicoquímicas y biodegradabilidad de los digeridos.** La **Tabla 6** presenta la características fisicoquímicas y bioquímicas de los digeridos: i) del biodigestor no suplementado (D1) y ii) del biodigestor suplementado con BCMP (D2).

---

<sup>79</sup> YOUNG, Brian Jonathan, et al. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. En: *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2012, vol. 76, p. 182-186.

**Tabla 6.** Propiedades fisicoquímicas y bioquímicas de los digeridos

Parámetro	Unidad	D1	D2
ST	%	1.1	2.3
Densidad	g/cm <sup>3</sup>	1.015±0.0038	1.005±0.0031
SV	%	0.6	1.6
SV/ST	%	54.5	69.6
DQO	g/L	10.75±0.18	29.28±1.9
DQOs	g/L	1.08±0.031	0.55±0.022
COT	g/L	0.59±0.0015	1.46±0.0015
AGVT	g/L	0.78±0.062	0.60±0.050
PBMr	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV	0.022±0.0007	0.014±0.0003
pH	-	8.09	8.13
AT	g/L	3.13±0.58	3.1±0.10
CE	dS/m	11.27±0.0071	11.72±0.028

DQO: demanda química de oxígeno, COT: C orgánico total, AGVs: ácidos grasos volátiles (g Ácido Acético/L), PBMr: potencial de biometanización residual, AT: alcalinidad total (gCaCO<sub>3</sub>/L), CE: conductividad eléctrica.

Valor promedio ± DE, n = 3.

Los datos se expresan en peso fresco.

La suplementación inicial de biochar al proceso anaerobio derivó un digerido con un contenido de ST 110% mayor respecto al digerido control (D1). La mayor cantidad de sólidos pueden deberse a la adición de carbono estable similar al grafito<sup>80</sup>, que provoca un aumento en las sustancias suspendidas y coloidales en el digester<sup>81</sup>. Sin embargo, ambos digeridos clasifican como productos líquidos, y presentan una densidad similar a la del agua.

La relación SV/ST es un indicativo de la materia orgánica presente en el digerido, y está asociada a la cinética de digestión. En condiciones psicrófilas, una mayor relación SV/ST sugiere una cinética de digestión lenta, que resulta en una baja remoción de SV<sup>82</sup>. Mientras que D1 presentó una relación de SV/ST del 55%, el porcentaje de materia

<sup>80</sup> BONA, Daniela, et al. Effects of woody biochar on dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. En: Journal of Environmental Management. 2020, vol. 267, p. 110633.

<sup>81</sup> SHAO, Zhijiang, et al. Combined effects of liquid digestate recirculation and biochar on methane yield, enzyme activity, and microbial community during semi-continuous anaerobic digestion. En: Bioresource Technology. 2022, vol. 364, p. 128042.

<sup>82</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

orgánica en D2 fue mayor (70%) debido a la presencia de biochar. Adicionalmente, la suplementación inicial con biochar también provocó un incremento del COT y la DQO total en el digerido. Estos resultados contrastan con los obtenidos en procesos batch bajo condiciones mesófilas y termófilas. Por ejemplo, Linville *et al*<sup>83</sup> reportaron una disminución del COT de aproximadamente 12% y 21% en los digeridos de digestores batch suplementados con biochar de cáscara de nuez a 37°C y 55°C, respectivamente. Por su parte, Jhonravindar *et al*<sup>84</sup> obtuvieron disminución del 20% en el COT del digerido de un digestor batch al que se le adicionó 10 g/L de pellets de biochar de paja miscanto.

Respecto al contenido de materia orgánica de fácil degradación, expresada en terminos de DQO soluble, fue 2 veces mayor en D1; además, el contenido de AGVs fue menor en D2. Estos resultados sugieren que la presencia de biochar en el digestor permitió una mayor degradación de AGVs y compuestos orgánicos disueltos. Desde el punto de vista agronómico, esto representa un resultado positivo porque una elevada concentración de AGVs en el digerido puede inhibir el crecimiento de las plantas, debido a que estos compuestos se han correlacionado con efectos fitotóxicos<sup>85,86</sup>. Por otro lado, digeridos con un contenido elevado de AGVs pueden ser usados como medio alternativo para el cultivo de bacterias fotosintéticas<sup>87</sup>.

El contenido de materia orgánica biodegradable remanente en el digerido está relacionado con su PBMr. Se observó que D2 presentó un menor PBMr (0.014 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV) comparado con el digerido D1 (0.022 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV). El menor PBMr en D2 es esperado debido a su menor contenido de materia orgánica soluble. Se ha sugerido que en condiciones psicrófilas, a pesar de una producción estable de biogás, no se producen digeridos estabilizados<sup>88</sup>. Sin embargo, la suplementación con biochar

---

<sup>83</sup> LINVILLE, Op. cit., p. 669-679.

<sup>84</sup> JOHNRAVINDAR, Op. cit., p. 112457.

<sup>85</sup> RISBERG, Kajsa, et al. Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure—Chemical composition and effects on soil microbial activity. En: Waste management. 2017, vol. 61, p. 529-538.

<sup>86</sup> DI MARIA, Francesco, et al. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. En: Waste management. 2014, vol. 34, no 9, p. 1603-1608.

<sup>87</sup> HIDAKA, Taira; SUZUKI, Satoshi; NISHIMURA, Fumitake. Growth characteristics of photosynthetic bacteria cultured in anaerobic digestate of sewage sludge to be used as fertilizer. En: Waste and Biomass Valorization. 2022, p. 1-10.

<sup>88</sup> Ibid.

favoreció la producción de un digerido más estabilizado en comparación con el digerido control (D1).

Los dos digeridos se caracterizaron por tener un pH alcalino, similar a valores reportados para digeridos obtenidos en procesos de DA de estiércol animal (7.5–8.7)<sup>89</sup>. Los valores de pH y de alcalinidad fueron ligeramente mayores en el digerido obtenido del reactor suplementado con biochar. Esto puede deberse a la contribución de la alcalinidad del biochar debido a su pH (9.7). Sin embargo, este incremento es inferior a lo reportado por Shao *et al*<sup>90</sup> para un digestor agitado bajo condiciones mesofílicas, en el que se adiciona biochar de manera continua. La aplicación en sistemas agrícolas de digeridos con pH altos es beneficiosa porque elevan el pH de los suelos ácidos, mejoran la producción de cultivos y reducen la necesidad de agentes encaladores<sup>91</sup>. Por otra parte, la CE de ambos digeridos fue elevada. Particularmente, D2 presentó un valor 3% mayor comparado con el digerido control D1. La mayor CE en D2 se atribuye a la liberación de cationes del biochar<sup>92</sup>. En biodigestores batch suplementados con biochar, a condiciones termofílicas, se ha reportado incrementos de hasta el 100% en la EC del digerido<sup>93</sup>. Una elevada CE en el digerido podría tener efectos negativos en el suelo como la salinización, dispersión de coloides y pérdida de su estructura; además de inhibir el crecimiento de las plantas<sup>94</sup>.

En la **Figura 2** se ilustra el análisis próximo realizado a las fracciones sólida de los digeridos. El digerido D2, proveniente del digestor suplementado con BCMP, presentó un menor contenido de cenizas (24.96% en peso) y material volátil (40.33% en peso). Además, D2 tuvo un alto contenido de carbono (30.01% en peso) que es aproximadamente 13 veces mayor que en el digerido D1, proveniente del digestor no

---

<sup>89</sup> ALBURQUERQUE, José Antonio, et al. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. En: Biomass and bioenergy. 2012, vol. 40, p. 181-189.

<sup>90</sup> SHAO, Op. cit., p. 128042.

<sup>91</sup> MORRIS, D. R.; LATHWELL, D. J. Anaerobically digested dairy manure as fertilizer for maize in acid and alkaline soils. En: Communications in soil science and plant analysis. 2004, vol. 35, no. 11-12, p. 1757-1771.

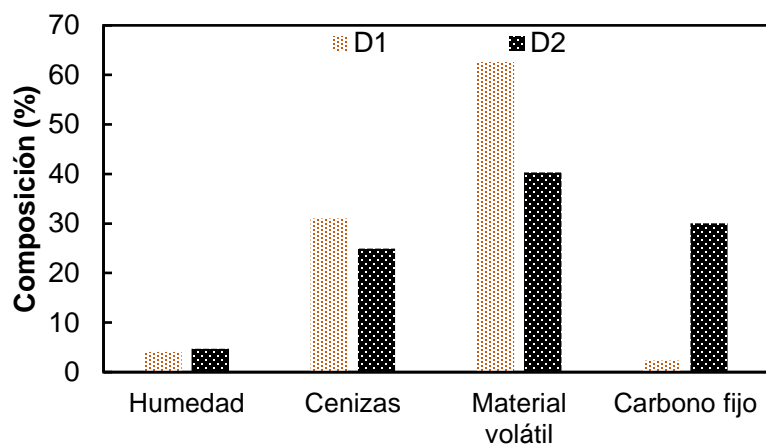
<sup>92</sup> SHEN, Op. cit., p. 300-309.

<sup>93</sup> Ibid.

<sup>94</sup> DALIAKOPOULOS, I. N., et al. The threat of soil salinity: A European scale review. En: Science of the total environment. 2016, vol. 573, p. 727-739.

suplementado. La presencia de carbón en el digerido puede determinar un mayor potencial de enmienda cuando se aplica en campos agrícolas<sup>95,96</sup>.

**Figura 2.** Análisis próximo de las fracciones sólidas de los digeridos.



**1.2.2 Contenido de microorganismos patógenos.** La **Tabla 7** muestra los resultados obtenidos de la caracterización microbiológica para los digeridos D1 y D2.

**Tabla 7.** Características microbiológicas de los digeridos.

Parámetro	Unidad	D1	D2
Coliformes totales	UFC/mL	<1*	<1*
Coliformes fecales	UFC/mL	<1*	<1*
<i>E. coli</i>	presencia/ausencia	ausencia	ausencia
<i>Salmonella spp</i>	presencia/ausencia en 25 g	ausencia	ausencia
<i>Pseudomonas spp</i>	UFC/mL	1.60E+07	2.80E+05
Huevos de helminto totales	huevos/4g m.s.	<1*	<1*
Huevos de helminto viables	huevos/4g m.s.	<1*	<1*

UFC: unidades formadoras de colonia, m.s.: materia seca.

\* = límite de detección del método.

Los datos se expresan en peso fresco.

<sup>95</sup> LEE, Moon-Sub, et al. Effect of digestate and digestate supplemented with biochar on switchgrass growth and chemical composition. En: Biomass and Bioenergy. 2021, vol. 144, p. 105928.

<sup>96</sup> LAIRD, David A., et al. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. En: Geoderma. 2010, vol. 158, no. 3-4, p. 443-449.

No se detectó presencia de coliformes, huevos de helminto, *Salmonella spp* y *E. coli* en ninguno de los digeridos. Lo anterior es debido a los altos THR (70 días) y a la presencia de *Lactobacillus spp* en el sustrato alimentado a los digestores. Los *Lactobacillus spp* son un grupo de bacterias del ácido láctico que se encuentran comúnmente en diversos alimentos fermentados, como el yogur, el kéfir y el chucrut. Se sabe que tienen propiedades probióticas, como mejorar la salud intestinal y la función inmune, pero también pueden tener propiedades antimicrobianas que pueden ayudar a controlar el crecimiento de bacterias patógenas, incluidos los coliformes totales y *Salmonella spp*<sup>97,98</sup>.

Respecto del contenido de *Pseudomonas spp*, estuvieron presentes en ambos digeridos y oscilaron entre  $10^7$  (D1) y  $10^5$  (D2) UFC/mL. Independiente de la variabilidad en el sustrato y los parámetros del proceso, las *Pseudomonas spp* tienen un papel clave en la DA, especialmente en la hidrólisis de carbohidratos<sup>99,100</sup>. Sin embargo, la presencia de biochar en el digester condujo a una reducción de *Pseudomonas* en el digerido. Estos resultados podrían explicarse por el efecto del biochar, que fomenta un entorno más favorable para el crecimiento de metanógenas<sup>101,102,103</sup> en lugar de *Pseudomonas spp*. No obstante, la interacción entre *Pseudomonas spp*, biochar y otros microorganismos en la DA puede depender de diversos factores y requerir más investigación específica. En términos aplicativos, las *Pseudomonas spp* actúan de una doble manera sobre el cultivo: promueven el crecimiento vegetal y suprimen a los microorganismos patógenos, aumentando la supresividad del suelo cuando el digerido es aplicado<sup>104</sup>.

---

<sup>97</sup> ABHISINGHA, Mattika; DUMNIL, Jureeporn; PITAKSUTHEEPONG, Chetsadaporn. Selection of potential probiotic *Lactobacillus* with inhibitory activity against *Salmonella* and fecal coliform bacteria. En: Probiotics and antimicrobial proteins. 2018, vol. 10, p. 218-227.

<sup>98</sup> SAVINO, Francesco, et al. Antagonistic effect of *Lactobacillus* strains against gas-producing coliforms isolated from colicky infants. En: BMC microbiology, 2011, vol. 11, p. 1-7.

<sup>99</sup> BUETTNER, Christian, et al. *Pseudomonas spp.* are key players in agricultural biogas substrate degradation. En: Scientific reports. 2019, vol. 9, no. 1, p. 12871.

<sup>100</sup> ZHANG, Le, et al. Three-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge: Identifying bacterial and methanogenic archaeal communities and their correlations with performance parameters. En: Bioresource technology. 2019, vol. 285, p. 121333.

<sup>101</sup> SHI, Op. cit., p. 126819.

<sup>102</sup> SAIF, Irfan, et al. Improved digestibility and biogas production from lignocellulosic biomass: Biochar addition and microbial response. En: Industrial Crops and Products. 2021, vol. 171, p. 113851.

<sup>103</sup> MUMME, Op. cit., p. 189-197.

<sup>104</sup> MANICI, L. M., et al. Can repeated soil amendment with biogas digestates increase soil suppressiveness toward non-specific soil-borne pathogens in agricultural lands?. En: Renewable Agriculture and Food Systems. 2021, vol. 36, no. 4, p. 353-364.

**1.2.3 Nutrientes en los digeridos.** La concentración de nutrientes de los digeridos analizados se presenta en la **Tabla 8**.

**Tabla 8.** Concentración de nutrientes de los digeridos.

Parámetro	Unidad	D1	D2
N total	g/L	0.92±0.001	1.19±0
N amoniacal	g/L	0.76±0	0.78±0
N orgánico	g/L	0.16	0.41
N orgánico/N total	%	17.4	34.5
P total (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	g/L	0.12±0.001	0.10±0.001
K total	g/L	0.85±0	0.81±0.001
Na total	g/L	0.32±0	0.29±0.001
Ca total	g/L	0.47±0	0.52±0.001
Mg total	g/L	0.19±0	0.19±0.001
Mn total	mg/L	2.48±0.005	1.78±0.010
Fe total	mg/L	13.69±0.032	16.18±0.026
S total	mg/L	31.18±0.034	37.52±1.70

Valor promedio ± DE, n = 3.

Los datos se expresan en peso fresco.

A excepción del nitrógeno, la adición de biochar al BDG2 no supuso un aumento considerable en el contenido de nutrientes del digerido D2, contrario a lo que se ha reportado para procesos en operación batch a condiciones termófilas<sup>105</sup> y mesófilas<sup>106</sup>. Lo anterior se debe principalmente al bajo contenido de nutrientes en el BCMP<sup>107</sup>.

El digerido D2 presenta un mayor contenido de N total (1.19 g/L) respecto al digerido control (0.92 g/L). Adicionalmente, se observó que el contenido de N orgánico fue 2.5 veces mayor en el digerido derivado del proceso suplementado con biochar. Esto implicaría una ventaja potencial en la aplicación del digerido D2 en sistemas agrícolas, dado que podría contribuir a la salud y fertilidad del suelo, y aumentar los rendimientos

<sup>105</sup> SHEN, Op. cit., p. 300-309.

<sup>106</sup> JOHNRAVINDAR, Op. cit., p. 112457.

<sup>107</sup> ABDEL-FATTAH, Tarek M., et al. Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration. En: Journal of Industrial and Engineering Chemistry. 2015, vol. 22, p. 103-109.

de los cultivos a largo plazo. Lo anterior, debido a la acción del N orgánico en la renovación sostenida de N en el suelo<sup>108</sup>.

Respecto al contenido de N amoniacal, no se evidenció una diferencia significativa ( $p > 0.05$ ) en los digeridos. Este resultado sugiere una eficiencia limitada del BCMP para mitigar la inhibición del amoníaco en la CoDA de EB y LS. Lo anterior se relaciona con la alta hidrofobicidad del BCMP, fenómeno asociado a su baja relación O/C<sup>109,110</sup>. Se ha reportado que una baja relación O/C, que indica una baja polaridad del biochar, es un factor predominante que limita su capacidad para adsorber amonio<sup>111</sup>.

**1.2.4 Concentración de metales pesados.** La concentración de metales pesados se reporta en la **Tabla 9**.

**Tabla 9.** Concentración de metales pesados en los digeridos.

Parámetro	Unidad	D1	D2
Pb	mg/L	0.18	0.44
Cd	mg/L	<0,05*	0.05
As	mg/L	<0.003*	0.012
Ni	mg/L	0.12	<0.1*
Hg	mg/L	0.001	0.004
Cu	mg/L	0.24	2.12
Mo	mg/L	<0.5*	<0.5*
Se	mg/L	0.005	0.010
Zn	mg/L	2.08	8.61

\* = límite de detección del método.

Los datos se expresan en peso fresco.

<sup>108</sup> CUCINA, Mirko, et al. Evaluation of benefits and risks associated with the agricultural use of organic wastes of pharmaceutical origin. En: Science of the total environment. 2018, vol. 613, p. 773-782.

<sup>109</sup> VIJAYARAGHAVAN, Kuppusamy; BALASUBRAMANIAN, Rajasekhar. Application of pinewood waste-derived biochar for the removal of nitrate and phosphate from single and binary solutions. En: Chemosphere. 2021, vol. 278, p. 130361.

<sup>110</sup> HUFF, Matthew D.; KUMAR, Sandeep; LEE, James W. Comparative analysis of pinewood, peanut shell, and bamboo biomass derived biochars produced via hydrothermal conversion and pyrolysis. En: Journal of environmental management. 2014, vol. 146, p. 303-308.

<sup>111</sup> GAI, Xiapu, et al. Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. En: PloS one. 2014, vol. 9, no. 12, p. e113888.

Los digeridos presentaron una baja concentración de metales pesados, en concordancia con lo reportado para digeridos de estiércol animal y cultivos energéticos<sup>112,113</sup>. Sin embargo, la adición de biochar al proceso anaerobio psicotrófico provocó un aumento en el contenido de Cu, Zn y Pb. Lo anterior era esperado debido a que los grupos funcionales en la superficie del biochar pueden adsorberse o reaccionar con metales pesados para formar complejos metálicos estables. Los posibles mecanismos de adsorción involucrados en el proceso de adsorción de metales generalmente abarcan efectos integradores de varios tipos de interacciones, incluida la atracción electrostática, el intercambio iónico, la adsorción física, la complejación superficial y/o la precipitación<sup>114</sup>.

Aunque investigaciones previas han reportado que la absorción de metales tales como Cu, Zn, Pb y Cd sobre biochar de madera es un proceso endotérmico que se beneficia significativamente con el incremento de la temperatura<sup>115,116</sup>, en este estudio se observó que la adsorción de metales también ocurrió en condiciones psicotróficas. Esto sugiere que los mecanismos de adsorción pueden seguir siendo efectivos incluso a temperaturas ambiente.

**1.2.5 Fitotoxicidad residual de los digeridos.** La **Figura 3** presenta los resultados de los ensayos de fitotoxicidad realizados con los digeridos.

---

<sup>112</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

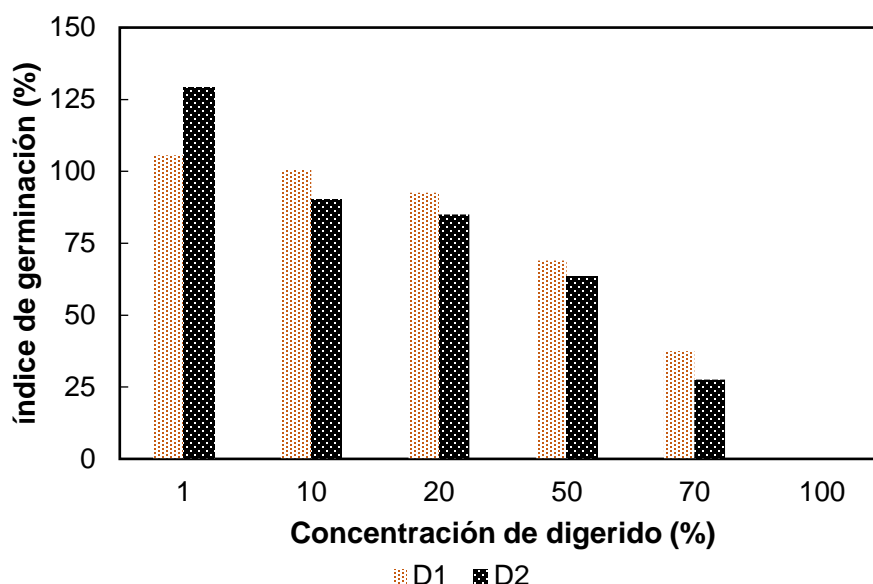
<sup>113</sup> TAMBONE, Fulvia, et al. Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. En: *Bioresource technology*. 2017, vol. 243, p. 1251-1256.

<sup>114</sup> TAN, Xiaofei, et al. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. En: *Chemosphere*. 2015, vol. 125, p. 70-85.

<sup>115</sup> CHEN, Xincui, et al. Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. En: *Bioresource technology*. 2011, vol. 102, no 19, p. 8877-8884.

<sup>116</sup> MOHAN, Dinesh, et al. Sorption of arsenic, cadmium, and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production. En: *Journal of colloid and interface science*. 2007, vol. 310, no. 1, p. 57-73.

**Figura 3.** Fitotoxicidad residual de los digeridos.



Los resultados indicaron que las concentraciones de digeridos anaerobios superiores al 50% suprimieron de manera parcial la capacidad de germinación de las semillas de Lechuga e inhibieron su elongación radicular. Cuando se usaron los digeridos puros, se observó una supresión total de la germinación. Es destacable que el digerido control D1 presentó efectos de fitotoxicidad bajos y un índice de germinación alto en comparación con D2 en todas las concentraciones, excepto a concentración del 1%. Se sugiere que los menores IG para el digerido proveniente del reactor suplementado con BCMP están asociados con su mayor CE (11.72 dS/m). Resultados similares han sido documentados en la literatura, por Coelho *et al*<sup>117</sup> reportando que, dentro de variables como pH, CE, materia orgánica, NH<sub>4</sub>-N y Na, la que más se correlacionaba positivamente con la fitotoxicidad en los digeridos es la CE. Asimismo, Albuquerque<sup>118</sup> indicó que la CE se correlacionó positivamente con el IG a diluciones de digerido del 1% en ensayos con semillas de lechuga.

<sup>117</sup> COELHO, Janerson Jose, et al. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. En: Waste management. 2018, vol. 78, p. 8-15.

<sup>118</sup> ALBURQUERQUE, Op. cit., p. 181-189.

Los resultados anteriores están en línea con estudios previos en los que se reporta que es necesario la dilución de los digeridos para evitar efectos fitotóxicos sobre las semillas<sup>119, 120</sup>. Sin embargo, la dilución del digerido puede plantear desafíos logísticos en comunidades rurales, donde la disponibilidad de agua no siempre está garantizada. Además, la dilución podría reducir el potencial fertilizante de los digeridos al disminuir su concentración de nutrientes<sup>121</sup>. Por último, los ensayos de germinación pueden sobreestimar la fitotoxicidad debido al contacto directo de los medios de germinación con las semillas/raíces, algo que dista mucho de la realidad. Los fertilizantes se deben aplicar al suelo antes de la siembra o cuando las plantas ya están desarrolladas, para que no hay contacto entre los fertilizantes y las raíces.

**1.2.5 Tipología del digerido.** El uso del digerido en la agricultura está sujeto a normativas que protegen la salud animal y humana, así como la calidad de los cultivos. En la **Tabla 10** se presenta la evaluación de los principales parámetros del digerido derivado del proceso de DA suplementado con BCMP, considerando que podría usarse como fertilizante o en la fertirrigación de cultivos destinados al consumo humano (tipo A) y ganadero (tipo B). Adicionalmente, se incluyeron los límites establecidos para el uso de aguas residuales en la agricultura, establecidos por la Organización Mundial de Salud (OMS)<sup>122</sup>.

En terminos fisicoquímicos, el digerido se clasifica como un producto líquido, debido a su bajo contenido de ST. Su pH alcalino (8.13) cumple los requisitos para ser utilizado tanto como fertilizante, como agua de riego en sistemas agrícolas. Sin embargo, la concentración de sales solubles, expresado en terminos de CE, y el contenido de N amoniacal superan los límites establecidos por la OMS<sup>123</sup>. Es evidente que el contenido de N-amoniacal debe mantenerse siempre por debajo de los niveles de toxicidad para evitar problemas ambientales como la eutrofización y la afectación de las aguas

---

<sup>119</sup> Ibid.

<sup>120</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>121</sup> Ibid.

<sup>122</sup> WORLD HEALTH ORGANIZATION. Sanitation safety planning: Manual for safe use and disposal of wastewater greywater and Excreta. World Health Organization, 2015. ISBN 9789241549240

<sup>123</sup> Ibid.

subterráneas. Adicionalmente, su elevada DQO, notablemente superior a los límites establecidos para su uso en sistemas de fertirrigación<sup>124,125</sup>, restringiría su aplicación en cultivos agrícolas.

A pesar de su bajo contenido de metales pesados, que no representan un riesgo para su uso como fertilizante orgánico líquido, su bajo contenido de macronutrientes excluye su clasificación como biofertilizante<sup>126,127</sup>. Las concentraciones de Cu y de Zn exceden los límites permisibles para la recuperación de aguas residuales en la agricultura establecidos por la OMS<sup>128</sup> y MINAMBIENTE<sup>129</sup>. Aunque el Cu y el Zn son micronutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, su exceso en el suelo puede ser fitotóxico y, en última instancia, podría representar una amenaza potencial para los seres humanos a través de su entrada en la cadena alimentaria<sup>130</sup>. Positivamente, el contenido de patógenos no supone un riesgo para su uso en la agricultura, debido a que no provocaría la transmisión de enfermedades en plantas, animales y humanos.

A pesar de ciertas características prometedoras del digerido para su aplicación en la agricultura, su viabilidad se ve limitada por la presencia de elementos que exceden los límites establecidos, como la concentración de N amoniacal, CE y la presencia de Cu y Zn. Estos resultados resaltan la necesidad de un tratamiento del digerido para cumplir con los estándares regulatorios y garantizar su uso seguro y sostenible en la agricultura.

---

<sup>124</sup> ALCALDE-SANZ, et al. Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge-Towards a water reuse regulatory instrument at EU level Réédition. 2018. ISBN 9789279771750

<sup>125</sup> MINAMBIENTE, Op. cit., p. 1-6.

<sup>126</sup> UNIÓN EUROPEA, Op. cit.

<sup>127</sup> ICONTEC, Op. cit., p. 1-60.

<sup>128</sup> WORLD HEALTH ORGANIZATION, Op. cit.

<sup>129</sup> MINAMBIENTE, Op. cit., p. 1-6.

<sup>130</sup> XU, Y., et al. Accumulation of copper and zinc in soil and plant within ten-year application of different pig manure rates. En: Plant, Soil and Environment. 2013, vol. 59, no. 11, p. 492-499.

**Tabla 10.** Matrix de calidad para uso del digerido en actividades agrícolas

	Parámetro	Unidad	D2	Fertilizante orgánico líquido <sup>a</sup>	Agua de riego <sup>b</sup>	Agua de riego <sup>c</sup>	OMS <sup>d</sup>
Físico-químicos	pH	-	8.13		6.0 – 9.0	6.0 – 9.0	4 – 8.6
	CE	dS/m	11.72				2.225
	DQO	g/L	29.28		0.125	0.5	0.1
	COT	g/L	1.46	> 50			
Nutrientes	N total	g/L	1.19	> 20			
	N ammoniacal	mg/L	781				50
	P	g/L	0.1	>10			
	K	g/L	0.81	> 20			
	Fluoruros	mg/L	<0.01 <sup>9</sup>				1
	Na	g/L	0.29				0.25
Metales pesados	As	mg/L	0.012	<40			0.1
	Hg	mg/L	0.004	<1			
	Cu	mg/L	2.12	<300			0.2
	Zn	mg/L	8.61	<800			2
Patógenos	<i>Salmonella spp</i>	Presencia/Ausencia	Ausencia	Ausencia			
	Huevos de helminto	Huevos/4mL	Ausencia		1	1	10 Huevos/L
	Coliformes totales	UFC/mL	<1	<10 <sup>3</sup>	1000	1000	
	<i>E. coli</i>	UFC/mL	Ausencia		100	200	10 <sup>3</sup> UFC/ 100 mL

<sup>a</sup>Normas sobre la comercialización de productos fertilizantes de la UE (Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2019)

<sup>b</sup>Normas de calidad para el agua de riego utilizada en cultivos de consumo humano (Comisión Europea 2017; Consejo Europeo, 1991; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015)

<sup>c</sup>Normas de calidad para el agua de riego utilizada en cultivos de consumo humano (Comisión Europea, 2017; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015; Agencia de Protección Ambiental EEUU, 2012)

<sup>d</sup>Estándares de calidad para la reutilización de aguas residuales en la agricultura establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2015)

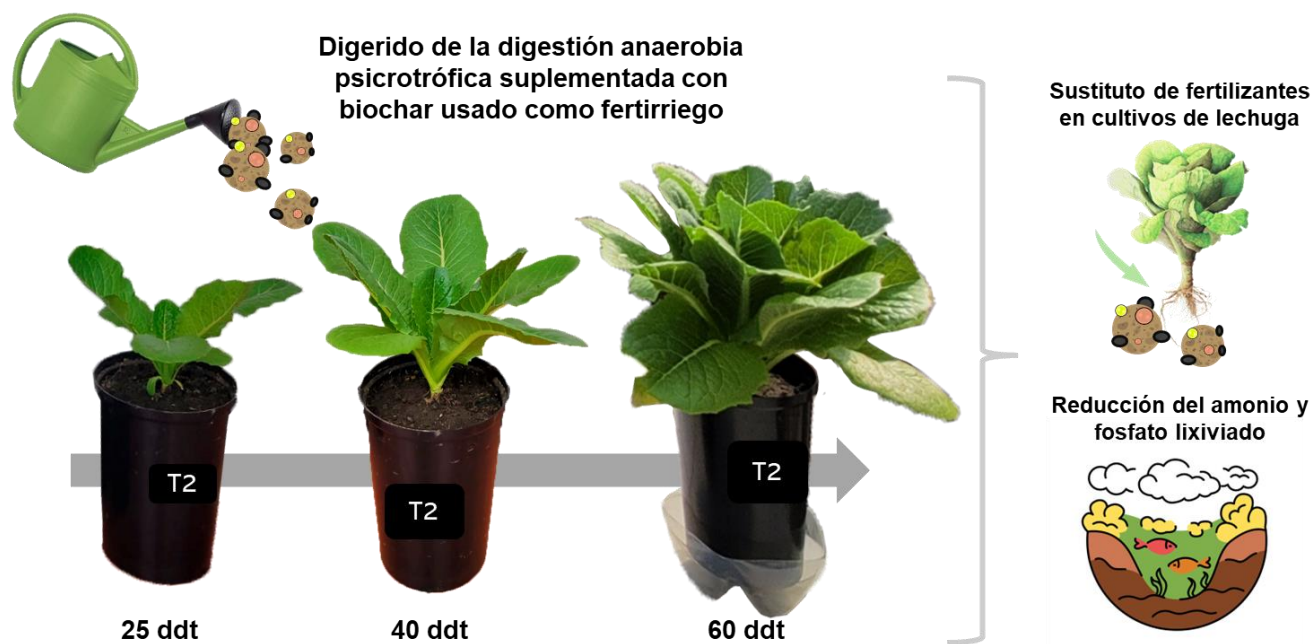
### 1.3 CONCLUSIONES

La integración de biochar de madera de pino en la digestión anaerobia, bajo condiciones psicotróficas, produjo resultados mixtos en la tipología del digerido. Por un lado, se observó una mejora parcial en sus características, con una reducción del 50% en la concentración de materia orgánica de fácil degradación, un aumento de aproximadamente tres veces en el contenido de carbono orgánico y un incremento del 30% en el contenido de nitrógeno total. Lo anterior, se debe a que el biochar favorece la degradación de compuestos orgánicos solubles, lo que permitió mejorar la biodegradabilidad del digerido. Sin embargo, la suplementación con biochar también provocó un leve aumento (4%) en la conductividad eléctrica y niveles elevados de cobre y zinc, que superan los límites establecidos por organismos reguladores como la OMS y MINAMBIENTE. Estas características restringen su uso directo en la agricultura, particularmente como agua de riego, debido al riesgo de toxicidad para las plantas y contaminación del suelo.

Adicionalmente, aunque el pH alcalino y la ausencia de patógenos son favorables para el uso agrícola, el digerido del biodigestor suplementado con biochar presentó una elevada demanda química de oxígeno y un bajo contenido de macronutrientes como fósforo y potasio. Lo anterior limita su clasificación como biofertilizante y subraya la necesidad de tratamientos adicionales para cumplir con los estándares regulatorios.

## CAPÍTULO II

### POTENCIAL USO DEL DIGERIDO PARA FERTIRRIGACIÓN: HACIA UNA AGRICULTURA SOSTENIBLE



**Resumen:** En este capítulo se presenta el potencial fertilizante del digerido obtenido de la digestión anaerobia psicrotrófica suplementada con biochar. El digerido se aplicó mediante fertirrigación en un cultivo de lechuga romana en macetas. Se evaluaron rasgos morfológicos y de crecimiento de las plantas, así como el contenido de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  en los lixiviados, junto con las características del suelo. Las plantas tratadas con el digerido del biodigestor suplementado con biochar mostraron rendimientos similares en biomasa a las fertilizadas con urea y un incremento aproximado del 30% en el área foliar y del 24% en biomasa foliar seca, en comparación con las tratadas con un digerido comercial. El contenido de pigmentos fotosintéticos no fue significativamente diferente entre las plantas fertilizadas con el digerido del biodigestor suplementado con biochar, las fertilizadas con el digerido del biodigestor no suplementado con biochar y las fertilizadas con urea. Es importante destacar que, con un 30% menos de digerido del proceso suplementado con biochar, se fertilizó la misma cantidad de plantas de lechuga que con el digerido de un proceso anaerobio no suplementado con biochar. El uso del digerido no afectó las propiedades del suelo y redujo en un 67% y 50% la lixiviación de amonio y fosfato, respectivamente, siendo una alternativa para reducir la eutrofización en sistemas agrícolas.

**Palabras clave:** Biofertilizantes, digeridos, agricultura sostenible.

Los fertilizantes inorgánicos han sido fundamentales para el incremento de la producción y la productividad agrícola en las últimas décadas<sup>131,132</sup>. Sin embargo, el costo de estos fertilizantes es considerablemente alto, lo que representa un desafío económico para muchos agricultores, especialmente en regiones rurales con recursos limitados. Aunque el índice de precios de los fertilizantes inorgánicos disminuyó un 18% en 2022 en comparación con el promedio de 2015-2019, sigue siendo elevado<sup>133</sup>. En Colombia, específicamente, el índice de precios de los fertilizantes disminuyó un 39.1% entre junio de 2022 y septiembre de 2023<sup>134</sup>. Pese a la disminución generalizada de los insumos agrícolas en el país, estos representan entre el 30% y el 40 % de los costos totales de producción agrícola<sup>135</sup>.

El aumento en el uso de los fertilizantes inorgánicos se relaciona con la disminución de la superficie terrestre per cápita y el deterioro de la calidad del suelo<sup>136,137</sup>, así como con el aumento de la demanda de alimentos a causa del incremento en la población mundial<sup>138</sup>. Sin embargo, su uso inadecuado y excesivo puede alterar los entornos naturales debido a: i) la lixiviación de nutrientes por exceso de fertilización, siendo el nitrógeno disuelto en forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) el contaminante más común en las aguas subterráneas<sup>139</sup>, ii) el agotamiento del suelo a causa de la acidificación, por el aumento de la pérdida de trazas de nutrientes y liberación de metales pesados<sup>140</sup> y iii) las

---

<sup>131</sup> FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; LI, Y. C. The role of nutrient efficient plants in improving crop yields in the twenty first century. En: *Journal of plant nutrition*. 2008, vol. 31, no. 6, p. 1121-1157.

<sup>132</sup> GOMIERO, Tiziano. Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. En: *Sustainability*. 2016, vol. 8, no. 3, p. 281.

<sup>133</sup> WORLD BANK GROUP. *Commodity markets outlook*. Reporte del Banco Mundial. Washington DC: Banco Mundial; 2023.

<sup>134</sup> UNIDAD DE PLANEACIÓN RURAL AGROPECUARIA (UPRA). *Índice de precios de insumos agrícolas y alimentos balanceados para animales*. Reporte del Ministerio de Agricultura de Colombia. Bogotá DC: UPRA; 2023.

<sup>135</sup> PORTAFOLIO. *Agricultura sigue en vilo ante la escasez de los fertilizantes* [en línea]. En: *Portafolio*. Bogotá, enero 10 de 2023. Disponible en: <https://www.portafolio.co/economia/finanzas/sector-de-agricultura-sigue-en-vilo-ante-la-escasez-de-los-fertilizantes-576687>.

<sup>136</sup> GOMIERO, , Op. cit., p. 281.

<sup>137</sup> LAL, Rattan. Soil management in the developing countries. En: *Soil Science*. 2000, vol. 165, no. 1, p. 57-72.

<sup>138</sup> HOSSAIN, Akbar, et al. *Agricultural land degradation: processes and problems undermining future food security*. En: *Environment, climate, plant and vegetation growth*. Cham: Springer International Publishing. 2020. p. 17-61.

<sup>139</sup> LEMIEUX, Gilles; GERMAIN, Diane; ENVIRONNEMENT, Hydrogéochem. *Ramial chipped wood: the clue to a sustainable fertile soil*. Laval University, Coordination Group on Ramial Wood. 2000. p. 6.

<sup>140</sup> Ibid.

emisiones de GEI, que se estima son aproximadamente el 2.4% de las emisiones totales<sup>141</sup>.

Como alternativas para reducir los altos costos en la producción agrícola y mitigar el efecto ambiental negativo del uso de fertilizantes inorgánicos, se ha estudiado la aplicación de fuentes de nitrógeno orgánico en busca de una agricultura sostenible. La transición de nitrógeno inorgánico a orgánico permite la valorización de residuos como el compost, el humus de lombriz, el estiércol animal, digeridos anaerobios, las harinas de origen animal y vegetal, las cenizas de materia orgánica, entre otros. De estos, el biochar y los digeridos anaerobios son de los recursos suplementarios ampliamente utilizados en las granjas, en sus intentos por aumentar los rendimientos de los cultivos.

El biochar es un material carbonoso, poroso y estable al carbono, generado mediante la degradación térmica de material orgánico en presencia de poca o ninguna cantidad de oxígeno (pirólisis o gasificación). Al generarse a bajas temperaturas (<700 °C) sin ninguna forma de activación<sup>142</sup>, su área superficial es menos eficiente comparada con la del carbón activado; sin embargo, en términos de costos de producción es más económico. La aplicación de biochar mejora la fertilidad del suelo, aumentando la actividad microbiana, reduciendo la densidad aparente, mejorando la retención de nutrientes y agua, y estabilizando la materia orgánica<sup>143</sup>. También podría incrementar la disponibilidad de fósforo y nitrógeno en diversos tipos de suelo<sup>144</sup>.

Por otro lado, los digeridos anaerobios son ricos en carbono, nitrógeno, fósforo y otros nutrientes, lo que los convierte en un valioso acondicionador y restaurador de suelos con

---

<sup>141</sup> MIKULA, Katarzyna, et al. Efficient anaerobic digestate valorization: Nutrient recovery strategy for enhancing soil fertility in arid agricultural regions. En: Journal of Environmental Chemical Engineering. 2023, vol. 11, no. 5, p. 110522.

<sup>142</sup> SCHULZ, Hardy; GLASER, Bruno. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. En: Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 2012, vol. 175, no. 3, p. 410-422.

<sup>143</sup> AYAZ, Muhammad, et al. Biochar role in the sustainability of agriculture and environment. En: Sustainability. 2021, vol. 13, no. 3, p. 1330.

<sup>144</sup> NELSON, Nathan O., et al. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. En: Soil science. 2011, vol. 176, no. 5, p. 218-226.

potencial para reemplazar de manera parcial fertilizantes químicos<sup>145,146</sup>. El uso del digerido como biofertilizante, debido a su contenido de nutrientes, es una de las aplicaciones más prometedoras para minimizar y evitar impactos directos e indirectos en el medio ambiente y en la salud humana, además de mejorar la rentabilidad económica de los sistemas de producción de biogás<sup>147</sup>. Estudios han abordado el uso del digerido como biofertilizante para vegetales y se ha demostrado que son una fuente de nutrientes efectiva<sup>148,149</sup>. De igual forma, se ha estudiado el rendimiento sobre cultivo de maíz donde se encontró que el digerido aumentó el crecimiento del follaje de maíz en un 70% y el peso de las raíces en un 100%, respecto a el biochar y cultivos de microorganismos nativos derivados de suelos fértiles<sup>150</sup>. Por su parte, Zilio *et al*<sup>151</sup> reportaron resultados agronómicos equivalentes (% eficiencia) entre el digerido (85.3±10 %) y un fertilizante comercial (93.6 ±4.4%) en un cultivo de maíz.

La viabilidad del biochar y del digerido puede mejorarse aún más mediante su aplicación combinada. Esto permite cerrar el ciclo de reciclaje de nutrientes y garantizar una producción agrícola más limpia. Se ha reportado la adición del biochar directamente sobre el digerido y se evidenció valores más altos de rendimiento en la producción de tomate, que se relacionaron con el mayor crecimiento y fertilidad en términos del número de frutos por planta, peso del fruto y longitud del tallo<sup>152</sup>. De igual forma, Yan *et al*<sup>153</sup> reportaron que la adición de biochar encapsulado en el digerido mejoró su efectividad en el índice de contenido de clorofila, el peso fresco, el área foliar y la frecuencia de floración

---

<sup>145</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>146</sup> KOSZEL, Op. cit., p. 119-124.

<sup>147</sup> LAMOLINARA, Op. cit., p. 14-30.

<sup>148</sup> IOCOLI, Op. cit., p. 11-19

<sup>149</sup> FURUKAWA, Yuichiro; HASEGAWA, Hiroshi. Response of spinach and komatsuna to biogas effluent made from source-separated kitchen garbage. En: Journal of environmental quality. 2006, vol. 35, no. 5, p. 1939-1947.

<sup>150</sup> RODRÍGUEZ, Lylían; SALAZAR, Patricia; PRESTON, T. R. Effect of a culture of "native" microorganisms, biochar and biodigester effluent on the growth of maize in acid soils. En: Livestock Research for Rural Development. 2011, vol. 23, no. 10, p. 1-7.

<sup>151</sup> ZILIO, Massimo, et al. Using highly stabilized digestate and digestate-derived ammonium sulphate to replace synthetic fertilizers: The effects on soil, environment, and crop production. En: Science of the Total Environment. 2022, vol. 815, p. 152919.

<sup>152</sup> RONGA, Domenico, et al. Using digestate and biochar as fertilizers to improve processing tomato production sustainability. En: Agronomy. 2020, vol. 10, no. 1, p. 138.

<sup>153</sup> YAN, Miao, et al. Effects of digestate-encapsulated biochar on plant growth, soil microbiome and nitrogen leaching. En: Journal of Environmental Management. 2023, vol. 334, p. 117481.

de plantas ornamentales. Por su parte, Kizito *et al*<sup>154</sup> reportaron que la adición de biochar enriquecido con digerido mejoró la calidad del suelo, ya que proporcionó mayor materia orgánica (232%) y macronutrientes (110%) en comparación con el biochar no enriquecido. Además, el maíz cultivado en suelo enmendado con biochar enriquecido con digerido mostró un rendimiento de biomasa significativamente mayor que el cultivado en suelo sin biochar enriquecido, aunque ligeramente inferior a los rendimientos de los tratamientos con fertilizantes químicos.

El biochar también ha sido empleado en la DA como soporte orgánico para aumentar el rendimiento del proceso en términos de remoción de materia orgánica y producción de biogás. Respecto a los digeridos obtenidos en procesos de DA suplementados con biochar, investigaciones han destacado que este material favorece la biodisponibilidad y el equilibrio de nutrientes y minerales traza en el digerido<sup>155,156</sup>. Sin embargo, no existe información sobre el potencial fertilizante de los digeridos obtenidos de estos procesos. Por lo anterior, en este capítulo se el potencial fertilizante del digerido proveniente de la CoDA psicotrónica de EB y LS suplementada con BCMP. El potencial fertilizante del digerido se determinó evaluando la respuesta del desarrollo vegetal de plantas de lechuga romana (*Lactuca sativa* L var. longifolia). Adicionalmente, se analizaron los lixiviados derivados del cultivo y el efecto de la aplicación del digerido en las propiedades del suelo.

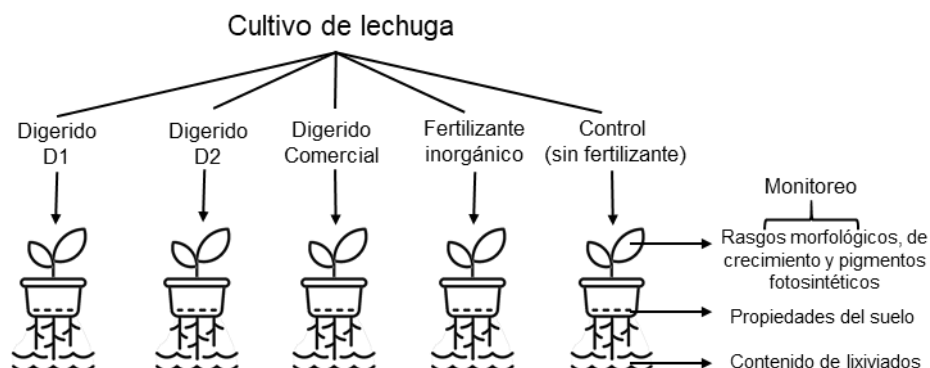
---

<sup>154</sup> KIZITO, Simon, et al. Role of nutrient-enriched biochar as a soil amendment during maize growth: Exploring practical alternatives to recycle agricultural residuals and to reduce chemical fertilizer demand. En: Sustainability. 2019, vol. 11, no. 11, p. 3211.

<sup>155</sup> IOCOLI, Op. cit., p. 105928.

<sup>156</sup> SHEN, Op. cit., p. 300-309.

## 2.1 METODOLOGÍA



**2.1.1 Material vegetal y condiciones del cultivo.** Los ensayos se realizaron en la Unidad de Crecimiento y Ecofisiología Vegetal - UCEV de la Escuela de Biología de la Universidad Industrial de Santander (UIS), Bucaramanga - Santander ( $7^{\circ}7'31.4''$  N  $73^{\circ}7.188'$  O, 960 m.s.n.m.). Durante la experimentación, la temperatura y luminosidad ambiente promedio diaria fueron de  $26 \pm 1$  °C y 5150 lux, respectivamente (**Anexo A**), medidas con sensores HOBO® Pendant® UA-002-64.

Se germinaron semillas orgánicas de lechuga romana (ANASAC, resolución ICA No. 003974 del 19 oct de 2011) en semilleros de plástico con alveolos de 4 cm de profundidad, a condiciones ambiente. Las plántulas de lechuga fueron trasplantadas después de un mes a macetas de aproximadamente un litro de capacidad (diámetro: 10.8 cm; altura: 15.3 cm). Las características del suelo usado en la experimentación se reportan en el **Anexo B**.

**2.1.2 Plan de fertilización para el cultivo.** Para el ciclo de cultivo de lechuga se evaluaron cuatro tratamientos (**Tabla 11**). También se incluyó un tratamiento control (T5), con el objetivo de comparar los resultados con y sin adición de fertilizante. Las características de los digeridos D1 y D2 se presentaron en el **Capítulo I** (tablas 5, 6, 7 y 8). Las características del fertilizante líquido orgánico comercial se detallan en el **Anexo C**.

**Tabla 11.** Tratamientos aplicados en el cultivo de lechuga romana

Tratamiento	Fertilizante
T1	Digerido del biodigestor no suplementado con biochar
T2	Digerido del biodigestor suplementado con biochar
T3	Digerido comercial
T4	Urea
T5	Sin fertilizante (Control)

La cantidad total de fertilizante a aplicar se puede definir con base a criterios como el balance de nutrientes en el sistema suelo-planta, requerimientos nutricionales del cultivo (N, P o K), contenido de materia orgánica o de metales pesados. Para el cultivo de lechuga se tomó como base el criterio del N, debido a que es el nutriente que presenta mayor influencia sobre el crecimiento y desarrollo de los cultivos hortícolas. Los requerimientos nutricionales de la lechuga se detallan en la **Tabla 12**.

**Tabla 12.** Requerimientos nutricionales de la Lechuga romana

Lechuga	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
	kg nutriente/ha		
Rango	120-140	30-50	180-230
Valor medio utilizado	130	40	205

Fuente: Adaptado de Méndez, Muñoz & Carrillo<sup>157</sup>

Los tratamientos se aplicaron mediante fertirrigación intermitente y su dosificación se realizó de acuerdo con la cantidad de nitrógeno que la lechuga absorbe en sus diferentes etapas de desarrollo vegetal. Adicionalmente, se consideraron los resultados de los ensayos de fitotoxicidad (**Capítulo I - Figura 3**) y la normativa colombiana para el uso de aguas residuales en la agricultura (Resolución 1256 MinAmbiente)<sup>158</sup>. En este sentido, los digeridos D1 y D2 se diluyeron a concentraciones entre el 9% y 13%.

<sup>157</sup> MÉNDEZ, José Antonio Albuquerque; MUÑOZ, M<sup>a</sup> Ángeles Bustamante; CARRILLO, Rafael Clemente. Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización. Los autores, 2011. p. 62.

<sup>158</sup> MINAMBIENTE, Op. cit., p. 1-6.

La cantidad de fertilizante requerido durante todo el ciclo de cultivo se aplicó en las siguientes proporciones: i) 25% del requerimiento total de nitrógeno durante las primeras 3 semanas después del trasplante, ii) 25% durante las siguientes dos semanas después del trasplante y iii) 50% entre las semanas 6 y 7 después del trasplante, siguiendo las instrucciones de Bianco & Pimpini<sup>159</sup>.

**2.1.3 Monitoreo del cultivo.** Se realizaron tres muestreos en las distintas fases del ciclo de cultivo de lechuga: la primera etapa abarcó los primeros 25 días después del trasplante (ddt), durante la formación de la roseta; la etapa intermedia comprendió el periodo desde los 26 a 40 ddt, en el inicio de la formación de la cabeza; y la etapa final transcurrió desde los 41 hasta los 60 ddt, coincidiendo con la conclusión de la fase de formación de cabeza.

En cada muestreo se analizaron los rasgos morfológicos, rasgos de crecimiento y pigmentos fotosintéticos en las plantas. Los rasgos morfológicos evaluados incluyeron el área foliar (AF) y el volumen de raíz. Respecto a los rasgos de crecimiento, se examinó la biomasa seca aérea y subterránea. Los pigmentos analizados fueron la clorofila total y los carotenoides.

Durante los muestreos se contabilizaron el número de hojas y se escanearon para determinar el AF usando el software de procesamiento de imágenes ImageJ<sup>®</sup>. El volumen de raíz se determinó por desplazamiento volumétrico. Las hojas y las raíces fueron sometidas a un proceso de secado en un horno a 70 °C durante 72 horas para determinar la biomasa seca aérea y subterránea de cada planta. Los pigmentos fotosintéticos se extrajeron a partir de discos foliares de 1 cm de diámetro en tubos de ensayos con 7 mL de dimetilsulfóxido (DMSO) a 65°C durante dos horas, modificando el protocolo descrito por Barnes *et al*<sup>160</sup>. El contenido de clorofila total (clorofila a + clorofila b) y carotenoides se determinó mediante espectrofotometría y se calculó según las siguientes ecuaciones:

---

<sup>159</sup> BIANCO, V. V.; PIMPINI, F. Lettuce (*Lactuca sativa* L). *Orticoltura*. Patron, Bologna, 1990, p. 270-319.

<sup>160</sup> BARNES, Jeremy D., et al. A reappraisal of the use of DMSO for the extraction and determination of chlorophylls a and b in lichens and higher plants. En: *Environmental and Experimental botany*. 1992, vol. 32, no. 2, p. 85-100.

- Clorofila a ( $\mu\text{g/mL}$ )

$$C_a = 12.47A^{665} - 3.62A^{649} \quad \text{Ecuación 3}$$

- Clorofila b ( $\mu\text{g/mL}$ )

$$C_b = 25.06A^{649} - 6.50A^{665} \quad \text{Ecuación 4}$$

- Carotenoides ( $\mu\text{g/mL}$ )

$$C_{x+c} = \frac{1000A^{480} - 1.29C_a - 53.78C_b}{220} \quad \text{Ecuación 5}$$

Adicionalmente, se analizaron los lixiviados y las propiedades del suelo en las tres etapas de desarrollo vegetal del cultivo. Los lixiviados de cada recipiente se recolectaron los días de fertirrigación y se analizaron para determinar las pérdidas de nutrientes ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ). La concentración de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  se determinó mediante test reactivos (Merck, Darmstadt, Alemania). Para determinar el efecto de la aplicación de los digeridos en el suelo, en los días de muestreo se extrajo suelo de las macetas y se analizó en función de su pH, CE, contenido de nitrógeno y COT, de acuerdo con los protocolos mencionados en el Manual de análisis de suelos, plantas y aguas para riego del ICA<sup>161</sup>.

**2.1.4 Diseño experimental y análisis estadístico.** Se utilizó un diseño experimental en bloques completos al azar, con cinco tratamientos y seis repeticiones para 30 unidades experimentales, con una planta en cada maceta y en cada etapa, para un total de 90 plantas en las tres etapas consideradas. A todos los datos obtenidos se le comprobó la normalidad por la prueba de Ryan-Joiner y la homogeneidad de varianzas según Bartlett. Los datos se analizaron mediante ANOVA unidireccional y las medias se examinaron mediante la prueba de Tukey ( $p \leq 0.05$ ). Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software MiniTab V.20 (versión de prueba).

<sup>161</sup> INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO. Manual de análisis de suelos, plantas y aguas para riego. Manual de asistencia técnica. 1989, no. 47.

## 2.2 RESULTADOS

**2.2.1 Rasgos morfológicos y crecimientos de las plantas.** La lechuga es uno de los cultivos para ensaladas más populares y ampliamente comercializados en todo el mundo<sup>162</sup>. Al ser una verdura de hoja, el área y la biomasa seca foliar son características principales que determinan su crecimiento y están estrechamente relacionadas con el desarrollo radicular. Las plántulas de lechuga romana se aleatorizaron y se dividieron equitativamente en cinco grupos para comparar el efecto de los tratamientos sobre el crecimiento de las plantas. El monitoreo de los rasgos morfológicos y de crecimiento se presenta en la **Figura 4**.

Durante las dos primeras etapas del cultivo (25 y 40 ddt) se observaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) sobre los rasgos morfológicos y de crecimiento, entre las plantas fertilizadas con el digerido del biodigestor suplementado con biochar (T2) y las plantas fertilizadas con urea (T4). Al final del ciclo de cultivo, las plantas fertilizadas con el digerido del biodigestor no suplementado (T1), T2 y T4 tuvieron un desarrollo foliar similar y significativamente superior a las fertilizadas con el digerido comercial (T3), alcanzando valores de área foliar entre 1516 y 1569 cm<sup>2</sup>/planta y de biomasa foliar seca entre 5.85 y 6 g/planta. Las plantas tratadas con T2 tuvieron un incremento aproximado del 30% y 43% en el área foliar y del 24% y 33% en biomasa foliar seca, comparadas con las tratadas con T3 y las no fertilizadas, respectivamente.

El fósforo y el calcio son esenciales para el almacenamiento y la transferencia de energía, y se han asociado con un mayor crecimiento de las raíces<sup>163</sup>. Respeto a la biomasa radicular, a pesar de que los digeridos aportan nutrientes como fósforo y calcio, al final del cultivo no se observaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) en el volumen y peso seco radicular entre todos los tratamientos. Esto puede atribuirse tanto a la baja cantidad de los digeridos aplicados como al aporte de estos nutrientes por parte del suelo, lo que

---

<sup>162</sup> GULLINO, Maria Lodovica; GILARDI, Giovanna; GARIBALDI, Angelo. En: Ready-to-eat salad crops: A plant pathogen's heaven. Plant disease, 2019, vol. 103, no. 9, p. 2153-2170.

<sup>163</sup> HAVLIN, John. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient. New Jersey: Prentice Hall. 2005. ISBN 0136268064

explicaría por qué el tratamiento control (T5) presentó rendimientos radiculares similares a los demás tratamientos.

En este estudio no se observaron diferencias en los rendimientos de biomasa entre las plantas tratadas con el digerido del proceso suplementado con BCMP y el digerido control, siendo similares a los obtenidos en las plantas fertilizadas con urea. Es importante destacar que con un 30% menos de digerido del proceso suplementado con BCMP (T2) se fertilizaron la misma cantidad de plantas de lechugas que con el digerido control (T1). Diversos estudios han reportado que los fertilizantes orgánicos aumentan el rendimiento de las plantas porque estimulan su desarrollo y le proporcionan una fuente de nutrientes a largo plazo, a la vez que mantienen la salud del suelo<sup>164,165,166</sup>. Hernández *et al*<sup>167</sup> encontraron que el compost, utilizado como alternativa a la fertilización inorgánica convencional en dos ciclos sucesivos de lechuga, no aumentó significativamente los rendimientos en el primer ciclo, pero resultó en mayores rendimientos en el segundo ciclo en comparación con la fertilización inorgánica sola. Por su parte, Lee *et al*<sup>168</sup> reportaron que la adición de digerido mezclado con biochar produjo plantas de pasto varilla con peso foliar y radicular similar a las plantas tratadas con urea, pero mayor en comparación con las plantas que recibieron únicamente digerido.

---

<sup>164</sup> MOREIRA, M. A., et al. Lettuce production according to different sources of organic matter and soil cover. En: *Agricultural Sciences*. 2014, vol. 5, no. 2, p. 99-105.

<sup>165</sup> CALISKAN, Sevgi; YETISIR, Halit; KARANLIK, Sema. Combined use of green manure and farmyard manure allows better nutrition of organic lettuce. En: *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 2014, vol. 42, no. 1, p. 248-254.

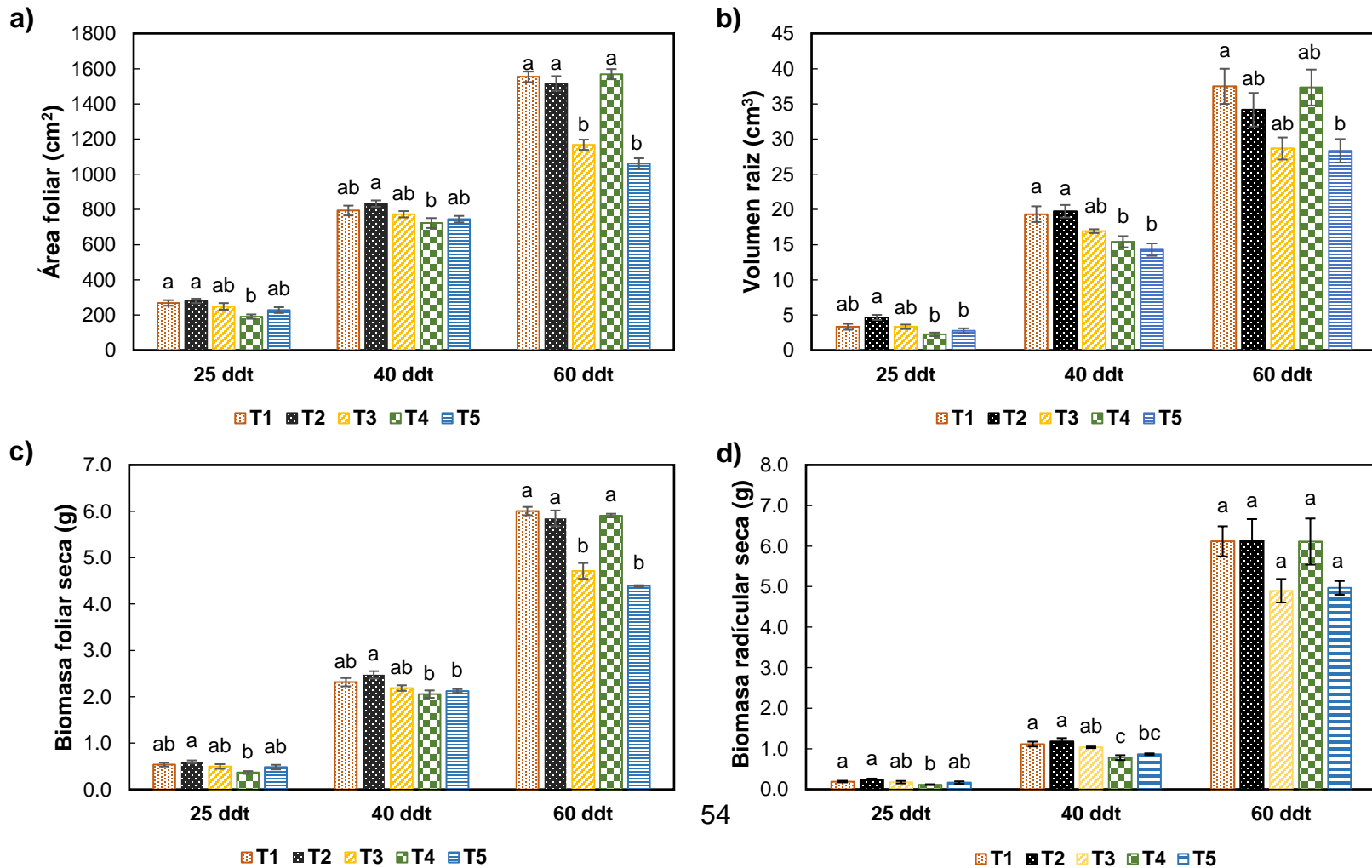
<sup>166</sup> ASING, Janice, et al. Assessment of nitrogen losses from urea and an organic manure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions. En: *Soil Research*. 2008, vol. 46, no. 7, p. 535-541.

<sup>167</sup> HERNÁNDEZ, Teresa, et al. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. En: *Soil and Tillage Research*. 2016, vol. 160, p. 14-22.

<sup>168</sup> LEE, Op. cit., p. 105928.

**Figura 4.** Efecto de los fertilizantes sobre el crecimiento de Lechuga Romana: a) área foliar; b) volumen de raíz; c) biomasa foliar seca; d) biomasa radicular seca.

T1: digerido de la digestión anaerobia sin suplementación con biochar, T2: digerido de la digestión anaerobia suplementada con biochar, T3: digerido comercial, T4: fertilizante comercial (Urea), T5: control. ddt: días después del trasplante. Barras con letras diferentes en cada variable y etapa indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0.05$ )



**2.2.3 Pigmentos fotosintéticos de las plantas.** El nitrógeno es un nutriente fundamental para el crecimiento óptimo y la producción de cualquier cultivo<sup>169,170</sup>. En el caso de las plantas de lechuga, este nutriente no solo es esencial para el desarrollo adecuado del follaje, sino que es clave en la síntesis de la clorofila y los carotenoides, que reflejan el estado nutricional de la planta<sup>171</sup>. La clorofila es un pigmento sensible a las condiciones de crecimiento de las plantas<sup>172</sup> y es la responsable de la absorción de la luz que impulsa la fotosíntesis<sup>173</sup>. Por su parte, los carotenoides, al igual que la clorofila, funcionan en la captación de luz y desempeñan funciones importantes en la foto protección al apagar los radicales libres, el oxígeno singlete y otras especies reactivas<sup>174</sup>.

La **Tabla 13** reporta el contenido de pigmentos fotosintéticos en las plantas para cada etapa de cultivo. En la primera etapa de cultivo (25 ddt), las plantas fertilizadas con T2 presentaron el contenido más alto de clorofila a ( $19.32 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ) y carotenoides ( $4.84 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ), mientras que las plantas fertilizadas con T3 tuvieron el mayor contenido de clorofila b ( $6.84 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ). Sin embargo, en esta etapa, no se observó un comportamiento significativo entre todas las plantas. Al finalizar la segunda etapa del cultivo (40 ddt), las plantas no fertilizadas y fertilizadas con T3 presentaron el menor contenido de clorofila y carotenoides comparadas con las fertilizadas con los digeridos T1 y T2 y las fertilizadas con urea (T4). Aunque el contenido de clorofila en las plantas no fertilizadas aumentó un 24% y en las plantas del tratamiento T3 un 30%, debido al crecimiento propio de la planta y al aporte nutricional del suelo, estos incrementos fueron significativamente menores en comparación con los obtenidos con los digeridos T1 y T2 ( $p>0.05$ ). El contenido de

---

<sup>169</sup> MÖLLER, Kurt, et al. Impact and interaction of nitrogen and *Phytophthora infestans* as yield-limiting and yield-reducing factors in organic potato (*Solanum tuberosum* L.) crops. En: *Potato Research*. 2006, vol. 49, no. 4, p. 281-301.

<sup>170</sup> ADDISCOTT, Tom M.; WHITMORE, Andy P.; POWLSON, David S. *Farming, fertilizers and the nitrate problem*. CABI International, Wallingford, Oxon (CABI). 1991.

<sup>171</sup> OTTAIANO, Lucia, et al. Biostimulant application under different nitrogen fertilization levels: Assessment of yield, leaf quality, and nitrogen metabolism of tunnel-grown lettuce. En: *Agronomy*. 2021, vol. 11, no. 8, p. 1613.

<sup>172</sup> CALDWELL, Charles R.; BRITZ, Steven J. Effect of supplemental ultraviolet radiation on the carotenoid and chlorophyll composition of green house-grown leaf lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivars. En: *Journal of Food Composition and Analysis*. 2006, vol. 19, no. 6-7, p. 637-644.

<sup>173</sup> YAN, Zhengnan, et al. Leaf anatomy, photosynthesis and chlorophyll fluorescence of lettuce as influenced by arbuscular mycorrhizal fungi under high temperature stress. En: *Scientia Horticulturae*. 2021, vol. 280, p. 109933.

<sup>174</sup> SIEFERMANN-HARMS, Dorothea. The light-harvesting and protective functions of carotenoids in photosynthetic membranes. En: *Physiologia Plantarum*. 1987, vol. 69, no. 3, p. 561-568.

carotenoides en las plantas no fertilizadas y fertilizadas con el digerido comercial no experimentaron ningún incremento durante las últimas dos etapas del cultivo.

Al finalizar el ciclo de cultivo (60 ddt), las plantas fertilizadas con T1, T2 y T4 presentaron el contenido más alto de clorofila y también el contenido más alto de carotenoides. Dado que la clorofila y los carotenoides están asociados al cloroplasto, es de esperarse que estén altamente correlacionados<sup>175,176</sup>. Sin embargo, el contenido de clorofila total presentó una reducción en todas las plantas, principalmente debido a la disminución de la clorofila b. Esto se debió a que el cultivo finalizó su ciclo de crecimiento vegetativo y entró en el proceso reproductivo (floración) y de senescencia (envejecimiento), lo que ocasiona una disminución en el metabolismo de la planta<sup>177</sup>. Cuando la planta entra en esta etapa, el mecanismo fotosintético se reduce debido a que el nitrógeno se destina para la producción de biomasa y no para la producción de pigmentos como la clorofila. Resultados similares fueron reportados por Yan *et al*<sup>178</sup>, quienes evaluaron el efecto de un digerido encapsulado con biochar en el índice de clorofila de verbena azul (*Stachytarpheta jamaicensis*) encontrando que, al final del ciclo del cultivo, no se presentaron diferencias entre las plantas tratadas con un digerido recolectado de un biodigestor mesofílico que trata residuos de alimentos, el digerido encapsulado con biochar obtenido mediante pirolisis de residuos hortícolas y un fertilizante comercial.

---

<sup>175</sup> CALDWELL, Op. cit., p. 637-644.

<sup>176</sup> MOU, Beiquan. Genetic variation of beta-carotene and lutein contents in lettuce. En: Journal of the American Society for Horticultural Science. 2005, vol. 130, no. 6, p. 870-876.

<sup>177</sup> OODÉN, Larry D.; GUIAMÉT, Juan J.; JOHN, Isaac. Senescence mechanisms. En: Physiologia plantarum, 1997, vol. 101, no. 4, p. 746-753.

<sup>178</sup> YAN, Op. cit., p. 117481.

**Tabla 13.** Efecto de los fertilizantes sobre el contenido de pigmentos fotosintéticos en las plantas.

<b>Etapa</b>	<b>Tratamiento</b>	<b>chl a (<math>\mu\text{g}/\text{cm}^2</math>)</b>	<b>chl b (<math>\mu\text{g}/\text{cm}^2</math>)</b>	<b>Carotenoides (<math>\mu\text{g}/\text{cm}^2</math>)</b>	<b>chl a/chl b</b>	<b>Chl total (a+b) (<math>\mu\text{g}/\text{cm}^2</math>)</b>	<b>Chl total/Carotenoides</b>
25 ddt	T1	17.60 $\pm$ 0.59 <sup>a</sup>	5.52 $\pm$ 0.22 <sup>a</sup>	4.43 $\pm$ 0.15 <sup>ab</sup>	3.19 $\pm$ 0.06 <sup>ab</sup>	23.12 $\pm$ 0.79 <sup>a</sup>	5.22 $\pm$ 0.03 <sup>a</sup>
	T2	19.32 $\pm$ 1.00 <sup>a</sup>	5.99 $\pm$ 0.60 <sup>a</sup>	4.84 $\pm$ 0.24 <sup>a</sup>	3.30 $\pm$ 0.17 <sup>a</sup>	25.32 $\pm$ 1.53 <sup>a</sup>	5.21 $\pm$ 0.07 <sup>a</sup>
	T3	16.64 $\pm$ 0.45 <sup>a</sup>	6.84 $\pm$ 0.55 <sup>a</sup>	4.29 $\pm$ 0.12 <sup>ab</sup>	2.50 $\pm$ 0.18 <sup>c</sup>	23.48 $\pm$ 0.74 <sup>a</sup>	5.48 $\pm$ 0.17 <sup>a</sup>
	T4	16.50 $\pm$ 0.35 <sup>a</sup>	5.10 $\pm$ 0.08 <sup>a</sup>	4.08 $\pm$ 0.10 <sup>b</sup>	3.23 $\pm$ 0.05 <sup>a</sup>	21.60 $\pm$ 0.41 <sup>a</sup>	5.30 $\pm$ 0.04 <sup>a</sup>
	T5	17.22 $\pm$ 0.83 <sup>a</sup>	6.84 $\pm$ 0.45 <sup>a</sup>	4.45 $\pm$ 0.18 <sup>ab</sup>	2.58 $\pm$ 0.23 <sup>a</sup>	24.06 $\pm$ 0.91 <sup>a</sup>	5.42 $\pm$ 0.10 <sup>a</sup>
40 ddt	T1	23.28 $\pm$ 0.96 <sup>a</sup>	11.81 $\pm$ 0.49 <sup>b</sup>	5.83 $\pm$ 0.23 <sup>a</sup>	1.99 $\pm$ 0.11 <sup>b</sup>	35.10 $\pm$ 1.07 <sup>a</sup>	6.03 $\pm$ 0.11 <sup>ab</sup>
	T2	22.25 $\pm$ 0.94 <sup>a</sup>	14.00 $\pm$ 0.55 <sup>a</sup>	5.65 $\pm$ 0.23 <sup>a</sup>	1.60 $\pm$ 0.09 <sup>c</sup>	36.25 $\pm$ 1.10 <sup>a</sup>	6.43 $\pm$ 0.15 <sup>ab</sup>
	T3	17.20 $\pm$ 0.39 <sup>b</sup>	13.26 $\pm$ 0.53 <sup>ab</sup>	4.53 $\pm$ 0.14 <sup>b</sup>	1.31 $\pm$ 0.07 <sup>c</sup>	30.46 $\pm$ 0.47 <sup>b</sup>	6.76 $\pm$ 0.22 <sup>a</sup>
	T4	24.13 $\pm$ 0.99 <sup>a</sup>	9.54 $\pm$ 0.46 <sup>c</sup>	5.90 $\pm$ 0.29 <sup>a</sup>	2.54 $\pm$ 0.10 <sup>a</sup>	33.68 $\pm$ 1.31 <sup>ab</sup>	5.73 $\pm$ 0.12 <sup>b</sup>
	T5	16.74 $\pm$ 0.74 <sup>b</sup>	13.20 $\pm$ 0.57 <sup>ab</sup>	4.50 $\pm$ 0.19 <sup>b</sup>	1.28 $\pm$ 0.07 <sup>c</sup>	29.94 $\pm$ 0.97 <sup>b</sup>	6.69 $\pm$ 0.26 <sup>a</sup>
60 ddt	T1	24.51 $\pm$ 0.88 <sup>a</sup>	8.34 $\pm$ 0.36 <sup>a</sup>	6.41 $\pm$ 0.15 <sup>a</sup>	2.98 $\pm$ 0.19 <sup>a</sup>	32.85 $\pm$ 0.79 <sup>ab</sup>	5.13 $\pm$ 0.07 <sup>a</sup>
	T2	22.75 $\pm$ 0.44 <sup>a</sup>	7.03 $\pm$ 0.08 <sup>b</sup>	6.07 $\pm$ 0.09 <sup>a</sup>	3.24 $\pm$ 0.06 <sup>a</sup>	29.80 $\pm$ 0.47 <sup>b</sup>	4.91 $\pm$ 0.06 <sup>ab</sup>
	T3	13.48 $\pm$ 0.34 <sup>b</sup>	4.23 $\pm$ 0.12 <sup>c</sup>	4.03 $\pm$ 0.13 <sup>b</sup>	3.20 $\pm$ 0.13 <sup>a</sup>	17.71 $\pm$ 0.32 <sup>c</sup>	4.42 $\pm$ 0.15 <sup>bc</sup>
	T4	25.11 $\pm$ 1.14 <sup>a</sup>	8.32 $\pm$ 0.23 <sup>a</sup>	6.58 $\pm$ 0.22 <sup>a</sup>	3.02 $\pm$ 0.13 <sup>a</sup>	33.43 $\pm$ 1.24 <sup>a</sup>	5.08 $\pm$ 0.06 <sup>a</sup>
	T5	13.42 $\pm$ 0.43 <sup>b</sup>	4.26 $\pm$ 0.10 <sup>c</sup>	4.26 $\pm$ 0.18 <sup>b</sup>	3.15 $\pm$ 0.07 <sup>a</sup>	17.68 $\pm$ 0.51 <sup>c</sup>	4.19 $\pm$ 0.20 <sup>c</sup>

T1: digerido de la digestión anaerobia sin suplementación con biochar, T2: digerido de la digestión anaerobia suplementada con biochar, T3: digerido comercial, T4: fertilizante comercial (Urea), T5: control.

ddt: días después del trasplante, chl: clorofila.

Promedio  $\pm$  Error estándar, n=6. Promedios con letras diferentes en cada variable y etapa indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0.05$ )

**2.2.4 Contenido de Lixiviados.** La lixiviación de nutrientes es el movimiento descendente de los nutrientes disueltos en el perfil del suelo con el agua que se filtra<sup>179</sup>. Los nutrientes que se lixivian por debajo de la zona de raíces de la vegetación se pierden al menos temporalmente del sistema, aunque pueden reciclarse si las raíces crecen más profundamente. Estos nutrientes que no son absorbidos completamente por los cultivos pueden perderse del campo a través de vías como la volatilización, la escorrentía superficial o la lixiviación a las aguas subterráneas, causando pérdidas económicas y contaminación ambiental<sup>180</sup>. Entender la lixiviación de nutrientes en suelos agrícolas fertilizados es crucial por varias razones: afecta la salud humana y animal, deteriora la calidad del agua y provoca eutrofización al aumentar la productividad del fitoplancton. Además, representa una pérdida económica significativa para los agricultores<sup>181</sup>.

La **Figura 5** reporta los niveles de lixiviados de todos los tratamientos en las tres etapas del cultivo. Los mayores niveles de lixiviación se presentaron en la última etapa de cultivo, excepto para los nitratos. Esto se debió principalmente al aumento en la cantidad de tratamiento aplicado y al volumen de agua de riego, requeridos por las necesidades de la planta en esta etapa.

Los resultados indicaron que la menor cantidad de nutrientes N lixiviados se presentó en las plantas fertirregadas con el tratamiento T4, seguidas de las tratadas con el tratamiento T3, mientras que las plantas tratadas con los tratamientos digeridos T2 y T1 mostraron los niveles más altos. Específicamente, los lixiviados de los tratamientos T1 y T2 presentaron los mayores contenidos de  $\text{NH}_4^+$  (4.85% y 1.58%, respectivamente) y  $\text{NO}_2^-$  (0.012% y 0.09%, respectivamente). El mayor contenido de  $\text{NH}_4^+$  lixiviado en T1 y T2 se debe a que el nitrógeno en los digeridos se encuentra principalmente en forma de

---

<sup>179</sup> LEHMANN, J.; SCHROTH, G. Nutrient leaching. En *Trees, crops and soil fertility: concepts and research methods*. Wallingford UK: CABI publishing. 2002. p. 151-166.

<sup>180</sup> LUNDELL, Y.; JOHANNISSON, C.; HÖGBERG, P. Ion leakage after liming or acidifying fertilization of Swedish forests—a study of lysimeters with and without active tree roots. En: *Forest ecology and management*. 2001, vol. 147, no. 2-3, p. 151-170.

<sup>181</sup> RASHMI, I., et al. Leaching of plant nutrients from agricultural lands. *Essential Plant Nutrients: Uptake, Use Efficiency, and Management*. 2017, p. 465-489.

NH<sub>4</sub>-N<sup>182,183</sup>. Además, los tratamientos T1 y T2 lixiviaron la mayor cantidad de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, comparados con lo lixiviado por el digerido comercial (tratamiento T3), siendo que T2 lixivió aproximadamente un 80% menos PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> que T1. Los menores contenidos de nutrientes lixiviados en T2 comparados con los lixiviados en T1 sugieren que el digerido obtenido de la DA suplementada con BCMP puede ser una alternativa para la reducción de la eutrofización en sistemas agrícolas.

Los resultados anteriores son consistentes con los reportados por Yan et al<sup>184</sup>, quienes encontraron que el digerido encapsulado en biochar resultó en un 17% menos de lixiviación en comparación con el uso exclusivo de digerido en un cultivo de *Stachytarpheta jamaicensis*. Se ha sugerido que el uso del biochar disminuye la lixiviación de compuestos nitrogenados en la agricultura herbácea y la horticultura en suelos arenosos, lo que reduciría la dosis requerida de N por área de cultivo<sup>185</sup>. Saah et al<sup>186</sup> reportaron que el biochar puede reducir la tasa de N inorgánica recomendada de lechuga en la mitad (62.5 kg/ha) y aun así alcanzar un buen rendimiento con fertilidad del suelo posterior a la cosecha mejorada. Lo anterior tiene implicaciones para los costos de producción de los agricultores, la gestión de residuos agrícolas y las estrategias de mitigación del cambio climático.

---

<sup>182</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>183</sup> MORTOLA, Natalia, et al. Potential use of a poultry manure digestate as a biofertiliser: Evaluation of soil properties and *Lactuca sativa* growth. En: *Pedosphere*. 2019, vol. 29, no. 1, p. 60-69.

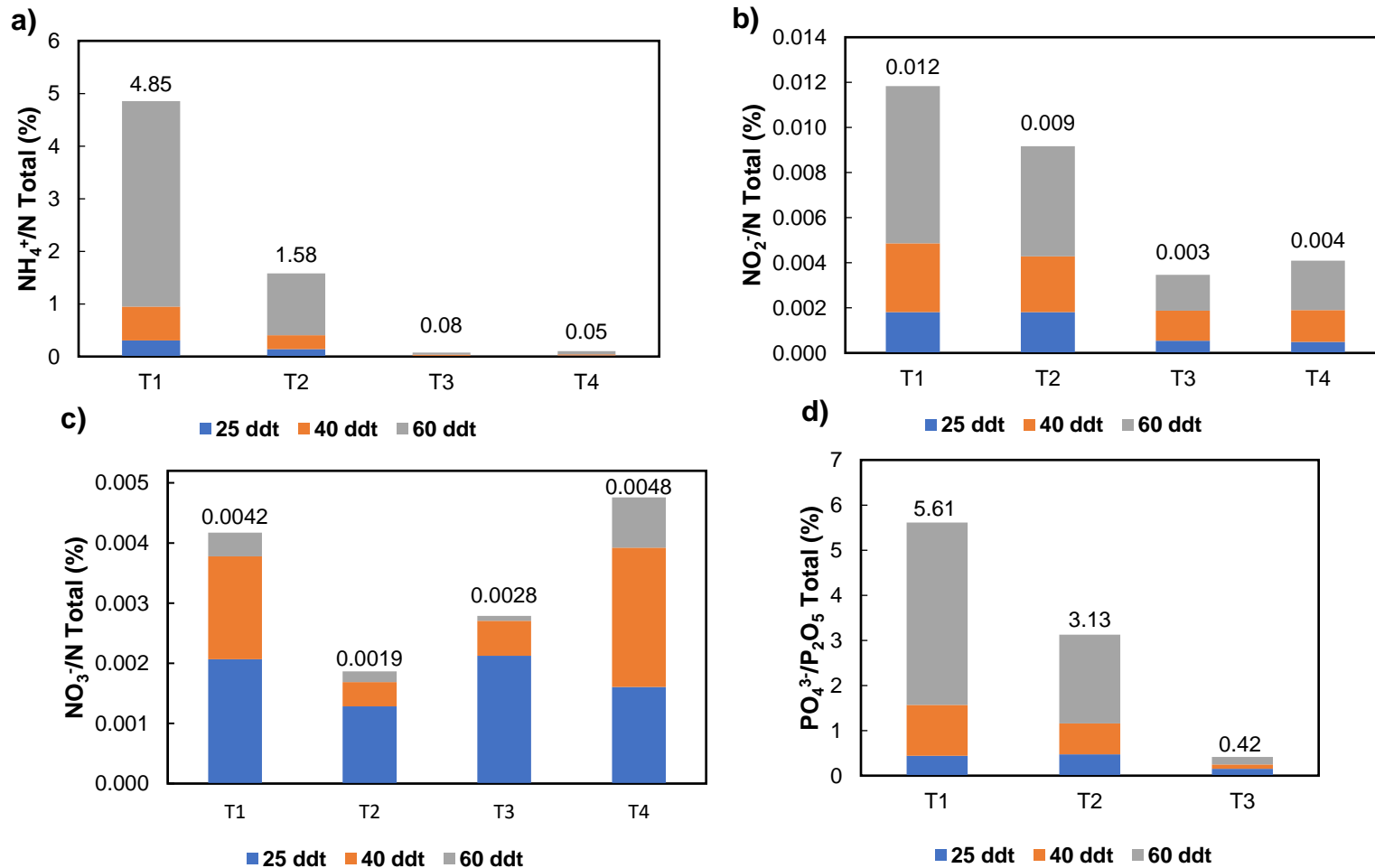
<sup>184</sup> YAN, Op. cit., p. 117481.

<sup>185</sup> BORCHARD, Nils, et al. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N<sub>2</sub>O emissions: a meta-analysis. En: *Science of the Total Environment*. 2019. vol. 651, p. 2354-2364.

<sup>186</sup> SAAH, Konadu Jennifer Ama; KABA, James S.; ABUNYEWA, Akwasi A. Inorganic nitrogen fertilizer, biochar particle size and rate of application on lettuce (*Lactuca sativa* L.) nitrogen use and yield. En: *All Life*. 2022, vol. 15, no. 1, p. 624-635.

**Figura 5.** Lixiviados en cada tratamiento durante el cultivo de lechuga romana: a)  $\text{NH}_4^+$  lixiviado; b)  $\text{NO}_2^-$  lixiviado; c)  $\text{NO}_3^-$  lixiviado; d)  $\text{PO}_4^{3-}$  lixiviado.

T1: digerido de la digestión anaerobia sin suplementación con biochar, T2: digerido de la digestión anaerobia suplementada con biochar, T3: digerido comercial, T4: fertilizante comercial (Urea), T5: control. ddt: días después del trasplante.



**2.2.4 características del suelo durante el cultivo.** El uso de fertilizantes o enmiendas orgánicas puede modificar las condiciones del suelo debido a su materia orgánica y nutrientes, lo que a largo plazo puede alterar características como el pH y la población microbiana, aumentando así la disponibilidad de macronutrientes<sup>187,188,189</sup>. En la **Figura 6** se ilustra el efecto de la aplicación de los tratamientos en el suelo durante un ciclo de cultivo de lechuga. Aunque al finalizar la primera etapa de cultivo (25 ddt) los suelos que recibieron fertirriego con los tratamientos T1 y T2 presentaron los valores más altos de CE (0.40 y 0.31 dS/m, respectivamente), estos fueron inferior al umbral de 4 dS/m para suelo salino<sup>190</sup>. Al final de la última etapa del ciclo de cultivo (60 ddt) no se evidenciaron diferencias en la CE entre los cinco tratamientos (**Figura 6a**). El pH y el carbono orgánico del sustrato no se vieron afectados por la adición de ningún tratamiento (**Figuras 6b y 6c**, respectivamente). Todos los suelos mostraron valores promedio durante el ciclo de cultivo de pH (de 4.6 a 4.8) y valores similares de carbono orgánico.

Las concentraciones de  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  del suelo se presentan en las **Figuras 6d y 6e**, respectivamente.  $\text{NH}_4\text{-N}$ , como nutriente dominante, osciló entre 250 y 770 mg/kg en los cinco tratamientos dentro de las dos primeras etapas del cultivo. Específicamente, los niveles más altos de  $\text{NH}_4\text{-N}$  se observaron para los tratamientos usando urea y agua (T4 y T5) en las primeras dos etapas de cultivo. Las concentraciones de  $\text{NO}_3\text{-N}$ , se detectaron en niveles más bajos, entre 100 y 330 mg/kg. Respecto al contenido de fósforo soluble, el mayor contenido en el suelo se observó en las dos primeras etapas de cultivo, alrededor de los 50–60 mg/kg. Al final del cultivo, los niveles de  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  en el suelo fueron similares para todos los tratamientos, mostrando un comportamiento similar. Las disminuciones en el suelo de nitrógeno amoniacal y fosfatos solubles al finalizar el

---

<sup>187</sup> SUN, Ruibo, et al. Bacterial diversity in soils subjected to long-term chemical fertilization can be more stably maintained with the addition of livestock manure than wheat straw. En: *Soil Biology and Biochemistry*. 2015, vol. 88, p. 9-18.

<sup>188</sup> RUTKOWSKA, B., et al. Soil micronutrient availability to crops affected by long-term inorganic and organic fertilizer applications. En: *Plant, Soil and Environment*. 2014, vol. 60, no. 5, p. 198-203.

<sup>189</sup> BHATTACHARYYA, Ranjan, et al. Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat–soybean rotation. En: *Soil and Tillage Research*. 2007, vol. 94, no. 2, p. 386-396.

<sup>190</sup> YAN, Op. cit., p. 117481.

cultivo pueden estar asociadas a la absorción de nutrientes por las plantas y a la lixiviación de estos en las macetas, proceso acelerado principalmente al mayor nivel de riego y al suelo arenoso usado en este estudio.

Los resultados anteriores sugieren que la adición de digeridos no afectó las propiedades del suelo, al menos en un ciclo de cultivo. Resultados similares fueron reportados por Hernández et al<sup>191</sup> quienes encontraron que después de la primera cosecha, se observaron pocas diferencias entre los suelos tratados orgánica (compost) e inorgánicamente en cuanto a las concentraciones de nutrientes y aniones. Sin embargo, después de dos cultivos sucesivos de lechuga, todos los suelos tratados orgánicamente mostraron concentraciones significativamente más altas de carbono orgánico, N y P total que los suelos tratados solo con fertilización inorgánica. Por otro lado, Zilio<sup>192</sup> quienes evaluaron el efecto de uso de digeridos estables sobre las características del suelo, y encontraron que después de tres temporadas consecutivas de cultivo de maíz, los suelos fertilizados con los digeridos, en comparación con los fertilizados con fertilizantes sintéticos, no mostraron diferencias significativas ni en sus características químicas, ni en la acumulación de compuestos orgánicos e inorgánicos.

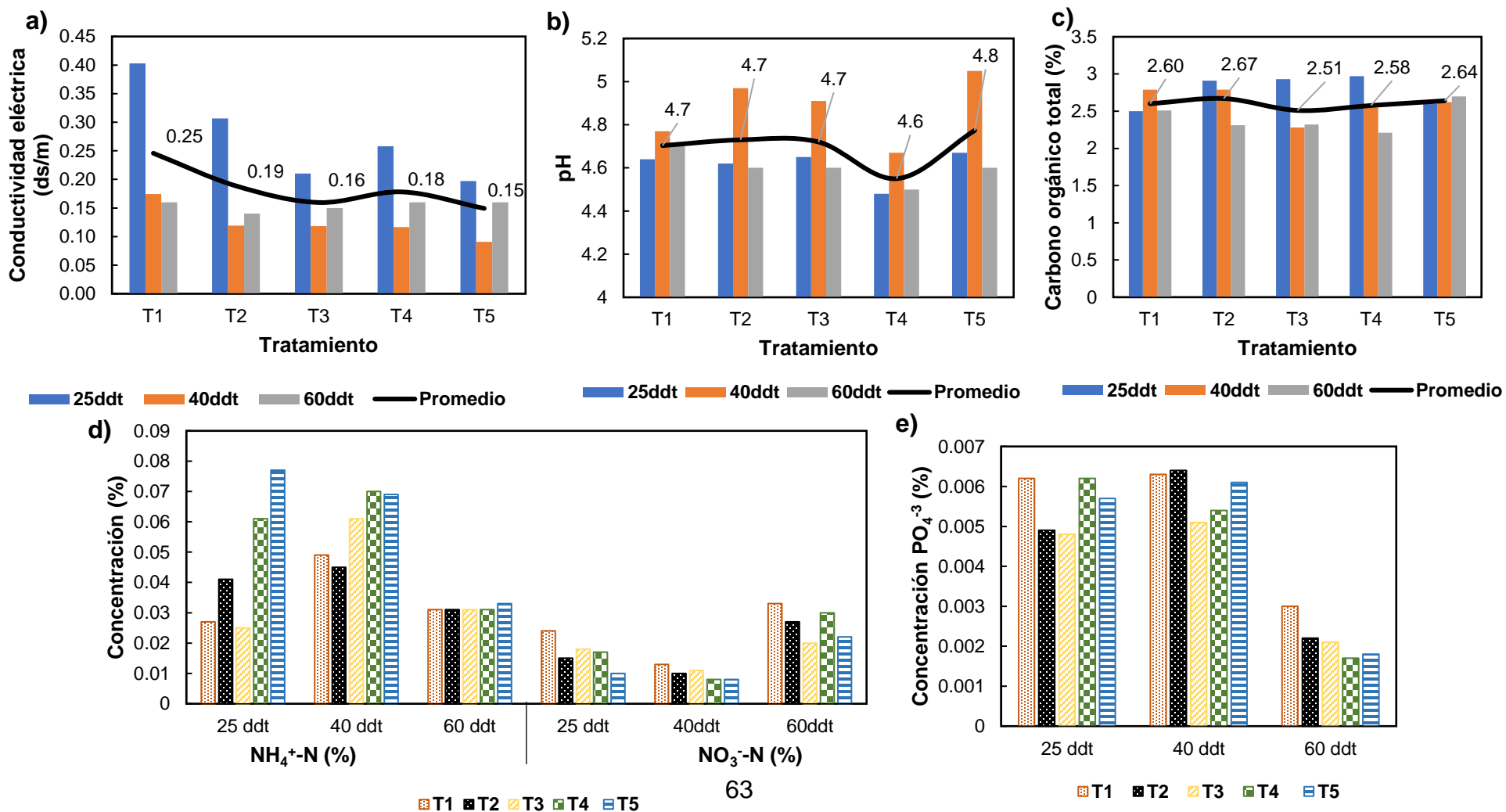
---

<sup>191</sup> HERNÁNDEZ, Op. cit., p. 14-22.

<sup>192</sup> ZILIO, Op. cit., p. 152919.

**Figura 6.** Características fisicoquímicas del sustrato durante el cultivo: a) conductividad eléctrica; b) pH; c) carbono orgánico total; d) concentración de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  y  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ; e) concentración de  $\text{PO}_4^{3-}$ .

T1: digerido de la digestión anaerobia sin suplementación con biochar, T2: digerido de la digestión anaerobia suplementada con BCMP, T3: digerido comercial, T4: fertilizante comercial (Urea), T5: control. ddt: días después del trasplante.



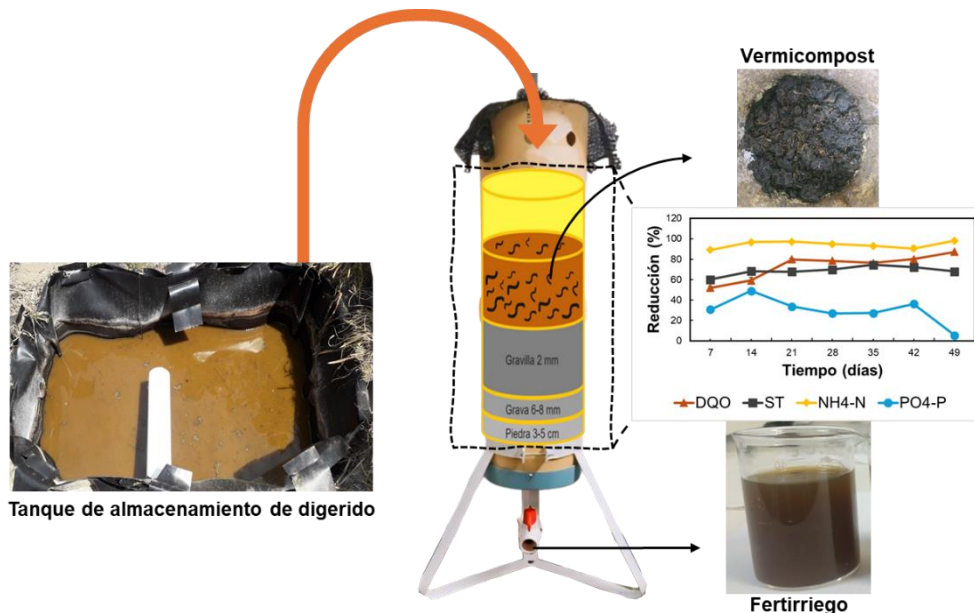
## 2.3 CONCLUSIONES

La integración del biochar en el proceso de CoDA bajo condiciones psicrtotróficas es una buena estrategia para producir un fertilizante de base biológica, con rendimientos en biomasa (11.98 g/planta) y clorofila (29.80  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ) similares al de un fertilizante sintético comercial (12.02 g biomasa/planta, 33.43  $\mu\text{g}$  clorofila/ $\text{cm}^2$ ) en cultivos hortícolas de ciclo corto, como la lechuga romana. Los rendimientos de las plantas de lechuga fertirrigadas con los digeridos son comparables entre sí. Sin embargo, con el digerido suplementado con biochar, debido a su mayor contenido de nitrógeno, se podría fertilizar un 30% más de plantas de lechuga.

La suplementación con biochar puede ser una alternativa para reducir la eutrofización en sistemas agrícolas causado por el uso de los digeridos anaerobios, al reducir en un 67% y 50% la lixiviación de amonio y fosfato, respectivamente.

### CAPÍTULO III

## VERMIFILTRACIÓN COMO POSTRATAMIENTO DEL DIGERIDO PARA SU APLICACIÓN SEGURA EN PEQUEÑAS FINCAS

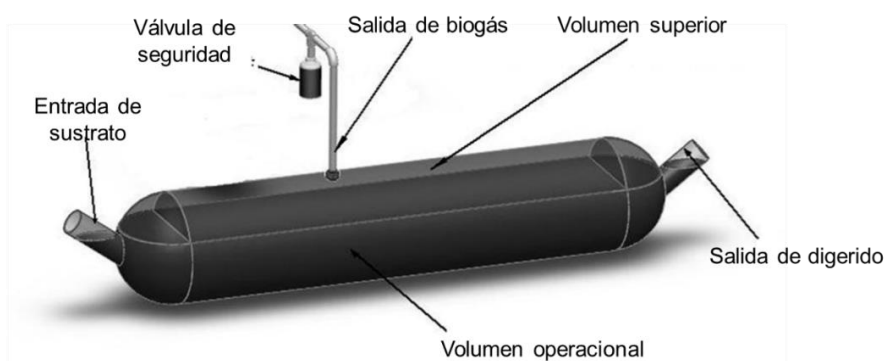


**Resumen:** En este capítulo se evaluó un sistema de vermifiltración como postratamiento para un digerido producido en un biodigestor tubular doméstico, suplementado con biochar de madera pino y que opera bajo condiciones psicotróficas. El digerido se caracterizó por un bajo contenido de sólidos y un pH alcalino, con elevada materia orgánica remanente. Aunque el digerido es microbiológicamente seguro, por su baja concentración de nutrientes no clasifica como biofertilizante o enmendador y su alta conductividad eléctrica limita su uso como agua de riego, requiriendo postratamiento. La vermifiltración redujo hasta un 90% el contenido de materia orgánica y hasta un 97% el nitrógeno amoniacal del digerido. El vermicompost resultante, aunque con alta humedad (67.5%), es valioso para mejorar la fertilidad del suelo debido a su buena estabilización, alto contenido de carbono orgánico (17.2%) y nutrientes. El efluente, a pesar de la ausencia de patógenos y una moderada concentración de nutrientes, presenta una alta conductividad eléctrica y niveles de nitratos que superan los límites para uso agrícola, necesitando tratamiento adicional. En general, la vermifiltración puede considerarse una opción adecuada de postratamiento para el digerido de digestores de baja tecnología, permitiendo su reutilización agrícola segura e impulsando la bioeconomía circular en granjas de pequeña escala.

**Palabras clave:** Tratamiento de digeridos, vermifiltración, vermicompost.

Los digestores de baja tecnología son ampliamente utilizados para la digestión anaerobia en las zonas rurales de Latinoamérica<sup>193,194,195</sup>. Estos sistemas consisten en una bolsa de polietileno de alta o baja densidad, con una entrada para alimentación y dos salidas de PVC, una para la descarga del digerido y otra para la salida del biogás (**Figura 7**). El biogás producido se recolecta en un reservorio también de polietileno. Estos digestores no cuentan con sistemas de agitación ni de calentamiento, lo que los hace accesibles y económicos, de ahí su denominación como sistemas de bajo costo. Los beneficios de estos biodigestores incluyen la estabilización de materia orgánica (principalmente estiércoles), la producción de biogás como combustible renovable, la reducción de GEI y el uso agronómico del digerido<sup>196</sup>.

**Figura 7.** Diagrama de un biodigestor tubular. Adaptado de Garfi *et al*<sup>197</sup>.



El uso agronómico del digerido ofrece varias ventajas, como potenciar el crecimiento y la calidad de los cultivos, actuar como enmienda del suelo y mitigar las emisiones de GEI<sup>198</sup>. Sin embargo, la aplicación directa del digerido al suelo puede no ser ni factible debido a la normativa, ni segura debido a su mala calidad. Particularmente, los digeridos producidos en biodigestores de bajo costo, especialmente en zonas psicotróficas, deben

<sup>193</sup> TAVERA-RUIZ, Op. cit., p. 113097.

<sup>194</sup> GARFI, Op. cit., p. 599-614.

<sup>195</sup> FERRER-MARTÍ, Laia, et al. A multi-criteria decision support tool for the assessment of household biogas digester programmes in rural areas. A case study in Peru. En: Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2018, vol. 95, p. 74-83.

<sup>196</sup> GARFI, Op. cit., p. 599-614.

<sup>197</sup> Ibid.

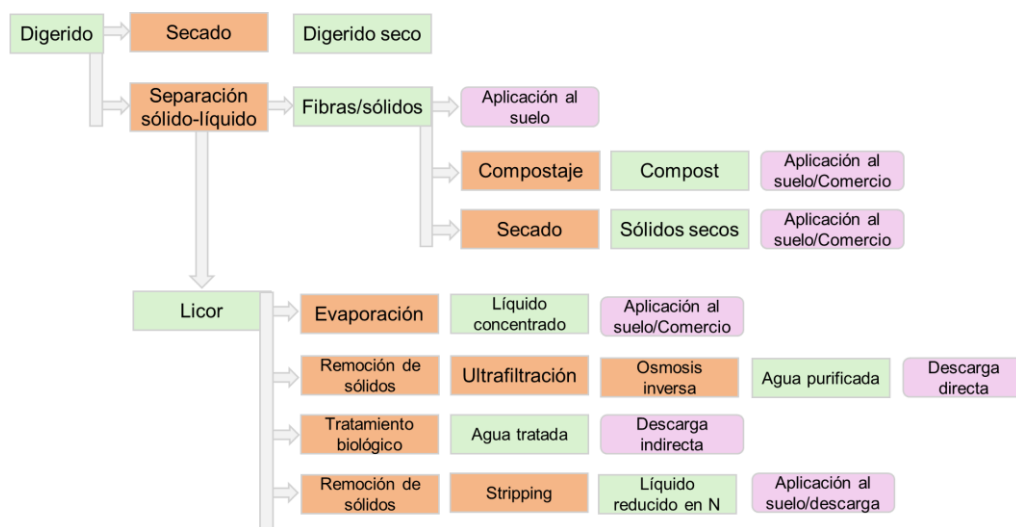
<sup>198</sup> WANG, Wei; LEE, Duu-Jong. Valorization of anaerobic digestion digestate: A prospect review. En: Bioresource Technology. 2021, vol. 323, p. 124626.

someterse a un proceso de postratamientos para evitar la propagación de patógenos u otros contaminantes, mitigar las emisiones de metano residual y garantizar su uso seguro en la agricultura<sup>199</sup>. Es fundamental que los digeridos sean completamente tratados y valorizados para crear un sistema de circuito cerrado<sup>200</sup> y lograr la sostenibilidad holística en los sistemas de digestión anaerobia<sup>201</sup>.

Los procesos de postratamiento del digerido más comunes, estudiados y comercializados son la separación sólido-líquido, la filtración, métodos químicos (por ejemplo, floculación, precipitación, intercambio iónico), la dilución, el uso de tecnologías de membranas y secado. En la **Figura 8** se presenta un diagrama de los sistemas de tratamiento y las tecnologías empleadas, mostrando las posibles combinaciones de que son posibles.

**Figura 8.** Diferentes opciones para el postratamiento de digeridos.

Adaptado de Fusch, *et al*<sup>202</sup>.



Las tecnologías de postratamiento del digerido pueden mitigar el impacto ambiental y social generado por el uso directo del digerido sin tratar en el suelo, produciendo un

<sup>199</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>200</sup> LEE, Op. cit., p. 105928.

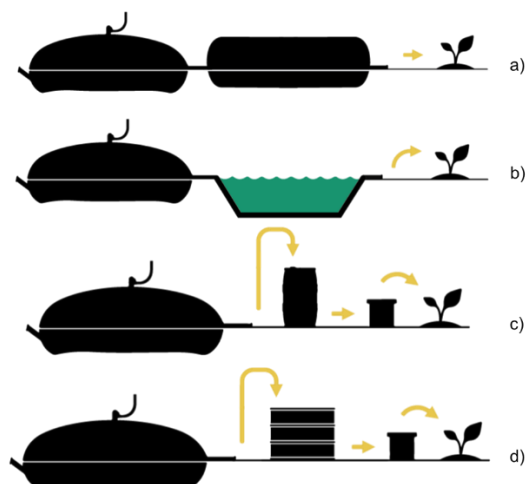
<sup>201</sup> LAMOLINARA, Op. cit., p. 14-30.

<sup>202</sup> FUCHS, W.; DROSG, B. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. En: Water science and technology. 2013, vol. 67, no. 9, p. 1984-1993.

producto más sostenible. Sin embargo, estas alternativas no son viables para tratar digeridos producidos en biodigestores tubulares de uso doméstico y comunitario en zonas rurales por representar procesos complejos y de alta demanda energética. Además, un sistema de tratamiento aplicado a digeridos producido en biodigestores de mediana y pequeña escala requiere tratar bajos flujos a condiciones ambiente.

Considerando que los digeridos producidos en biodigestores de bajo costo son principalmente líquidos<sup>203</sup>, se han adoptado tecnologías de tratamiento de aguas residuales para su gestión y valorización. Estas tecnologías se basan principalmente en biofiltración, desgasificación y maduración aerobia. Entre las tecnologías exploradas se encuentran los tanques de desgasificación y de maduración aerobia, la filtración lenta de arena y la vermifiltración (**Figura 9**).

**Figura 9.** Alternativas de postratamiento de digeridos producidos en biodigestores de bajo costo: a) tanque de desgasificación, b) estanque aerobio, c) filtración lenta de arena, d) vermifiltración. Adaptado de Monteagudo Solà<sup>204</sup>.



Los tanques de gasificación permiten la recuperación del metano diluido y la estabilización de la materia orgánica del digerido. En cuanto a los estanques de

<sup>203</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>204</sup> MONTEAGUDO SOLÀ, Sandra. Desarrollo de un análisis multicriterio para la selección de alternativas sostenibles para el postratamiento del efluente de biodigestores de bajo coste. 2020. Tesis de Maestría. Universitat Politècnica de Catalunya.

maduración aerobia, estos son cuencas poco profundas cuyo objetivo es eliminar el nitrógeno amoniacal, reducir el contenido de sólidos y clarificar el efluente. Por otro lado, los filtros de arena se utilizan para reducir la turbidez y eliminar patógenos mediante procesos físicos y biológicos, sin necesidad de utilizar productos químicos y energía. Por último, los vermifiltros son biofiltros con lombrices que aceleran la descomposición de la materia orgánica mediante el vermicompostaje, y puede tratar tanto residuos sólidos como líquidos gracias a la presencia de diferentes lechos.

Estas tecnologías han sido evaluadas mediante diferentes enfoques con el fin de seleccionar la más adecuada para el postratamiento y la reutilización del digerido procedente de digestores de baja tecnología, instalados en pequeñas fincas. Juanpera *et al*<sup>205</sup> aplicaron un análisis multicriterio difuso que incluyó aspectos técnicos, económicos y medioambientales para seleccionar de manera robusta la mejor alternativa para el postratamiento del digerido de digestores de baja tecnología implementados en fincas de pequeña escala. Los resultados indicaron que la vermifiltración es la mejor opción, debido a que produce un biofertilizante de alta calidad, es fácil de gestionar y se puede aplicar utilizando materiales locales como arena, grava y madera. Por su parte, Ziegler-Rodríguez *et al*<sup>206</sup> analizaron los beneficios ambientales y económicos de las tecnologías de bajo costo (filtración lenta de arena, vermifiltración), para la valorización del digerido mediante un análisis de ciclo de vida. Sus resultados mostraron que el vermifiltro es el escenario más respetuoso con el medio ambiente, reduciendo los impactos ambientales hasta nueve veces en comparación con la aplicación directa o el uso de filtros de arena, y desde un punto de vista económico, la implementación del vermifiltro puede generar un aumento en los ingresos de los agricultores (hasta 36–69 USD/año, dependiendo del precio del compost).

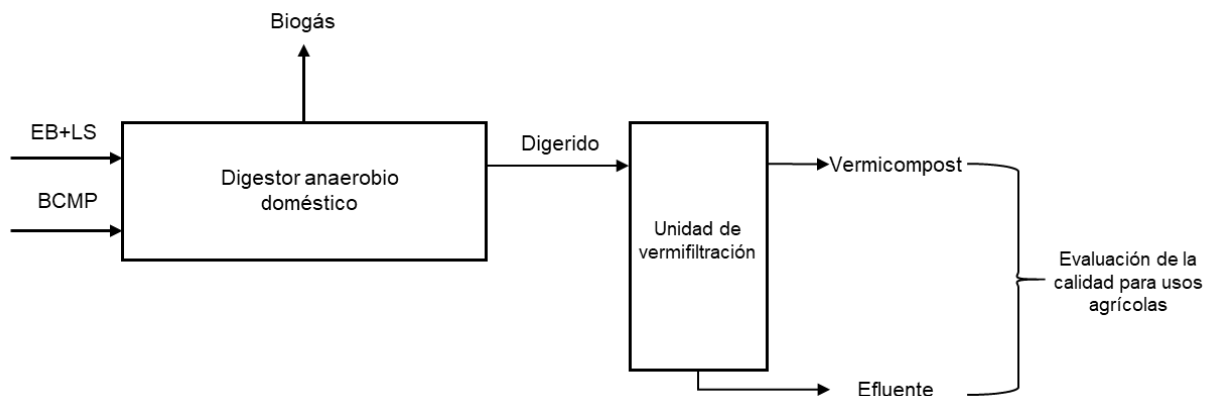
---

<sup>205</sup> JUANPERA, M., et al. A robust multicriteria analysis for the post-treatment of digestate from low-tech digesters. Boosting the circular bioeconomy of small-scale farms in Colombia. En: Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2022, vol. 166, p. 112638.

<sup>206</sup> ZIEGLER-RODRIGUEZ, Kurt, et al. Post-treatment and agricultural reuse of digestate from low-tech digesters: A comparative life cycle assessment. En: Science of The Total Environment. 2023, vol. 894, p. 164992.

La vermifiltración se ha utilizado como tecnología verde para tratar efluentes domésticos e industriales durante años. Esta alternativa de tratamiento natural es eficiente en términos de uso de tierra, consume poca energía y requiere menos capacitación que los sistemas convencionales, especialmente en entornos descentralizados, como comunidades pequeñas y ubicaciones remotas<sup>207</sup>. Por lo anterior, en este capítulo se evaluó la vermifiltración como post tratamiento de un digerido obtenido en un biodigestor a escala doméstica suplementado con BCMP y que opera bajo condiciones psicrotróficas. Se analizaron las características iniciales del digerido y los productos derivados de la vermifiltración: el vermicompost y el efluente. Para esta fase de la investigación fue necesario utilizar el digerido producido en un digestor de mayor volumen debido al caudal requerido para la experimentación; además de probar a escala doméstica el uso del biochar en la digestión anaeróbica psicotrónica.

### 3.1 METODOLOGÍA



**3.1.1 Origen y tipología del digerido.** El digerido a tratar y valorizar proviene de un biodigestor de baja tecnología implementado en una finca de pequeña escala en el municipio de CÁCHIRA (Norte de Santander, Colombia, 7° 44' 7.0" N, 73° 3' 6.0" O, altitud 1882 m.s.n.m, 17±3 °C). La finca cuenta con 13 cabezas de ganado de doble propósito, las cuales producen 80 L/d de leche que son destinados para la producción de queso (1.5 ton/año). Además, el ganado es alimentado con pasto fresco, generando 221 kg de

<sup>207</sup> SINGH, Rajneesh; BHUNIA, Puspendu; DASH, Rajesh R. A mechanistic review on vermifiltration of wastewater: design, operation and performance. En: Journal of Environmental Management. 2017, vol. 197, p. 656-672.

estiércol al día aproximadamente. La finca también cuenta con cultivos de pino, apio, tomate, lechuga y pimentón, que son tratados con fertilizantes sintéticos y agua de riego. En la finca habitan cinco personas que requieren 12200 kWh/año para satisfacer sus necesidades de calefacción y cocción.

El biodigestor ha estado en funcionamiento por más de dos años. Es un biodigestor tubular de plástico fabricado en polietileno oscuro de alta densidad, con un volumen total de 8 m<sup>3</sup> y un volumen útil de 5.2 m<sup>3</sup> (**Figura 10**). Diariamente se alimenta con 34.5 L de una mezcla de EB y LS en una proporción de 3:7, lo cual equivale a VCO de 0.5 kg SV/m<sup>3</sup>d y un TRH de 150 días. Además, el biodigestor se suplementó con aproximadamente 150 kg de BCMP. La tasa de producción de biogás es de 0.25 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>d. El digerido se recogió del tanque de almacenamiento y se caracterizó para determinar su tipología según la metodología descrita en el **Capítulo I**.

**Figura 10.** Biodigestor tubular a escala doméstica.



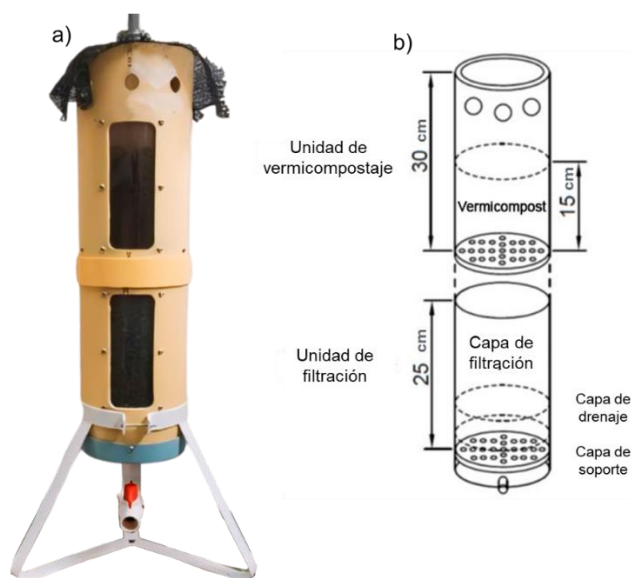
**3.1.2 Vermifiltración.** El postratamiento del digerido se llevó a cabo en un vermifiltro a escala piloto. El diseño del vermifiltro se basó en estudios previos de Arora *et al*<sup>208</sup> y Font-

<sup>208</sup> ARORA, Sudipti; SARASWAT, Sakshi. Vermifiltration as a natural, sustainable and green technology for environmental remediation: A new paradigm for wastewater treatment process. En: Current Research in Green and Sustainable Chemistry. 2021, vol. 4, p. 100061.

Pomarol<sup>209</sup>. Se fijó una tasa de carga hidráulica de 3.5 mL/cm<sup>2</sup>d y se utilizaron 800 lombrices (*Eisenia fetida*) por metro cuadrado.

El vermifiltro (**Figura 11**) consistió en un tanque cilíndrico de PVC con un diámetro interno de 16 cm, dividido en dos unidades: un módulo superior (unidad de vermicompostaje) y un módulo inferior (unidad de filtración). El vermifiltro se alimentaba manualmente de manera semicontinua para evitar el uso de bombas y facilitar su implementación en áreas rurales. En el vermifiltro, el digerido fluía de arriba hacia abajo, separando la fracción sólida (vermicompost) de la líquida (efluente), la cual se recogía en un tubo de salida de PVC.

**Figura 11.** Sistema de vermifiltración. a) vermifiltro usado en la experimentación, b) representación esquemática del vermifiltro.



La unidad de vermicompostaje (30 cm de profundidad) tenía agujeros en la parte superior para aireación pasiva, una capa de vermicompost (15 cm) y una placa de distribución del flujo. El vermifiltro se cubrió con una malla metálica negra para proteger a las lombrices

<sup>209</sup> FONT POMAROL, Jana. Assessment and design of a vermifilter for the post-treatment of digestate from low-tech digesters implemented in rural areas of Colombia. 2022. Tesis de Maestría. Universitat Politècnica de Catalunya.

de la luz. Se preparó un material de cama mezclando suelo orgánico con cáscara de arroz (65:35 v/v), caracterizado por 74% de ST, 21% de TOC y 1% de N total.

La unidad de filtración (25 cm de profundidad) consistió en tres capas de grava: (i) capa de filtración (20 cm, 0.2 cm de diámetro), (ii) capa de drenaje (2.5 cm, 1-2 cm de diámetro) y (iii) capa de soporte (2.5 cm, 3-5 cm de diámetro). El lecho de filtración estaba sostenido por una placa de distribución para un drenaje adecuado y recolección del efluente. La grava fue limpiada con agua y esterilizada a 120 °C durante 1 hora antes de su uso.

Para monitorear el proceso, durante aproximadamente 50 días, se analizó semanalmente la remoción de sólidos totales y materia orgánica, así como la reducción de nutrientes en términos de nitrógeno amoniacal y fosfatos. Los ST y la DQO se determinaron según los métodos estándares 2540A y 5220D, respectivamente, propuestos por la APHA<sup>210</sup>. La concentración de NH<sub>4</sub>-N y PO<sub>4</sub>-P se determinó mediante test reactivos (Merck, Darmstadt, Alemania).

**3.1.3 Evaluación de los productos de la vermifiltración.** Al final del periodo experimental, se evaluaron las características del vermicompost y del efluente con el fin de determinar su viabilidad para la reutilización en la agricultura. Se analizaron parámetros fisicoquímicos, contenido de nutrientes, contenido de metales pesados y presencia de patógenos. Las características del vermicompost fueron evaluadas conforme a la normativa NTC5167<sup>211</sup> de Colombia, en la que se establece los requisitos que deben cumplir los productos orgánicos sólidos usados como fertilizantes y acondicionadores de suelos. Por otro lado, las características del efluente se evaluaron según la Resolución 1256 de 2021 del MINAMBIENTE<sup>212</sup>, la cual reglamenta el uso de aguas residuales en la agricultura y establece otras disposiciones.

---

<sup>210</sup> APHA, Op. cit.

<sup>211</sup> ICONTEC, Op. cit., p. 1-60.

<sup>212</sup> MINAMBIENTE, Op. cit., p. 1-6.

## 3.2 RESULTADOS

**3.2.1 Características del digerido.** Las principales características del digerido se presentan en la **Tabla 14**. Durante la experimentación, el contenido de sólidos del digerido osciló entre el 1.2% y el 1.7%, valores considerablemente más bajos en comparación con los reportados para digeridos de plantas de biogás operadas en mesofilia<sup>213</sup>. La ausencia de sistemas de agitación en los biodigestores de bajo costo ocasiona la sedimentación de sólidos a lo largo del biodigestor, resultando en matrices de digeridos principalmente líquidas. A pesar del alto TRH del biodigestor, la cantidad de materia orgánica remanente es elevada y comparable con la de digeridos de sistemas anaerobios similares operados en psicrófilia con menores TRH<sup>214</sup>.

El pH del digerido fluctuó en un rango alcalino entre 8 y 9.5. Estos valores están dentro del rango esperado para digeridos provenientes de procesos anaerobios estables<sup>215</sup>, y son similares comparados con el pH (8.7) del digerido de un biodigestor que trata el mismo sustrato (sin suplementación con biochar) y que opera en condiciones psicrófilas<sup>216</sup>. El digerido presentó valores moderados de conductividad eléctrica (5.8 – 7.8 dS/m), de acuerdo con lo reportado por Albuquerque et al<sup>217</sup>. Estos valores son superiores a los reportados por Cucina et al<sup>218</sup> para digeridos de EB y estiércol porcino, debido principalmente al LS, que es rico en sales solubles como los cloruros<sup>219</sup>.

El contenido de N total, P total ( $P_2O_5$ ) y K total ( $K_2O$ ) en el digerido fue de 0.36 g/L, 0.35 g/L y 0.62 g/L, respectivamente. El contenido de nutrientes, a excepción del nitrógeno, es similar al obtenido en un digerido de un reactor con las mismas características, que opera bajo con una VCO dos veces superior<sup>220</sup>. Respecto a la concentración de metales

---

<sup>213</sup> VOČA, Neven, et al. Digested residue as a fertilizer after the mesophilic process of anaerobic digestion. *En: Plant Soil Environ.* 2005, vol. 51, no. 6, p. 262-266.

<sup>214</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>215</sup> MÖLLER, Op. cit., p. 281-301.

<sup>216</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>217</sup> ALBURQUERQUE, Op. cit., p. 181-189.

<sup>218</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

<sup>219</sup> PRAZERES, Ana R.; CARVALHO, Fátima; RIVAS, Javier. Cheese whey management: A review. *En: Journal of environmental management.* 2012, vol. 110, p. 48-68.

<sup>220</sup> CUCINA, Op. cit., p. 220-228.

pesados, el digerido presentó niveles elevados de Cu y Zn. Por lo tanto, la aplicación de este digerido, directamente al suelo, podría reducir la eficiencia de los procesos biogeoquímicos, pérdida de fertilidad de los suelos agrícolas y daños en el ecosistema, afectando el crecimiento y desarrollo de las plantas<sup>221</sup>.

En términos microbiológicos, el digerido se puede considerar higiénicamente seguro por la ausencia de microorganismo patógenos. Sin embargo, por su baja concentración de nutrientes no clasifica como biofertilizante según la NTC5167<sup>222</sup>. Además, su elevada conductividad y alto contenido de materia orgánica restringen su uso como agua de riego, según la resolución 1256 del MINAMBIENTE<sup>223</sup>. Por lo tanto, es necesario realizar un postratamiento del digerido.

**Tabla 14.** Caracterización del digerido del biodigestor a escala doméstica suplementado con biochar

Parámetro	Unidad	Valor
ST	%	1.2 - 1.7
SV/ST	%	67 - 71
pH	-	8.0 - 9.5
CE	dS/m	5.8 - 7.8
DQO	g/L	7.5 - 12.1
TOC	g/L	1.4 ± 0
N total	g/L	0.36
N amoniacal	mg/L	77 - 140
K	g K <sub>2</sub> O/L	0.62 ± 0
P	g P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /L	0.35 ± 0
Fluoruros	mg/L	15.5 ± 0.3
Cloruros	mg/L	427 ± 8
Ca	g CaO/L	0.47
Mg	g MgO/L	0.2
Na	g/L	0.144
As	mg/L	0.12
Hg	mg/L	0.1

<sup>221</sup> WEBER, Jerzy; KARCZEWSKA, Anna. Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. En: Geoderma. 2004, vol. 2, no. 122, p. 105-107.

<sup>222</sup> ICONTEC, Op. cit., p. 1-60.

<sup>223</sup> MINAMBIENTE, Op. cit., p. 1-6.

Cu	mg/L	0.45
Zn	mg/L	4.18
<i>Salmonella spp.</i>	Presencia/ausencia	Ausencia
Huevos de helminto	Huevos/4g m.s.	Ausencia
<i>E. coli</i>	UFC/mL	Ausencia

Valor promedio  $\pm$  DE, n = 3

Los datos se expresan en peso fresco

### 3.2.2 Vermifiltración

**3.2.2.1 Remoción de carga orgánica y sólidos totales.** En la **Figura 12a** se muestra el efecto de la vermifiltración en términos de eliminación de materia orgánica (expresada como DQO). Como puede observarse, la vermifiltración redujo eficazmente la concentración de DQO (en un 55-90%) y de VS (en un 75-85%). Estos resultados concuerdan con la eliminación de DQO alcanzada por la vermifiltración de diferentes tipos de efluentes residuales<sup>224</sup>, con valores en torno al 53% (lodos de depuradora), 82% (lactosuero), 80-90% (aguas residuales de la industria láctea), y 64-95% (aguas residuales de cervecería). Como también se ha descrito para otras tecnologías de filtración, como la filtración lenta en arena, la eficacia de la vermifiltración para eliminar la DQO aumentó con el tiempo. Esto se debió probablemente a la maduración y adaptación de la comunidad microbiana en el vermifiltro utilizando la materia orgánica como sustrato para su metabolismo<sup>225</sup>.

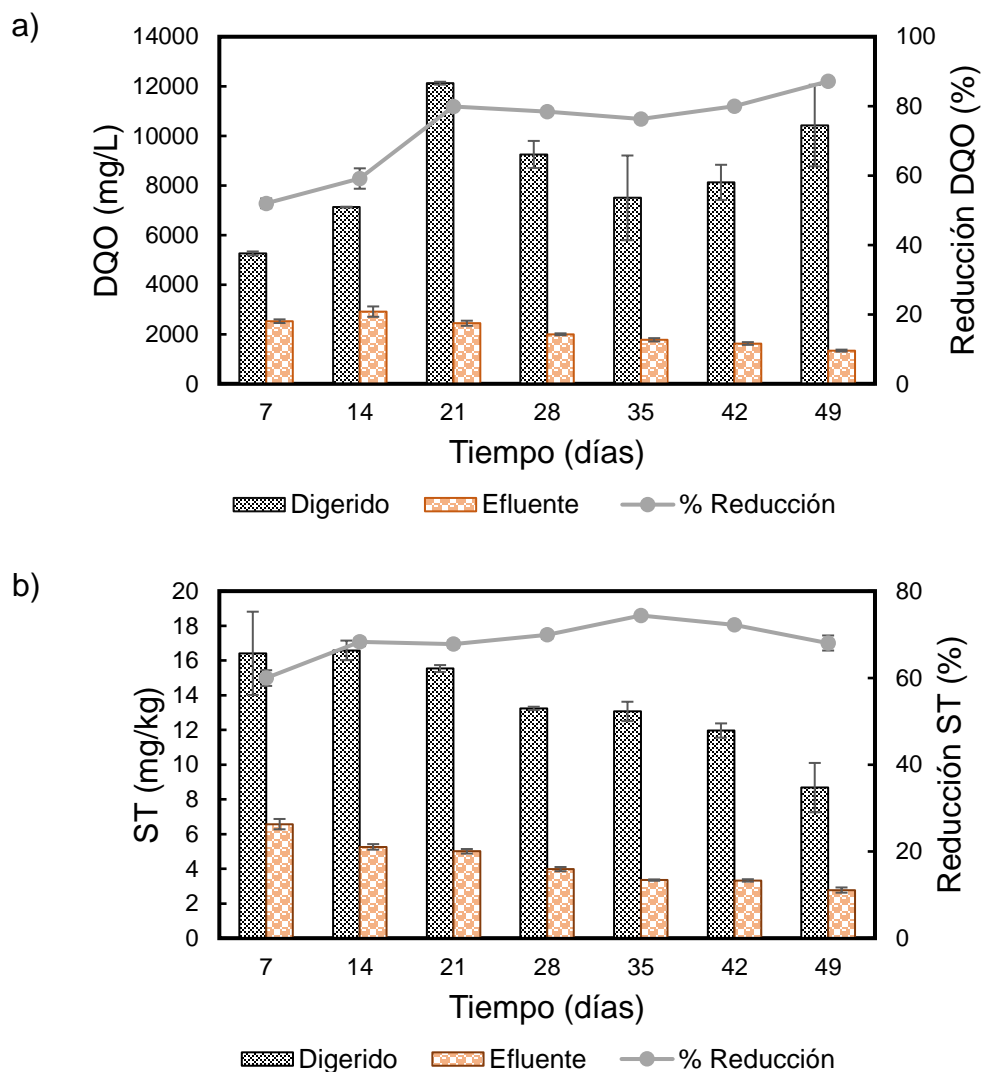
En cuanto a los ST, la vermifiltración redujo significativamente el contenido de sólidos del digerido, con eliminaciones que oscilaron entre el 60 y el 80% (**Figura 12b**). Estos valores son superiores a la eliminación de ST (10-30%) obtenida mediante vermifiltración de

<sup>224</sup> SINGH, Rajneesh, et al. Vermifiltration as a sustainable natural treatment technology for the treatment and reuse of wastewater: a review. En: Journal of Environmental Management. 2019, vol. 247, p. 140-151.

<sup>225</sup> LANGENBACH, K., et al. Slow sand filtration of secondary clarifier effluent for wastewater reuse. En: Environmental Science & Technology. 2009, vol. 43, no. 15, p. 5896-5901.

aguas residuales lácteas<sup>226</sup> y cercanos a los obtenidos mediante vermifiltración de aguas residuales<sup>227</sup>.

**Figura 12.** Eficiencia de la vermifiltración. a) remoción de DQO, b) remoción de sólidos



**3.2.2.2 Remoción de amonio y fosfato.** El digerido puede reutilizarse en la agricultura como biofertilizante, principalmente debido a su contenido de nitrógeno y fósforo

<sup>226</sup> MIITO, Gilbert J., et al. A vermifilter system for reducing nutrients and organic-strength of dairy wastewater. En: Environmental Technology & Innovation. 2021, vol. 23, p. 101648.

<sup>227</sup> KUMAR, Tarun, et al. Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. En: Ecological engineering. 2015, vol. 75, p. 370-377.

minerales (es decir,  $\text{NH}_4\text{-N}$  y  $\text{PO}_4\text{-P}$ )<sup>228</sup>. Sin embargo, estas altas concentraciones de nutrientes en formas fácilmente lixiviables pueden generar riesgos ambientales y de salud después de su aplicación en el suelo, como la eutrofización y la toxicidad para los seres humanos, las plantas y los organismos acuáticos<sup>229</sup>.

La vermifiltración mostró una alta eficiencia de eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$ , que osciló entre el 83 y el 97% (**Figura 13a**). Estos resultados fueron consistentes con la literatura, donde la eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  osciló entre el 70 y el 95% para las aguas residuales domésticas y lácteas, lodos de depuradora y purines de cerdo<sup>230,231,232,233</sup>. La alta eficiencia de la vermifiltración para la eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  se atribuyó principalmente a una combinación de diferentes procesos bioquímicos, como (i) amonificación de N orgánico, (ii) nitrificación aeróbica de  $\text{NH}_4\text{-N}$  a nitrato que ocurre en el lecho de lombrices, (iii) desnitrificación anaeróbica de nitrato a  $\text{N}_2$  que ocurre en el lecho de filtración, donde pueden prevalecer condiciones anóxicas, y (iv) volatilización de amoníaco<sup>234,235</sup>.

La eliminación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  varió entre el 5% y el 49% (**Figura 13b**). Estos resultados son consistentes con los reportados por Singh *et al*<sup>236</sup>, quienes informaron de una eliminación media de  $\text{PO}_4\text{-P}$  de aproximadamente el 45% durante la vermifiltración de aguas residuales sintéticas de cervecería. Miito *et al*<sup>237</sup> reportaron rendimientos de eliminación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  más bajos e incluso observaron un aumento en la concentración de  $\text{PO}_4\text{-P}$  en el efluente durante la vermifiltración de aguas residuales lácteas. Generalmente, la literatura menciona una alta eficiencia de eliminación de P durante la vermifiltración de

---

<sup>228</sup> TAMBONE, Op. cit., p. 577-583.

<sup>229</sup> SHING, Op. cit., p. 140-151.

<sup>230</sup> MIITO, Op. cit., p. 101648.

<sup>231</sup> KUMAR, Tarun, et al. A comparative study on vermifiltration using epigeic earthworm *Eisenia fetida* and *Eudrilus eugeniae*. En: Desalination and Water Treatment. 2016, vol. 57, no. 14, p. 6347-6354.

<sup>232</sup> LI, Xiaowei, et al. Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. En: Chemical engineering journal. 2013, vol. 223, p. 932-943.

<sup>233</sup> LI, Y. S., et al. Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: Monitoring methodology on an experimental farm. En: Ecological engineering. 2008, vol. 32, no. 4, p. 301-309.

<sup>234</sup> MIITO, Op. cit., p. 101648.

<sup>235</sup> SHING, Op. cit., p. 140-151.

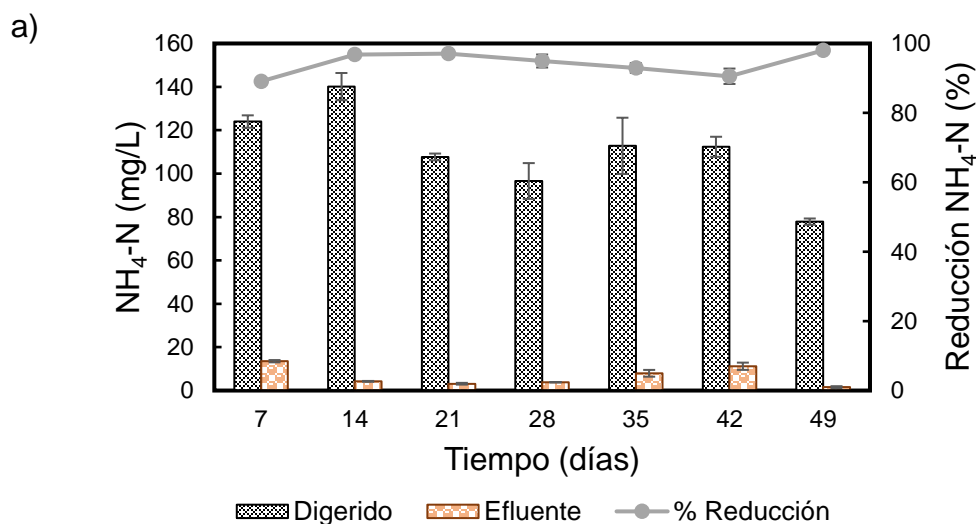
<sup>236</sup> SINGH, Rajneesh; BHUNIA, Puspendu; DASH, Rajesh R. Understanding intricacies of clogging and its alleviation by introducing earthworms in soil biofilters. En: Science of the Total Environment. 2018, vol. 633, p. 145-156.

<sup>237</sup> MIITO, Op. cit., p. 101648.

aguas residuales, alcanzando hasta el 80%<sup>238,239</sup>, atribuida principalmente a la adsorción física del PO<sub>4</sub>-P en los materiales de filtración, como grava y arena. Otros factores que influyen en el rendimiento de la vermifiltración en términos de eliminación de PO<sub>4</sub>-P incluyen la actividad de las lombrices de tierra y los organismos acumuladores de fósforo<sup>240</sup>.

Las lombrices de tierra juegan un papel crucial en la eliminación de P durante la vermifiltración debido a su capacidad para mineralizar P orgánico. El P mineralizado (principalmente en forma de PO<sub>4</sub>-P) es entonces adsorbido en el sistema de filtración, reduciendo la cantidad total de P en el efluente<sup>241</sup>. Sin embargo, cuando la tasa de mineralización de P supera la tasa de adsorción en el filtro, la concentración de PO<sub>4</sub>-P en el efluente puede ser mayor que en el afluente.

**Figura 13.** Eficiencia de la vermifiltración. a) remoción de NH<sub>4</sub>-N, b) remoción de PO<sub>4</sub>-P.

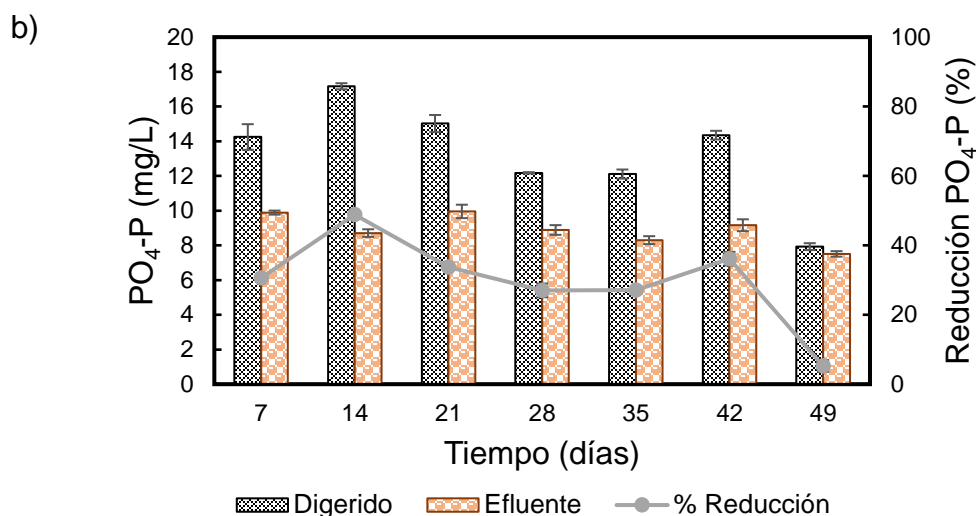


<sup>238</sup> GUTIÉRREZ, Víctor, et al. Critical analysis of wastewater treatment using vermifilters: Operating parameters, wastewater quality, and greenhouse gas emissions. En: Journal of Environmental Chemical Engineering. 2023, vol. 11, no. 3, p. 109683.

<sup>239</sup> SHING, Op. cit., p. 140-151.

<sup>240</sup> WANG, Su; YANG, Jian; LOU, Shan-Jie. Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. En: Ecological Engineering. 2010, vol. 36, no. 4, p. 489-494.

<sup>241</sup> SHING, Op. cit., p. 140-151.



### 3.2.3 Productos de vermifiltración para la reutilización agrícola

**3.2.3.1 Vermicompost.** La **Tabla 15** presenta la caracterización del vermicompost producido al final del período experimental. El pH ( $8.1 \pm 0.04$ ) y CE ( $0.4 \pm 0$  dS/m) del vermicompost son adecuados para su reutilización en la agricultura. Los valores de pH ligeramente alcalinos en el vermicompost eran esperados debido a la oxidación de AGVs y la producción de amoníaco tras las actividades mineralizadoras de microorganismos y lombrices<sup>242</sup>. El contenido de sales solubles en el vermicompost estaba por debajo del umbral crítico de salinidad comúnmente indicado para enmiendas orgánicas (2 dS/m)<sup>243</sup>. La humedad del vermicompost (67.5%) no permite que se pueda clasificar como un producto orgánico sólido y dificultaría su manejo, almacenamiento y aplicación en pequeñas fincas.

El vermicompost presentó una baja relación SV/ST ( $43 \pm 1$  %), lo cual indica una buena estabilización, característica común en compost derivados biomásas residuales como estiércol y subproductos agroindustriales<sup>244</sup>. El vermicompost presentó un  $17.2 \pm 2.6$  % de

<sup>242</sup> GUTIÉRREZ, Op. cit., p. 109683.

<sup>243</sup> DONG, Y., et al. Interactive effects of salinity and SOM on the ecoenzymatic activities across coastal soils subjected to a saline gradient. En: Geoderma. 2022, vol. 406, p. 115519.

<sup>244</sup> SCAGLIA, Barbara, et al. Potential agronomic and environmental properties of thermophilic anaerobically digested municipal sewage sludge measured by an unsupervised and a supervised chemometric approach. En: Science of the Total Environment. 2018, vol. 637, p. 791-802.

COT, superando el valor mínimo establecido por la normatividad colombiana para fertilizantes o abonos orgánicos (15%), pero no el valor establecido para ser clasificado como acondicionador de suelos (20%). Sin embargo, este contenido de COT y materia orgánica en el vermicompost le confiere un valor agregado, ya que contribuye a la mejora y restauración de la fertilidad del suelo.

El contenido de N, P y K fue de 1.1%, 0.5% y 0.8% respectivamente. Las concentraciones de macronutrientes en el vermicompost no distaron mucho de los valores reportados en la literatura para el vermicompost producido a partir de la vermifiltración de aguas residuales de destilería y para otras enmiendas orgánicas usualmente utilizadas en agricultura<sup>245,246,247</sup>. Además de macronutrientes, el vermicompost mostró altas concentraciones de mesonutrientes importantes (es decir, Ca, Mg y S) y un contenido reducido de Na (0.07%), que es importante para reducir el riesgo de salinización del suelo.

El vermicompost mostró un buen grado de maduración, evidenciado por una baja relación C/N (13.4). En materiales compostados, se espera una baja relación C/N debido a la mineralización del carbono y la organización del nitrógeno durante el metabolismo aeróbico, siendo generalmente aceptado un valor límite de 20 como criterio de maduración<sup>248</sup>. Los metales pesados y patógenos en el vermicompost estuvieron por debajo de los límites establecidos por la normativa colombiana sobre fertilizantes y acondicionadores orgánicos (**Tabla 15**). Estos resultados eran de esperarse, ya que la caracterización del digerido mostró bajas concentraciones de metales pesados y ausencia de microorganismos patógenos (**Tabla 14**).

---

<sup>245</sup> TAMBONE, Fulvia, et al. Measuring the organic amendment properties of the liquid fraction of digestate. En: Waste management. 2019, vol. 88, p. 21-27.

<sup>246</sup> MANYUCHI, Musaida Mercy; MBOHWA, Charles; MUZENDA, Edison. Biological treatment of distillery wastewater by application of the vermifiltration technology. En: South African Journal of Chemical Engineering. 2018, vol. 25, p. 74-78.

<sup>247</sup> SCAGLIA, Op. cit., p. 791-802.

<sup>248</sup> BERNAL, M. Pilar, et al. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. En: Advances in agronomy. 2017, vol. 144, p. 143-233.

**Tabla 15.** Caracterización del vermicompost para su reutilización agrícola.

	Parámetro	Unidad	Vermicompost	Límite legal Fertilizante orgánico sólido <sup>a</sup>	Límite legal Acondicionador orgánico sólido <sup>b</sup>
Físico-químicos	pH	-	8.1 ± 0.04	4 - 9	
	CE	dS/m	0.4 ± 0		
	SV/ST	%	43 ± 1.1		
	Humedad	%	67.5 ± 0.8	< 20	< 20
	COT	%	17.2 ± 2.6	> 15	> 25
	N total	%	1.1 ± 0.2	> 1	
	Relación C/N	-	13.4		
Nutrientes	P	% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.5 ± 0	> 1	
	K	% K <sub>2</sub> O	0.8 ± 0.1	> 1	
	Ca	% CaO	2.1 ± 0.4		
	Mg	% MgO	0.43 ± 0.08		
	S	%	0.21 ± 0.03		
	Na	%	0.07 ± 0.02		
Metales pesados	Cd	mg/kg	< 0.5*	< 39	39
	Cr VI	mg/kg	< 0.05*	< 1200	1200
	Hg	mg/kg	< 0.15*	< 17	17
	Ni	mg/kg	< 10*	< 420	420
	Pb	mg/kg	< 10*	< 300	300
	As	mg/kg	< 0.3*	< 41	41
Patógenos	<i>Salmonella</i> spp	Salmonella/25g	Ausencia	Ausencia	Ausencia
	Huevos de helminto	Huevos/4 g	Ausencia	< 1	< 1
	<i>E. coli</i>	UFC/g	Ausencia		

<sup>a</sup>Fertilizante orgánico sólido (NTC5167)

<sup>b</sup>Acondicionador orgánico sólido (NTC5167)

Promedio ± DE, n = 3

\*Límite de detección del método

Los datos son expresados en peso fresco

**3.2.3.2 Efluente.** La **Tabla 15** presenta la caracterización del efluente tratado obtenido de la vermifiltración del digerido y los límites establecidos por MINAMBIENTE<sup>249</sup> para la reutilización de aguas residuales en agricultura.

El pH del efluente ( $8.3\pm 0.6$ ) es adecuado para su reutilización en la agricultura. Sin embargo, la CE de  $6.3\pm 0.1$  dS/m, supera el límite establecido por MINAMBIENTE<sup>250</sup> (1.5 dS/m). Además, el efluente presentó altas concentraciones de fluoruro ( $F^-$ ) y cloruro ( $Cl^-$ ). A pesar de esto, el contenido total de sodio en el efluente ( $0.16\pm 0$  g/L) está por debajo de los límites fijados por MIINAMBIENTE<sup>251</sup> (0.25 g/L).

El efluente de vermifiltración se caracterizó por una concentración de N similar a la del digerido y un reducido contenido de amonio. Sin embargo, el contenido de nitratos ( $88.6\pm 1.9$  g/L) superó el valor límite establecido por MINAMBIENTE<sup>252</sup> (11 g/L). Este valor podría reducirse aumentando el tiempo de residencia del digerido en el vermifiltro, permitiendo un proceso de nitrificación más eficiente. A pesar de ello, el  $NO_3-N$  es rápidamente absorbido por las raíces de las plantas, reduciendo el riesgo de lixiviación de nitratos.

El efluente del vermifiltro mostró altos contenidos de otros nutrientes (P, K, Ca, Mg y S). Respecto al contenido de metales pesados, estos estuvieron por debajo del límite de detección del método y, por tanto, cumplían plenamente los límites establecidos por MINAMBIENTE. Esto se debió principalmente a la baja concentración de metales pesados en el digerido utilizado en la experimentación (**Tabla 13**). Además, *Salmonella spp.*, huevos de helmintos y *E. coli* estuvieron ausentes en el efluente de la vermifiltración del digerido, indicando que el efluente es seguro para fines de fertirrigación.

---

<sup>249</sup> MINAMBIENTE, Op. cit., p. 1-6.

<sup>250</sup> Ibid.

<sup>251</sup> Ibid.

<sup>252</sup> Ibid.

**Tabla 16.** Caracterización del efluente para su reutilización agrícola

	Parámetro	Unidad	Efluente	Límite legal Agua de riego <sup>a</sup>
Físico-químicos	pH	pH unit	8.3 ± 0.6	4.5 – 9
	EC	dS/m	6.3 ± 0.1	1.5
Nutrientes	N total	g/L	0.38 ± 0.02	
	P	g P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /L	0.43 ± 0.06	
	K	g K <sub>2</sub> O/L	0.55 ± 0.09	
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	2 ± 0.6	
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	88.6 ± 1.9	11
	Fluoruros	mg/L	23.5 ± 0.1	1
	Cloruros	mg/L	398 ± 0	300
	Na	mg/L	157 ± 0	200
Metales pesados	Cd	mg/L	< 0.01*	0.01
	Cr VI	mg/L	< 0.05*	0.1
	Ni	mg/L	< 0.2*	0.2
	Pb	mg/L	< 0.1*	5
	As	mg/L	< 0.1*	5
	Cu	mg/L	< 0.2*	0.2
Patógenos	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonella/25 mL	Ausencia	
	Huevos de helminto	Huevos/4 mL	Ausencia	
	<i>E. coli</i>	UFC/mL	Ausencia	

<sup>a</sup>Agua residual en la agricultura (MINAMBIENTE, 2021)

Promedio ± DE, n = 3

\*Límite de detección del método

Los datos son expresados en peso fresco

### 3.3 CONCLUSIONES

El digerido estudiado presentó un bajo contenido de sólidos (1.2%-1.7%) y un pH alcalino (8-9.5), con alta CE (5.8-7.8 dS/m) y niveles elevados de Cu y Zn. Aunque es higiénicamente seguro, su baja concentración de nutrientes y alta conductividad restringen su uso directo como biofertilizante o agua de riego, requiriendo un postratamiento para su aplicación agrícola segura.

La vermifiltración, como alternativa de postratamiento, mostró alta eficacia en la reducción de DQO (55-90%), SV (75-85%) y  $\text{NH}_4\text{-N}$  (83-97%), y una moderada eliminación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  (5-49%), mejorando la calidad del digerido.

Aunque la alta humedad del vermicompost (67.5%) producido en la unidad de vermifiltración podría dificultar su manejo, su buena estabilización, alto contenido de COT (17.2%) y nutrientes lo hacen valioso para mejorar la fertilidad del suelo. Además, mostró una baja relación C/N (13.4), indicando buen grado de maduración, y cumplió con los límites normativos para metales pesados y patógenos.

El efluente de la vermifiltración presentó un pH adecuado y un contenido bajo de sodio, pero su alta conductividad eléctrica y concentración de nitratos superaron los límites establecidos por MINAMBIENTE para su reutilización en agricultura. A pesar de estas limitaciones, el efluente es microbiológicamente seguro y contiene altos niveles de nutrientes esenciales (P, K, Ca, Mg, S), lo que sugiere un potencial uso en fertirrigación, aunque con necesidad de tratamientos adicionales para reducir su conductividad y su contenido de nitratos.

## CONCLUSIONES GENERALES

La integración de biochar en la digestión anaerobia, bajo condiciones psicrófilas, mejora la estabilidad y el contenido de carbono orgánico y nitrógeno en el digerido. Sin embargo, este proceso también conllevó un aumento en las concentraciones de Cu y Zn, lo cual restringe el uso directo del digerido en la agricultura.

La adición de biochar en el proceso anaerobio bajo condiciones psicrotóficas resultó en un fertilizante de base biológica comparable a fertilizantes sintéticos en cultivos hortícolas. Además, la suplementación con biochar en la digestión anaerobia puede mitigar la eutrofización en sistemas agrícolas al reducir la lixiviación de amonio y fosfato.

La vermifiltración es una alternativa de postratamiento para los digeridos producidos en biodigestores de bajo costo suplementados con biochar, bajo condiciones psicrófilas. Este proceso demostró alta eficacia en la reducción de demanda química de oxígeno y nitrógeno amoniacal, mejorando la calidad del digerido. El vermicompost resultante es valioso para la fertilidad del suelo debido a su buena estabilización, alto contenido de carbono orgánico total y nutrientes. Sin embargo, el efluente de vermifiltración requiere de tratamientos adicionales con el fin de reducir su conductividad eléctrica y contenido de nitratos.

## BIBLIOGRAFÍA

ABDEL-FATTAH, Tarek M., et al. Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration. En: Journal of Industrial and Engineering Chemistry. 2015, vol. 22, p. 103-109. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.06.030>

ABHISINGHA, Mattika; DUMNIL, Jureeporn; PITAKSUTHEEPONG, Chetsadaporn. Selection of potential probiotic Lactobacillus with inhibitory activity against Salmonella and fecal coliform bacteria. En: Probiotics and antimicrobial proteins. 2018, vol. 10, p. 218-227. <https://doi.org/10.1007/s12602-017-9304-8>

ADDISCOTT, Tom M.; WHITMORE, Andy P.; POWLSON, David S. Farming, fertilizers and the nitrate problem. CABI International, Wallingford, Oxon (CABI). 1991.

ALBURQUERQUE, José Antonio, et al. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. En: Biomass and bioenergy. 2012, vol. 40, p. 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018>

ALCALDE-SANZ, et al. Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge-Towards a water reuse regulatory instrument at EU level Réédition. 2018. ISBN 9789279771750

ALVAREZ, J. Armstrong, et al. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. En: Bioresource technology. 2008, vol. 99, no. 15, p. 7051-7062. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.013>

AMBAYE, Teklit Gebregiorgis, et al. Anaerobic digestion of fruit waste mixed with sewage sludge digestate biochar: influence on biomethane production. En: Frontiers in Energy Research. 2020, vol. 8, p. 31. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00031>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Estados Unidos: APHA. 2017. ISBN 9780875532875.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). Standard Practice for Proximate Analysis of Coal and Coke, ASTM D3172-89. West Conshohocken, Estados Unidos: ASTM. 2002.

ARORA, Sudipti; SARASWAT, Sakshi. Vermifiltration as a natural, sustainable and green technology for environmental remediation: A new paradigm for wastewater treatment process. En: Current Research in Green and Sustainable Chemistry. 2021, vol. 4, p. 100061.

ASING, Janice, et al. Assessment of nitrogen losses from urea and an organic manure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions. En: Soil Research. 2008, vol. 46, no. 7, p. 535-541. <https://doi.org/10.1071/SR07206>

AYAZ, Muhammad, et al. Biochar role in the sustainability of agriculture and environment. En: Sustainability. 2021, vol. 13, no. 3, p. 1330.

BARNES, Jeremy D., et al. A reappraisal of the use of DMSO for the extraction and determination of chlorophylls a and b in lichens and higher plants. En: Environmental and Experimental botany. 1992, vol. 32, no. 2, p. 85-100. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(92\)90034-Y](https://doi.org/10.1016/0098-8472(92)90034-Y)

BAŞTABAK, Benginur; KOÇAR, Günnur. A review of the biogas digestate in agricultural framework. En: Journal of Material Cycles and Waste Management. 2020, vol. 22, p. 1318-1327. <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01056-9>

BERNAL, M. Pilar, et al. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. En: Advances in agronomy. 2017, vol. 144, p. 143-233.

BHATTACHARYYA, Ranjan, et al. Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat–soybean rotation. En: Soil and

Tillage Research. 2007, vol. 94, no. 2, p. 386-396.  
<https://doi.org/10.1016/j.still.2006.08.014>

BIANCO, V. V.; PIMPINI, F. Lettuce (*Lactuca sativa* L). *Orticultura*. Patron, Bologna, 1990, p. 270-319.

BONA, Daniela, et al. Effects of woody biochar on dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. En: *Journal of Environmental Management*. 2020, vol. 267, p. 110633. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110633>

BORCHARD, Nils, et al. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N<sub>2</sub>O emissions: a meta-analysis. En: *Science of the Total Environment*. 2019. vol. 651, p. 2354-2364.

BUETTNER, Christian, et al. *Pseudomonas* spp. are key players in agricultural biogas substrate degradation. En: *Scientific reports*. 2019, vol. 9, no. 1, p. 12871. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49313-8>

CAI, Jiao, et al. Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. En: *Waste Management & Research*. 2016, vol. 34, no. 5, p. 409-416. <https://doi.org/10.1177/0734242X16634196>

CALDWELL, Charles R.; BRITZ, Steven J. Effect of supplemental ultraviolet radiation on the carotenoid and chlorophyll composition of green house-grown leaf lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivars. En: *Journal of Food Composition and Analysis*. 2006, vol. 19, no. 6-7, p. 637-644. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2005.12.016>

CALISKAN, Sevgi; YETISIR, Halit; KARANLIK, Sema. Combined use of green manure and farmyard manure allows better nutrition of organic lettuce. En: *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 2014, vol. 42, no. 1, p. 248-254. <https://doi.org/10.15835/nbha4219328>

CASTRO MOLANO, Liliana, et al. Low-cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. En: *Bioresource Technology*. 2017, vol. 239, p. 311-317. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.035>

CHEN, Xincan, et al. Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. En: *Bioresource technology*. 2011, vol. 102, no 19, p. 8877-8884. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.078>

COELHO, Janerson Jose, et al. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. En: *Waste management*. 2018, vol. 78, p. 8-15. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.017>

COLOMBIA. INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO (ICA). Resolución 00150 (21, enero, 2003). Por la cual se adopta el Reglamento Técnico de Fertilizantes y Acondicionadores de Suelos para Colombia. Santa Fe de Bogotá D.C.: ICA. 2003. p. 1-85.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MINAMBIENTE). Resolución 1256 (23, noviembre, 2021). Por la cual se reglamenta el uso de aguas residuales y se adoptan otras disposiciones. Santa Fe de Bogotá D.C.: MINAMBIENTE. 2021. p. 1-6.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MINAMBIENTE). Resolución 0631 (17, marzo, 2015). Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. Santa Fe de Bogotá D.C.: MINAMBIENTE. 2015. p. 1-62.

COSTA, Annamaria, et al. The effect of anaerobic digestion and storage on indicator microorganisms in swine and dairy manure. En: *Environmental Science and Pollution Research*. 2017, vol. 24, p. 24135-24146. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0011-5>

CUCINA, Mirko, et al. Recovery of energy and plant nutrients from a pharmaceutical organic waste derived from a fermentative biomass: Integration of anaerobic digestion and composting. En: Journal of environmental chemical engineering. 2017, vol. 5, no. 3, p. 3051-3057. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.06.003>

CUCINA, Mirko, et al. Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia. En: Waste Management. 2021, vol. 135, p. 220-228. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.003>

CUCINA, Mirko, et al. Evaluation of benefits and risks associated with the agricultural use of organic wastes of pharmaceutical origin. En: Science of the total environment. 2018, vol. 613, p. 773-782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.154>

DALIAKOPOULOS, I. N., et al. The threat of soil salinity: A European scale review. En: Science of the total environment. 2016, vol. 573, p. 727-739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.177>

DEV, Subhabrata, et al. Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments. En: Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2019, vol. 103, p. 85-95. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.034>

DI MARIA, Francesco, et al. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. En: Waste management. 2014, vol. 34, no 9, p. 1603-1608. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.017>

DONG, Y., et al. Interactive effects of salinity and SOM on the ecoenzymatic activities across coastal soils subjected to a saline gradient. En: Geoderma. 2022, vol. 406, p. 115519.

ELMITWALLI, T. A., et al. Decentralised treatment of concentrated sewage at low temperature in a two-step anaerobic system: two upflow-hybrid septic tanks. En: Water Science and Technology. 2003, vol. 48, no. 6, p. 219-226.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; LI, Y. C. The role of nutrient efficient plants in improving crop yields in the twenty first century. En: Journal of plant nutrition. 2008, vol. 31, no. 6, p. 1121-1157.

FERRER-MARTÍ, Laia, et al. A multi-criteria decision support tool for the assessment of household biogas digester programmes in rural areas. A case study in Peru. En: Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2018, vol. 95, p. 74-83.

FONT POMAROL, Jana. Assessment and design of a vermifilter for the post-treatment of digestate from low-tech digesters implemented in rural areas of Colombia. 2022. Tesis de Maestría. Universitat Politècnica de Catalunya.

FURUKAWA, Yuichiro; HASEGAWA, Hiroshi. Response of spinach and komatsuna to biogas effluent made from source-separated kitchen garbage. En: Journal of environmental quality. 2006, vol. 35, no. 5, p. 1939-1947.  
<https://doi.org/10.2134/jeq2005.0482>

FUCHS, W.; DROSG, B. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. En: Water science and technology. 2013, vol. 67, no. 9, p. 1984-1993.

GAI, Xiapu, et al. Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. En: PloS one. 2014, vol. 9, no. 12, p. e113888.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113888>

GARFÍ, Marianna, et al. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. En: Renewable and sustainable energy reviews. 2016, vol. 60, p. 599-614. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071>

GARFÍ, Marianna, et al. Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. En: Waste Management. 2011, vol. 31, no. 12, p. 2584-2589.

GEORGACAKIS, Dimitris; SIEVERS, D. M.; IANNOTTI, E. L. Buffer stability in manure digesters. En: *Agricultural Wastes*. 1982, vol. 4, no. 6, p. 427-441. [https://doi.org/10.1016/0141-4607\(82\)90038-5](https://doi.org/10.1016/0141-4607(82)90038-5)

GOMIERO, Tiziano. Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. En: *Sustainability*. 2016, vol. 8, no. 3, p. 281.

GUILAYN, F., et al. First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation. En: *Waste management*. 2019, vol. 86, p. 67-79. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.032>

GULLINO, Maria Lodovica; GILARDI, Giovanna; GARIBALDI, Angelo. En: Ready-to-eat salad crops: A plant pathogen's heaven. *Plant disease*, 2019, vol. 103, no. 9, p. 2153-2170. <https://doi.org/10.1094/PDIS-03-19-0472-FE>

GUTIÉRREZ, Victor, et al. Critical analysis of wastewater treatment using vermifilters: Operating parameters, wastewater quality, and greenhouse gas emissions. En: *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2023, vol. 11, no. 3, p. 109683.

HAVLIN, John. *Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient*. New Jersey: Prentice Hall. 2005. ISBN 0136268064.

HERNÁNDEZ, Teresa, et al. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. En: *Soil and Tillage Research*. 2016, vol. 160, p. 14-22. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.02.005>

HIDAKA, Taira; SUZUKI, Satoshi; NISHIMURA, Fumitake. Growth characteristics of photosynthetic bacteria cultured in anaerobic digestate of sewage sludge to be used as fertilizer. En: *Waste and Biomass Valorization*. 2022, p. 1-10. <https://doi.org/10.1007/s12649-021-01598-5>

HOLLIGER, Christof, et al. Towards a standardization of biomethane potential tests: a commentary. En: Water Science and technology. 2021, vol. 83, no. 1, p. 247-250. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>

HOSSAIN, Akbar, et al. Agricultural land degradation: processes and problems undermining future food security. En: Environment, climate, plant and vegetation growth. Cham: Springer International Publishing. 2020. p. 17-61.

HUFF, Matthew D.; KUMAR, Sandeep; LEE, James W. Comparative analysis of pinewood, peanut shell, and bamboo biomass derived biochars produced via hydrothermal conversion and pyrolysis. En: Journal of environmental management. 2014, vol. 146, p. 303-308. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.016>

INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO. Manual de análisis de suelos, plantas y aguas para riego. Manual de asistencia técnica. 1989, no. 47.

INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN (ICONTEC). Requisitos que deben cumplir y los ensayos a los cuales deben ser sometidos los productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y como enmiendas o acondicionadores de suelo, NTC 5167. Bogotá D.C.: ICONTEC. 2011. p. 1-60.

INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN (ICONTEC). Microbiología de alimentos y de alimentos para animales. Método horizontal para el recuento de coliformes o escherichia coli o ambos. Técnica de recuento de colonias utilizando medios fluoregénicos o cromogénicos, NTC 4458. Bogotá D.C.: ICONTEC. 2018. p. 1-11.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). Microbiología de la cadena alimentaria. Método horizontal para la detección, enumeración y serotipado de Salmonella, ISO6579. Switzerland: ISO. 2020. p. 1-9.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). Detección y enumeración por filtración de membrana de *Pseudomonas aeruginosa*, ISO16266. Switzerland: ISO. 2006. p.1-24.

IOCOLI, Gastón Alejandro, et al. Use of biogas digestates obtained by anaerobic digestion and co-digestion as fertilizers: Characterization, soil biological activity and growth dynamic of *Lactuca sativa* L. En: *Science of the total environment*. 2019, vol. 647, p. 11-19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.444>

JAIMES-ESTÉVEZ, J., et al. Cheese whey co-digestion treatment in a tubular system: Microbiological behaviour along the axial axis. En: *Biomass Conversion and Biorefinery*. 2022, vol. 12, no. 12, p. 5719-5728.

JAIMES-ESTÉVEZ, Jaime, et al. The role of biochar in the psychrophilic anaerobic digestion: Effects on kinetics, acids metabolism, and microbial population. En: *Bioresource Technology Reports*. 2023, vol. 23, p. 101566. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.10156>

JARAMILLO, Juan Guillermo, et al. Efecto del diseño bioclimático sobre el comportamiento térmico: caso de estudio dos digestores operando bajo condiciones psicrófilas. En: *Revista RedBioLAC*. 2021, vol. 5, no. 1, p. 4-8.

JIN, Hongmei; CHANG, Zhizhou. Distribution of heavy metal contents and chemical fractions in anaerobically digested manure slurry. En: *Applied biochemistry and biotechnology*. 2011, vol. 164, p. 268-282.

JOHNRAVINDAR, Davidraj, et al. Food waste and sewage sludge co-digestion amended with different biochars: VFA kinetics, methane yield and digestate quality assessment. En: *Journal of environmental management*. 2021, vol. 290, p. 112457. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112457>

JOHNRAVINDAR, Davidraj, et al. Impact of total solids content on biochar amended co-digestion of food waste and sludge: Microbial community dynamics, methane production

and digestate quality assessment. En: *Bioresource Technology*. 2022, vol. 361, p. 127682. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.12768>

JUANPERA, M., et al. A robust multicriteria analysis for the post-treatment of digestate from low-tech digesters. Boosting the circular bioeconomy of small-scale farms in Colombia. En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2022, vol. 166, p. 112638.

KATHIJOTES, Nicholas, et al. Impacts of biogas digestate on crop production and the environment: a Bulgarian case study. En: *American Journal of Environmental Sciences*. 2015, vol. 11, no. 2, p. 81-89. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2015.81.89>

KIZITO, Simon, et al. Role of nutrient-enriched biochar as a soil amendment during maize growth: Exploring practical alternatives to recycle agricultural residuals and to reduce chemical fertilizer demand. En: *Sustainability*. 2019, vol. 11, no. 11, p. 3211.

KOSZEL, Milan; LORENCOWICZ, Edmund. Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. En: *Agriculture and Agricultural Science Procedia*. 2015, vol. 7, p. 119-124. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.004>

KUMAR, Tarun, et al. Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. En: *Ecological engineering*. 2015, vol. 75, p. 370-377.

KUMAR, Tarun, et al. A comparative study on vermifiltration using epigeic earthworm *Eisenia fetida* and *Eudrilus eugeniae*. En: *Desalination and Water Treatment*. 2016, vol. 57, no. 14, p. 6347-6354.

LAIRD, David A., et al. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. En: *Geoderma*. 2010, vol. 158, no. 3-4, p. 443-449. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.013>

LAL, Rattan. Soil management in the developing countries. En: *Soil Science*. 2000, vol. 165, no. 1, p. 57-72.

LAMOLINARA, Barbara, et al. Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. En: Waste Management. 2022, vol. 140, p. 14-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.035>

LANGENBACH, K., et al. Slow sand filtration of secondary clarifier effluent for wastewater reuse. En: Environmental Science & Technology. 2009, vol. 43, no. 15, p. 5896-5901.

LEDS, LAC. 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. 2021. p. 26.

LEE, Moon-Sub, et al. Effect of digestate and digestate supplemented with biochar on switchgrass growth and chemical composition. En: Biomass and Bioenergy. 2021, vol. 144, p. 105928. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105928>

LEHMANN, J.; SCHROTH, G. Nutrient leaching. En Trees, crops and soil fertility: concepts and research methods. Wallingford UK: CABI publishing. 2002. p. 151-166.

LEMIEUX, Gilles; GERMAIN, Diane; ENVIRONNEMENT, Hydrogéochim. Ramial chipped wood: the clue to a sustainable fertile soil. Laval University, Coordination Group on Ramial Wood. 2000.

LI, Xiaowei, et al. Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. En: Chemical engineering journal. 2013, vol. 223, p. 932-943.

LI, Y. S., et al. Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: Monitoring methodology on an experimental farm. En: Ecological engineering. 2008, vol. 32, no. 4, p. 301-309.

LINVILLE, Jessica L., et al. In-situ biogas upgrading during anaerobic digestion of food waste amended with walnut shell biochar at bench scale. En: Waste Management & Research. 2017, vol. 35, no. 6, p. 669-679. <https://doi.org/10.1177/0734242X17704716>

LIU, Fanghua, et al. Promoting direct interspecies electron transfer with activated carbon. En: Energy & Environmental Science. 2012, vol. 5, no. 10, p. 8982-8989. <https://doi.org/10.1039/c2ee22459c>

LIU, Wen Ke; YANG, Qi-Chang; DU, Lianfeng. Soilless cultivation for high-quality vegetables with biogas manure in China: Feasibility and benefit analysis. En: Renewable Agriculture and Food Systems. 2009, vol. 24, no. 4, p. 300-307. <https://doi.org/10.1017/S1742170509990081>

LUNDELL, Y.; JOHANNISSON, C.; HÖGBERG, P. Ion leakage after liming or acidifying fertilization of Swedish forests—a study of lysimeters with and without active tree roots. En: Forest ecology and management. 2001, vol. 147, no. 2-3, p. 151-170.

MAKÁDI, Marianna; TOMÓCSIK, Attila; OROSZ, Viktria. En: Biogas. Croacia: InTech. 2012. Capítulo 14. 296 p. ISBN 9789535161462

MANICI, L. M., et al. Can repeated soil amendment with biogas digestates increase soil suppressiveness toward non-specific soil-borne pathogens in agricultural lands?. En: Renewable Agriculture and Food Systems. 2021, vol. 36, no. 4, p. 353-364. <https://doi.org/10.1017/S1742170520000393>

MANYUCHI, Musaida Mercy; MBOHWA, Charles; MUZENDA, Edison. Biological treatment of distillery wastewater by application of the vermifiltration technology. En: South African Journal of Chemical Engineering. 2018, vol. 25, p. 74-78.

MARCATO, Claire E., et al. Particle size and metal distributions in anaerobically digested pig slurry. En: Bioresource technology. 2008, vol. 99, no. 7, p. 2340-2348. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.05.013>

MARTÍ-HERRERO, J., et al. Biogas from a full scale digester operated in psychrophilic conditions and fed only with fruit and vegetable waste. En: Renewable Energy. 2019, vol. 133, p. 676-684. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.030>

MARTÍ-HERRERO, J., et al. Improvement through low cost biofilm carrier in anaerobic tubular digestion in cold climate regions. En: Bioresource Technology. 2014, vol. 167, p. 87-93. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.115>

MÉNDEZ, José Antonio Alburquerque; MUÑOZ, M<sup>a</sup> Ángeles Bustamante; CARRILLO, Rafael Clemente. Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización. Los autores, 2011. p. 62.

MIITO, Gilbert J., et al. A vermifilter system for reducing nutrients and organic-strength of dairy wastewater. En: Environmental Technology & Innovation. 2021, vol. 23, p. 101648.

MIKULA, Katarzyna, et al. Efficient anaerobic digestate valorization: Nutrient recovery strategy for enhancing soil fertility in arid agricultural regions. En: Journal of Environmental Chemical Engineering. 2023, vol. 11, no. 5, p. 110522. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110522>

MOHAN, Dinesh, et al. Sorption of arsenic, cadmium, and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production. En: Journal of colloid and interface science. 2007, vol. 310, no. 1, p. 57-73. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2007.01.020>

MÖLLER, Kurt; MÜLLER, Torsten. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. En: Engineering in life sciences. 2012, vol. 12, no. 3, p. 242-257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>

MÖLLER, Kurt, et al. Impact and interaction of nitrogen and Phytophthora infestans as yield-limiting and yield-reducing factors in organic potato (Solanum tuberosum L.) crops. En: Potato Research. 2006, vol. 49, no. 4, p. 281-301. <https://doi.org/10.1007/s11540-007-9024-7>

MONTEAGUDO SOLÀ, Sandra. Desarrollo de un análisis multicriterio para la selección de alternativas sostenibles para el postratamiento del efluente de biodigestores de bajo coste. 2020. Tesis de Maestría. Universitat Politècnica de Catalunya.

MOREIRA, M. A., et al. Lettuce production according to different sources of organic matter and soil cover. En: *Agricultural Sciences*. 2014, vol. 5, no. 2, p. 99-105. <http://dx.doi.org/10.4236/as.2014.52013>

MORRIS, D. R.; LATHWELL, D. J. Anaerobically digested dairy manure as fertilizer for maize in acid and alkaline soils. En: *Communications in soil science and plant analysis*. 2004, vol. 35, no. 11-12, p. 1757-1771. <https://doi.org/10.1081/CSS-120038567>

MORTOLA, Natalia, et al. Potential use of a poultry manure digestate as a biofertiliser: Evaluation of soil properties and *Lactuca sativa* growth. En: *Pedosphere*. 2019, vol. 29, no. 1, p. 60-69. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60057-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60057-8)

MOU, Beiquan. Genetic variation of beta-carotene and lutein contents in lettuce. En: *Journal of the American Society for Horticultural Science*. 2005, vol. 130, no. 6, p. 870-876.

MUMME, Jan, et al. Use of biochars in anaerobic digestion. En: *Bioresource technology*. 2014, vol. 164, p. 189-197. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.008>

NELSON, Nathan O., et al. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. En: *Soil science*. 2011, vol. 176, no. 5, p. 218-226.

NKOA, Roger. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. En: *Agronomy for Sustainable Development*. 2014, vol. 34, p. 473-492. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>

NOODÉN, Larry D.; GUIAMÉT, Juan J.; JOHN, Isaac. Senescence mechanisms. En: *Physiologia plantarum*. 1997, vol. 101, no. 4, p. 746-753. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1997.tb01059.x>

ORTIZ-LIÉBANA, Noemí, et al. Biochar+ AD exerts a biostimulant effect in the yield of horticultural crops and improves bacterial biodiversity and species richness in the

rhizosphere. En: *Scientia Horticulturae*. 2023, vol. 321, p. 112277.  
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2023.112277>

OTTAIANO, Lucia, et al. Biostimulant application under different nitrogen fertilization levels: Assessment of yield, leaf quality, and nitrogen metabolism of tunnel-grown lettuce. En: *Agronomy*. 2021, vol. 11, no. 8, p. 1613. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081613>

POGNANI, Michele, et al. Substituting energy crops with organic fraction of municipal solid waste for biogas production at farm level: A full-scale plant study. En: *Process biochemistry*. 2009, vol. 44, no. 8, p. 817-821.

PORTAFOLIO. Agricultura sigue en vilo ante la escasez de los fertilizantes [en línea]. En: *Portafolio*. Bogotá, enero 10 de 2023. Disponible en: <https://www.portafolio.co/economia/finanzas/sector-de-agricultura-sigue-en-vilo-ante-la-escasez-de-los-fertilizantes-576687>.

PRAZERES, Ana R.; CARVALHO, Fátima; RIVAS, Javier. Cheese whey management: A review. En: *Journal of environmental management*. 2012, vol. 110, p. 48-68.

PURSER, BJ Jobling, et al. An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. En: *Water research*. 2014, vol. 61, p. 162-170.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.020>

RASHMI, I., et al. Leaching of plant nutrients from agricultural lands. *Essential Plant Nutrients: Uptake, Use Efficiency, and Management*. 2017, p. 465-489.

RIGBY, H.; SMITH, S. R. Nitrogen availability and indirect measurements of greenhouse gas emissions from aerobic and anaerobic biowaste digestates applied to agricultural soils. En: *Waste management*. 2013, vol. 33, no. 12, p. 2641-2652.

RISBERG, Kajsa, et al. Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure—Chemical composition and effects on soil microbial activity. En: Waste management. 2017, vol. 61, p. 529-538. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.016>

RODRÍGUEZ, Lylian; SALAZAR, Patricia; PRESTON, T. R. Effect of a culture of “native” microorganisms, biochar and biodigester effluent on the growth of maize in acid soils. En: Livestock Research for Rural Development. 2011, vol. 23, no. 10, p. 1-7. <http://www.lrrd.org/lrrd23/10/rodr23223.htm>

RONGA, Domenico, et al. Using digestate and biochar as fertilizers to improve processing tomato production sustainability. En: Agronomy. 2020, vol. 10, no. 1, p. 138. <https://doi.org/10.3390/agronomy10010138>

RUTKOWSKA, B., et al. Soil micronutrient availability to crops affected by long-term inorganic and organic fertilizer applications. En: Plant, Soil and Environment. 2014, vol. 60, no. 5, p. 198-203.

SAAH, Konadu Jennifer Ama; KABA, James S.; ABUNYEWA, Akwasi A. Inorganic nitrogen fertilizer, biochar particle size and rate of application on lettuce (*Lactuca sativa* L.) nitrogen use and yield. En: All Life. 2022, vol. 15, no. 1, p. 624-635.

SAIF, Irfan, et al. Improved digestibility and biogas production from lignocellulosic biomass: Biochar addition and microbial response. En: Industrial Crops and Products. 2021, vol. 171, p. 113851. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113851>

SAVINO, Francesco, et al. Antagonistic effect of *Lactobacillus* strains against gas-producing coliforms isolated from colicky infants. En: BMC microbiology, 2011, vol. 11, p. 1-7. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-11-157>

SCAGLIA, Barbara, et al. Potential agronomic and environmental properties of thermophilic anaerobically digested municipal sewage sludge measured by an unsupervised and a supervised chemometric approach. En: Science of the Total Environment. 2018, vol. 637, p. 791-802.

SCHULZ, Hardy; GLASER, Bruno. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. En: Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 2012, vol. 175, no. 3, p. 410-422.

SHAO, Zhijiang, et al. Combined effects of liquid digestate recirculation and biochar on methane yield, enzyme activity, and microbial community during semi-continuous anaerobic digestion. En: Bioresource Technology. 2022, vol. 364, p. 128042. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128042>

SHEN, Yanwen, et al. Producing pipeline-quality biomethane via anaerobic digestion of sludge amended with corn stover biochar with in-situ CO<sub>2</sub> removal. En: Applied energy. 2015, vol. 158, p. 300-309. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.08.016>

SHEN, Yanwen, et al. Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: Enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar. En: Journal of Cleaner Production. 2016, vol. 135, p. 1054-1064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.144>

SHI, Yongsun, et al. The dosage-effect of biochar on anaerobic digestion under the suppression of oily sludge: Performance variation, microbial community succession and potential detoxification mechanisms. En: Journal of Hazardous Materials. 2022, vol. 421, p. 126819. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126819>

SINGH, Rajneesh; BHUNIA, Puspendu; DASH, Rajesh R. A mechanistic review on vermifiltration of wastewater: design, operation and performance. En: Journal of Environmental Management. 2017, vol. 197, p. 656-672.

SINGH, Rajneesh; BHUNIA, Puspendu; DASH, Rajesh R. Understanding intricacies of clogging and its alleviation by introducing earthworms in soil biofilters. En: Science of the Total Environment. 2018, vol. 633, p. 145-156.

SINGH, Rajneesh, et al. Vermifiltration as a sustainable natural treatment technology for the treatment and reuse of wastewater: a review. En: Journal of Environmental Management. 2019, vol. 247, p. 140-151.

SIEFERMANN-HARMS, Dorothea. The light-harvesting and protective functions of carotenoids in photosynthetic membranes. En: *Physiologia Plantarum*. 1987, vol. 69, no. 3, p. 561-568. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1987.tb09240.x>

SUN, Ruibo, et al. Bacterial diversity in soils subjected to long-term chemical fertilization can be more stably maintained with the addition of livestock manure than wheat straw. En: *Soil Biology and Biochemistry*. 2015, vol. 88, p. 9-18. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.05.007>

SUNYOTO, Nimas MS, et al. Effect of biochar addition on hydrogen and methane production in two-phase anaerobic digestion of aqueous carbohydrates food waste. En: *Bioresource technology*. 2016, vol. 219, p. 29-36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.089>

TAMBONE, Fulvia, et al. Measuring the organic amendment properties of the liquid fraction of digestate. En: *Waste management*. 2019, vol. 88, p. 21-27.

TAMBONE, Fulvia, et al. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. En: *Chemosphere*. 2010, vol. 81, no. 5, p. 577-583.

TAMBONE, Fulvia, et al. Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. En: *Bioresource technology*. 2017, vol. 243, p. 1251-1256. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.130>

TAN, Xiaofei, et al. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. En: *Chemosphere*. 2015, vol. 125, p. 70-85.

TAVERA-RUIZ, C., et al. Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2023, vol. 173, p. 113097. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113097>

TIQUIA, S. M. Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig-on-litter system. En: ProceedingS of ICS. 1999, p. 625-647.

UNIDAD DE PLANEACIÓN RURAL AGROPECUARIA (UPRA). Índice de precios de insumos agrícolas y alimentos balanceados para animales. Reporte del Ministerio de Agricultura de Colombia. Bogotá DC: UPRA; 2023.

UNIÓN EUROPEA. PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. Reglamento UE 2019/1009 (5, junio, 2019). por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) n.o 1069/2009 y (CE) n.o 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) n.o 2003/2003. En: Diario oficial de la Unión Europea. 2019.

VIJAYARAGHAVAN, Kuppusamy; BALASUBRAMANIAN, Rajasekhar. Application of pinewood waste-derived biochar for the removal of nitrate and phosphate from single and binary solutions. En: Chemosphere. 2021, vol. 278, p. 130361. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130361>

VOĆA, Neven, et al. Digested residue as a fertilizer after the mesophilic process of anaerobic digestion. En: Plant Soil Environ. 2005, vol. 51, no. 6, p. 262-266.

WANG, Wei; LEE, Duu-Jong. Valorization of anaerobic digestion digestate: A prospect review. En: Bioresource Technology. 2021, vol. 323, p. 124626.

WANG, Su; YANG, Jian; LOU, Shan-Jie. Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag–coal cinder filter. En: Ecological Engineering. 2010, vol. 36, no. 4, p. 489-494.

WEBER, Jerzy; KARCZEWSKA, Anna. Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. En: Geoderma. 2004, vol. 2, no. 122, p. 105-107.

WORLD BANK GROUP. Commodity markets outlook. Reporte del Banco Mundial. Washington DC: Banco Mundial; 2023.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Sanitation safety planning: Manual for safe use and disposal of wastewater greywater and Excreta. World Health Organization, 2015. ISBN 9789241549240

XU, Y., et al. Accumulation of copper and zinc in soil and plant within ten-year application of different pig manure rates. En: *Plant, Soil and Environment*. 2013, vol. 59, no. 11, p. 492-499. <https://doi.org/10.17221/121/2013-PSE>

YAN, Miao, et al. Effects of digestate-encapsulated biochar on plant growth, soil microbiome and nitrogen leaching. En: *Journal of Environmental Management*. 2023, vol. 334, p. 117481. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117481>

YAN, Zhengnan, et al. Leaf anatomy, photosynthesis and chlorophyll fluorescence of lettuce as influenced by arbuscular mycorrhizal fungi under high temperature stress. En: *Scientia Horticulturae*. 2021, vol. 280, p. 109933. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2021.109933>

YOUNG, Brian Jonathan, et al. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. En: *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2012, vol. 76, p. 182-186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>

YU, Fang-Bo, et al. Concentrated biogas slurry enhanced soil fertility and tomato quality. En: *Acta Agriculturae Scandinavica Section B–Soil and Plant Science*. 2010, vol. 60, no. 3, p. 262-268. <https://doi.org/10.1080/09064710902893385>

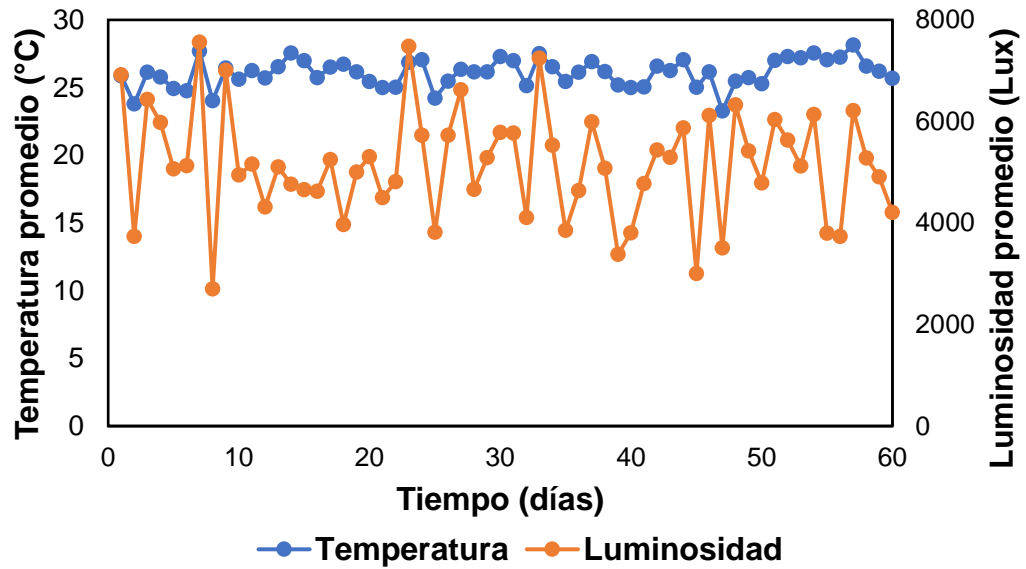
ZHANG, Le, et al. Three-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge: Identifying bacterial and methanogenic archaeal communities and their correlations with performance parameters. En: *Bioresource technology*. 2019, vol. 285, p. 121333. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121333>

ZIEGLER-RODRIGUEZ, Kurt, et al. Post-treatment and agricultural reuse of digestate from low-tech digesters: A comparative life cycle assessment. En: *Science of The Total Environment*. 2023, vol. 894, p. 164992.

ZILIO, Massimo, et al. Using highly stabilized digestate and digestate-derived ammonium sulphate to replace synthetic fertilizers: The effects on soil, environment, and crop production. En: Science of the Total Environment. 2022, vol. 815, p. 152919. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152919>

## ANEXOS

**Anexo A.** Temperatura y luminosidad diaria promedio durante el ciclo de cultivo de Lechuga romana



**Anexo B.** Características iniciales del suelo usado en el cultivo de Lechuga romana

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valor</b>	
pH	-	4.6	
CE	ds/m	0.27	
CIC	meq/100g	17.2	
C orgánico	%	2.61	
N total	%	0.216	
P	ppm	136	
Textura	Arena	56	
	Limo	%	22
	Arcilla		22
Elementos mayores	Ca	5.75	
	Mg	meq/100g	1.11
	Na		0.08
	K		1.15
Elementos menores	B	0.31	
	Fe	142	
	Mn	ppm	3.81
	Cu		0.68
	Zn		5.99
	S		24.7

### Anexo C. Características del fertilizante líquido comercial

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valor</b>
pH	-	7.15
CE	ds/m	0.95
COT	%	1.59
SST	mg/L	673
P total (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	%	0.45
N orgánico total	%	1.13
Relación C/N	-	1.4
K total (K <sub>2</sub> O)	g/L	0.01