



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO
FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN
ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA
CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA



Tema: Efecto de la adición de lodos centrifugados de la PTAR – Ambato sobre el proceso de biodigestión de residuos verdes provenientes de mercados

Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención de título de Ingeniero Biotecnólogo, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Autor: José Alexis Cayo Almache

Tutor: Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

Ambato - Ecuador

Febrero - 2024

2024

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

CERTIFICA:

Que el presente trabajo de titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de la Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 05 de enero de 2024

Dr-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

1712283520

Tutor

AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo José Alexis Cayo Almache, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniero Biotecnólogo, son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.



José Alexis Cayo Almache

C.I. 0550450753

AUTOR

DERECHOS DE AUTOR

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Informe Final del Trabajo de Titulación o parte de él, un documento disponible para su lectura consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los Derechos en línea patrimoniales de mi Informe Final del Trabajo de Titulación con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor



José Alexis Cayo Almache

C.I. 0550450753

AUTOR

APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos profesores calificadores, aprueban el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Presidente del tribunal

Dr. William Ricardo Calero Cáceres

1714348859

Dra. Mirari Yosune Arancibia Soria

1802142461

Ambato, 05 de febrero del 2024

DEDICATORIA

A mi madre Geannina Almache por estar siempre a mi lado desde el día que nací, ser el pilar fundamental en mi vida, por todo el amor y el apoyo brindado para cumplir esta meta.

A mi abuelita Lupe, mi hermana Anahí y mi sobrina por ser ese apoyo incondicional y alentarme para nunca rendirme.

A mis tíos Eduardo y Karina, y a todas mis primas que brindarme siempre su apoyo.

A mi Tío Vicente, a mi abuelita Martha y a mi primo Santiago que siempre formarán parte de mi vida a pesar de que ya no estén en este mundo.

AGRADECIMIENTO

Especialmente a mi madre Geannina Almache, gracias a su sacrificio y esfuerzo he logrado ser lo que soy, su amor, su cariño y su apoyo ha sido ese motor en mi vida para conseguir todos mis logros y metas personales.

A mi abuelita, mi hermana, mis tíos, mis primos y a toda mi familia que siempre estuvieron conmigo en las buenas y en las malas, alentándome siempre y por brindarme su cariño en todo momento.

A mi tutor de tesis, Dr.-Ing. Rodny Peñafiel por permitirme ser su tesista y ayudarme desde el primer día. Estoy infinitamente agradecido con mi tutor por ser mi guía, por su paciencia y por brindarme el apoyo durante toda la ejecución de este proyecto.

A los docentes encargados de los laboratorios, al Ing. Geovanny Freire y a la Ing. Carla Peñafiel por su paciencia y brindarme su ayuda durante la realización de los análisis ejecutados en los laboratorios.

A todos mis amigos que hice a lo largo de mi vida, que siempre estuvieron conmigo a pesar de todo, me brindaron su apoyo incondicional en todo momento, sus consejos, su tiempo y su presencia hicieron que nunca me sienta solo.

Gracias infinitas a todos ustedes, por brindarme su apoyo para poder cumplir esta meta.

ÍNDICE GENERAL DE CONTENIDOS

APROBACIÓN DEL TUTOR	ii
AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	iii
DERECHOS DE AUTOR	iv
APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
RESUMEN EJECUTIVO	xi
ABSTRACT	xii
CAPÍTULO 1	1
MARCO TEÓRICO	1
1.1. Antecedentes Investigativos	1
1.1.1. Justificación.....	1
1.1.2. Planta de tratamientos de Aguas Residuales	2
1.1.3. Lodos centrifugados	3
1.1.4. Biodigestión de residuos orgánicos.....	4
1.1.5. Productos generados de la digestión de anaerobia.....	5
1.1.6. Uso de biorreactores para digestión anaerobia y sistema de operación .	6
1.2. Objetivos	7
1.2.1. Objetivo General	7
1.2.2. Objetivos Específicos.....	7
CAPÍTULO II	8
METODOLOGÍA	8
2.1. Materiales.....	8
2.1.1. Equipos de laboratorio	8
2.1.2. Instrumentos de laboratorio	9
2.1.3. Reactivos de laboratorio	10
2.1.4. Insumos de laboratorio.....	12

2.2. Metodología.....	13
2.2.1. Empleo de biodigestores a escala laboratorio.....	13
2.2.2. Análisis de los parámetros fisicoquímicos del licor de biodigestión.....	21
2.2.3. Evaluación de la producción de biogás.....	28
CAPÍTULO III.....	29
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	29
CAPÍTULO IV	54
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	54
4.1. Conclusiones.....	54
4.2. Recomendaciones	55
MATERIAL DE REFERENCIA	56
ANEXOS	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Equipos de laboratorio.....</i>	8
Tabla 2. <i>Instrumentos de laboratorio.....</i>	9
Tabla 3. <i>Reactivos de laboratorio.</i>	10
Tabla 4. <i>Insumos de laboratorio.....</i>	12
Tabla 5. <i>Caracterización inicial de los componentes de la mezcla sólida.....</i>	29
Tabla 6. <i>Parámetros químicos iniciales de los componentes de la mezcla sólida</i>	31

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Monitoreo semanal de pH en los biodigestores.....</i>	33
Figura 2. <i>Monitoreo semanal de la conductividad en los biodigestores.....</i>	34
Figura 3. <i>Monitoreo semanal del potencial redox en los biodigestores.....</i>	35
Figura 4. <i>Monitoreo semanal de Sólidos Totales (ST) en los biodigestores.</i>	36

Figura 5. <i>Monitoreo semanal de los sólidos suspendidos totales (SST) en los biodigestores.</i>	38
Figura 6. <i>Monitoreo semanal de los Sólidos Volátiles (SV) en los biodigestores.</i>	39
Figura 7. <i>Monitoreo semanal de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) .</i>	40
Figura 8. <i>Monitoreo semanal de Sulfuro en los biodigestores.</i>	41
Figura 9. <i>Monitoreo semanal de Sulfato en los biodigestores.</i>	43
Figura 10. <i>Monitoreo semanal de Fosfato en los biodigestores.</i>	44
Figura 11. <i>Monitoreo semanal de Hierro en los biodigestores.</i>	45
Figura 12. <i>Monitoreo semanal de Magnesio en los biodigestores.</i>	47
Figura 13. <i>Monitoreo semanal de Amonio en los biodigestores.</i>	48
Figura 14. <i>Monitoreo semanal de Cromo VI en los biodigestores.</i>	49
Figura 15. <i>Monitoreo semanal de Cromo en los biodigestores.</i>	50
Figura 16. <i>Monitoreo semanal de Cadmio en los biodigestores.</i>	52
Figura 17. <i>Cuantificación diaria de metano en los biodigestores</i>	53

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. <i>Biodigestor a escala de laboratorio que se instalaron.</i>	68
Anexo 2. <i>Permiso de muestreo concedido por la EMAPA.</i>	69
Anexo 3. <i>Curva de Calibración de DQO.</i>	70
Anexo 4. <i>Curva de Calibración de Sulfuro.</i>	70
Anexo 5. <i>Resultados completos de los análisis semanales del licor de digestión de los biodigestores.</i>	71
Anexo 6. <i>Resultados completos de los análisis semanales del licor de digestión de los biodigestores (continuación).</i>	74
Anexo 7. <i>Cuantificación diaria y semanal del biogás.</i>	77

RESUMEN EJECUTIVO

En Ecuador no existe un sistema adecuado de recolección de residuos, una gran cantidad de estos desechos terminan regresando a las calles y ríos. La acumulación de estos residuos orgánicos puede generar diversos problemas ambientales si no se ejecuta un tratamiento adecuado. En el presente proyecto se estudió la biodigestión de materia orgánica proveniente de mercados, y se identificó el efecto de la adición de lodos centrifugados de la PTAR – Ambato sobre la generación de biogás.

Para ello se operaron cuatro biodigestores durante las 12 semanas, que arrancaron todos iguales. Los biodigestores contenían inicialmente los mismos componentes: inóculo (diez por ciento en volumen), medio basal (sesenta por ciento en volumen) y residuos verdes licuados (treinta por ciento en volumen). A partir de la tercera semana se alimentaron los biodigestores con medio basal y residuos verdes para los controles., mientras que, a los otros se añadió a la alimentación lodos centrifugados.

Los análisis mostraron una elevada concentración nutrientes en los lodos centrifugados (fósforo, nitrógeno y magnesio) que contribuyen a la transformación microbiana de la materia orgánica en metano. Así mismo se determinó que la concentración de metales pesados como cromo y cadmio, que pueden actuar como inhibidores, se mantuvieron en valores por debajo del umbral tóxico. Sin embargo, estas concentraciones de metales pesados en el licor de digestión, dificulta su posterior uso como biofertilizante. En cuanto a la producción de biogás, no se pudo observar una diferencia significativa entre los biodigestores de control y de lodos.

Palabras clave: gestión ambiental, biodigestión, metanogénesis, licor de digestión, residuos orgánicos, biodigestor, biogás, lodos centrifugados, PTAR – Ambato.

ABSTRACT

In Ecuador there is no adequate waste collection system, a large amount of this waste ends up returning to the streets and rivers. The accumulation of these organic waste can generate various environmental problems if adequate treatment is not carried out. In this project, the biodigestion of organic matter from markets was studied, and the effect of the addition of centrifuged sludge from the WWTP - Ambato on the generation of biogas was identified.

For this, four biodigesters were operated during the 12 weeks, which all started the same. The biodigesters initially contained the same components: inoculum (ten percent by volume), basal medium (sixty percent by volume) and liquefied green waste (thirty percent by volume). From the third week onwards, the biodigesters were fed with basal medium and green waste for the controls, while centrifuged sludge was added to the feed for the others.

The analyzes showed a high concentration of nutrients in the centrifuged sludge (phosphorus, nitrogen and magnesium) that contribute to the microbiological transformation of organic matter into methane. Likewise, it was determined that the concentration of heavy metals such as chromium and cadmium, which can act as inhibitors, remained at values below the toxic threshold. However, these concentrations of heavy metals in the digestion liquor make its subsequent use as a biofertilizer difficult. Regarding biogas production, no significant difference could be observed between the control and sludge digesters.

Keywords: environmental management, biodigestion, methanogenesis, digestion liquor, organic waste, biodigester, biogas, centrifuged sludge, WWTP – Ambato.

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes Investigativos

1.1.1. Justificación

En Ecuador no existe un sistema adecuado de recolección de residuos. Se estima que semanalmente se producen alrededor de 58,829 toneladas de residuos sólidos **(Soliz, 2015)**. De los cuáles el 30 % de estos residuos que se recolectan son acomodados en rellenos sanitarios, mientras que el 70 % restante no recibe una disposición final adecuada y termina regresando a las calles, ríos y lagos **(Garzón et al., 2015)**.

El principal problema que se presenta por la acumulación de estos residuos es la formación de grandes cantidades de lixiviados tóxicos. Esto a su vez puede desencadenar incendios espontáneos debido a la producción y acumulación de metano y otros gases de efecto invernadero. Además, se ha detectado la emanación de gases de carácter cancerígeno como el tolueno y tetracloroetileno en los rellenos sanitarios **(Gollapalli & Kota, 2018)**.

En la actualidad la degradación anaerobia de los desechos orgánicos es una de las mejores alternativas como tratamiento biológico. En ausencia de oxígeno la materia orgánica es transformada en gases que podrían ser utilizadas como una fuente de energía renovable **(Bakkaloglu et al., 2021)**. Este tratamiento ha demostrado ser más eficiente que otros procesos de eliminación de residuos orgánicos como la incineración y el compostaje. Esto en términos de control de proceso, eficiencia, tiempo de operación, y generación de productos con valor agregado **(Khanal et al., 2021)**.

Durante la digestión los microorganismos anaerobios degradan los residuos orgánicos dando como resultado la producción de biogás metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) **(Tolaymat et al., 2010)**. El uso de un biodigestor junto con la adición de lodos centrifugados puede resultar en una mejor degradación de la materia orgánica con una

rápida estabilización, generando las condiciones óptimas para la producción de biogás y obtener un mayor rendimiento del proceso (actividad metanogénica) (**Budihardjo et al., 2021**).

Con toda esta información, se plantea estudiar el efecto de la adición de lodos centrifugados de la PTAR – Ambato sobre el proceso de biodigestión de residuos verdes dentro de un biodigestor, además de la obtención y cuantificación de biogás como producto con valor agregado de este proceso.

1.1.2. Planta de tratamientos de Aguas Residuales

Una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales o PTAR, es una instalación diseñada para realizar procesos físicos, químicos y biológicos sobre las aguas residuales. Su objetivo principal es eliminar los contaminantes presentes en este tipo de agua antes de ser descargado en ríos o devuelto al ambiente (**Wang et al., 2022**).

La empresa de agua potable y alcantarillado de Ambato (EMAPA) cuenta con una PTAR ubicada en el sector “Las Viñas”. La información proveniente de la misma empresa estipula que ingresa aproximadamente 65,664 m³ de agua residual al día, misma que pasa por los diferentes procesos de tratamiento para finalmente ser descargado en el río Ambato (**Cando, 2021**).

La PTAR – Ambato cuenta con diferentes etapas para el tratamiento de dichas aguas que son:

- **Pretratamiento:** En la fase inicial las aguas residuales son bombeadas a través de una cámara y son sometidas a un proceso de desbaste fino. El agua es filtrada a través de rejillas y tamices de diferentes tamaños con la finalidad de eliminar materiales flotantes de mayor tamaño. Posteriormente, se eliminan las partículas de menor tamaño presentes en el agua residual que pueden causar problemas en la operación de la planta (**GAD, 2020**).

- **Tratamiento Primario:** El objetivo de este proceso es eliminar la mayor parte de los sólidos en suspensión. Durante esta etapa se utilizan decantadores para separar las partículas contaminantes y eliminar la mayor concentración posible de materia

orgánica del agua residual. Además, se utilizan diversas sustancias químicas que actúan como floculantes y coagulantes para optimizar el proceso de sedimentación (GAD, 2020).

- **Tratamiento Secundario:** Durante esta etapa se utilizan microorganismos para lograr la eliminación la materia orgánica junto con los sólidos suspendidos restantes. Los microorganismos que se utilizan generalmente son bacterias heterótrofas facultativas, ya que estas crecen de forma natural en el agua residual y son capaces de transformar la materia orgánica disuelta en productos más sencillos (Buitron et al., 2018). La PTAR – Ambato cuenta con un reactor biológico que se encarga de recibir el agua del sedimentador primario y secundario para degradar toda la materia orgánica presente en el agua.
- **Tratamiento terciario:** Esta etapa está enfocada en realizar un proceso de desinfección, donde se vierte hipoclorito sódico en el agua provenientes desde los tanques del tratamiento secundario. En una PTAR es necesario llevar a cabo este proceso para la depuración de las aguas residuales que serán descargadas al medio ambiente (GAD, 2020).

1.1.3. Lodos centrifugados

Los lodos centrifugados son el subproducto semisólido de las de las etapas de tratamiento de aguas residuales (Lamastra et al., 2018). Específicamente son un tipo de fango que se genera a partir de un proceso de separación por gravedad (decantación) de los sólidos en suspensión presentes en el agua residual.

La cantidad de lodos que se produce durante este proceso está directamente relacionada a ciertos parámetros como el volumen de agua tratada, la concentración de sólidos suspendidos y la eficiencia del sistema de decantación responsable del tratamiento (Quan et al., 2020).

Algunas características generales de estos lodos es su color, consistencia y olor. En cuanto a su coloración este se encuentra en tonalidades grises o cafés, la consistencia es lodosa a causa de su composición conformada por grandes cantidades de materia orgánica,

minerales, etc., y emana un olor altamente fermentable y putrefacto (Tytla, 2019). Cabe destacar que una de las características importante de esta clase de lodos es la presencia e interacción de distintos tipos de bacterias y microorganismos para llevar a cabo la degradación de residuos orgánicos (Aldrawsha et al., 2020).

1.1.4. Biodigestión de residuos orgánicos

La digestión de la materia orgánica es llevada a cabo por un consorcio de microorganismos anaerobios estrictos o facultativos que trabajan de forma sinérgica (Deublein & Steinhauser, 2010).

Esta población de microorganismos generalmente se encuentra en nichos ecológicos que contienen un bajo contenido de oxígeno como, por ejemplo, en sedimentos, humedales, pantanos, en el tracto intestinal de los rumiantes y ciertos insectos (Rasapoor et al., 2020).

El proceso de digestión anaerobia ocurre en cuatro fases: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

- **Primera fase (hidrólisis):** en la fase inicial la actividad hidrolítica se encarga de fraccionar los polímeros de proteínas, grasas y carbohidratos a sus monómeros más simples como aminoácidos, ácidos grasos de cadenas largas y azúcares. Este proceso tiene mucha importancia para el tratamiento de residuos que poseen un alto contenido orgánico.
- **Segunda fase (acidogénesis):** los monómeros que se obtiene de la primera fase son llevados a un proceso de fermentación, donde se forman ácidos grasos volátiles de dos o hasta cinco carbonos, entre estos tenemos el ácido acético, ácido butírico, ácido propiónico y el ácido láctico. Durante esta fase se produce la eliminación de cualquier traza de oxígeno disuelto en el sistema.
- **Tercera fase (acetogénesis):** los compuestos obtenidos del proceso de fermentación que no pueden ser usados por las bacterias metanogénicas son transformadas en productos más sencillos como el acetato, dióxido de carbono (CO₂) e hidrógeno (gas) que son precursores de la formación de metano.

- **Cuarta fase (metanogénesis):** los microorganismos metanógenos aprovechan todos los productos que se generaron en la tercera fase para producir metano, este proceso se puede dar de dos maneras:
 - la primera es por medio de la separación de dos moléculas de acetato para generar dióxido de carbono y metano; o
 - mediante la transformación del dióxido de carbono e hidrógeno en metano.

(Castelo et al., 2016)

Los microorganismos que llevan a cabo este proceso tienen las siguientes características: son estrictamente anaeróbicos, tienen una alta sensibilidad al pH (tolerancia entre 6,5 y 7,6), se desarrollan muy lento y necesitan una gran superficie para su propagación. Se ha identificado que durante la primera y segunda fase los microorganismos más comunes que llevan a cabo estos procesos son: *Clostridium*, *Ruminococcus*, *Eubacterium* y *Bacteroides*. En cambio, los microorganismos que llevan a cabo los procesos de la tercera y cuarta fase son bacterias metanogénicas **(Fei et al., 2016)**.

1.1.5. Productos generados de la digestión de anaerobia

Los productos generados de la degradación anaerobia cuentan con un valor agregado, el biogás obtenido del proceso de digestión es una mezcla gaseosa formada por metano (55 – 70%) y dióxido de carbono (30 – 45%) principalmente, también contiene varias impurezas y trazas de otros gases como sulfuro de hidrógeno (H₂S) y vapor de agua **(Chan et al., 2012)**.

Para lograr una composición de biogás aceptable se debe tomar en cuenta factores como: la cantidad de átomos de carbono presentes en el sustrato digerido, el tiempo prolongado de digestión de la biomasa, la homogeneidad en el contenido del reactor, alto contenido acuoso, presión en el reactor, temperatura, preparación del sustrato, entre otros **(Cossu et al., 2016)**.

Para obtener un mayor beneficio de estos productos, es importante conocer que estos pueden ser sometidos a ciertos procesos de purificación, un ejemplo de esto es la extracción del CO₂ del biogás para utilizar el metano como una fuente de energía renovable. Varios estudios han demostrado que el incremento de la cantidad de sólidos

alimentados en los reactores causa una disminución en la producción de biogás, en algunos casos se evidencia que existe incluso una inhibición completa de la actividad de las bacterias metanogénicas, por lo tanto, se debe controlar este parámetro (**Bouallagui et al., 2023**).

1.1.6. Uso de biorreactores para digestión anaerobia y sistema de operación

El uso de un recipiente de reacción o reactor es importante para llevar a cabo el proceso de descomposición de los residuos sólidos orgánicos en un ambiente anaerobio y bajo condiciones controladas, para lograr esto es fundamental que el reactor se encuentre sellado herméticamente para evitar fugas de biogás, entrada de aire u otras condiciones que puedan contribuir con algún cambio brusco de temperatura, específicamente donde se va a llevar el proceso de fermentación (**Deublein & Steinhauser, 2010**).

Debido a la sensibilidad de los microorganismos a los ambientes físicos de operación se debe tomar en cuenta las condiciones necesarias que debe existir en el interior del reactor para obtener un rendimiento óptimo de los microorganismos degradadores, es decir, es importante controlar los siguientes parámetros: temperatura, tiempo de retención, pH, agitación, porcentaje de sólidos y la relación carbono/nitrógeno (**IDAE, 2007**). Estas condiciones deben ser controladas mediante la implementación de entradas para la alimentación, medición de gas, salida de producto, mangueras, válvulas, conectores, entre otros (**Michel et al., 2021**).

El diseño del biodigestor está relacionado con el desempeño de los procesos de digestión, estos deben poseer un depósito de biogás, así como ductos de entrada de afluente contaminado y para el afluente digerido (**Duan et al., 2021**). En cuanto al tipo de operación los batch, continuo y semicontinuo son ideales para la degradación de residuos de frutas y vegetales, los sistemas batch tienen la característica de ser alimentados al inicio con sustrato fresco, con o sin adición de inóculo y llevar a cabo todo el proceso de digestión sin interrumpirlo (**Singh et al., 2021**). En cambio, los sistemas continuos son alimentados de forma constante e ininterrumpida, por lo que el producto es removido del fondo del biorreactor, por su parte, los sistemas semicontinuos o semi-batch son alimentados a lo largo de intervalos continuos de tiempo y tienen la característica que el producto generado puede ser removido de forma simultánea (**Quan et al., 2020**).

Operar un reactor batch presenta varias ventajas como su simplicidad, bajo costo de inversión, resistencia frente a contaminantes y buen control del proceso, sin embargo, la producción de biogás es inestable, por esta razón no ha tenido éxito en el mercado. Varios estudios sugieren la consideración de las condiciones semi batch o continuas para lograr una alta eficiencia en la producción de biogás a partir de digestión de residuos orgánicos (Castelo et al., 2016).

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo General

Determinar el efecto de la adición de lodos centrifugados de la PTAR – Ambato sobre el proceso de biodigestión de residuos verdes provenientes de mercados.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Emplear biodigestores a escala de laboratorio con diferentes condiciones internas mediante la adición de lodos para la degradación de residuos verdes.
- Analizar periódicamente los parámetros fisicoquímicos del licor de digestión generado de la actividad de fermentación de microorganismos mediante métodos analíticos.
- Evaluar la producción de biogás mediante la técnica de desplazamiento de líquidos para el análisis de la influencia de la adición de lodos centrifugados.

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA

2.1. Materiales

Todos los materiales, equipos e instrumentos de laboratorio, reactivos e insumos que se utilizaron para el desarrollo del proyecto se detallan a continuación.

2.1.1. Equipos de laboratorio

En la siguiente tabla se observan todos los equipos de laboratorio que se utilizó durante la ejecución del proyecto.

Tabla 1.
Equipos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Medidor de pH FISHER SCIENTIFIC	1
Balanza analítica RADWAG	1
Equipo Horno Microondas para digestión ETHOS UP	1
Equipo de absorción atómica con horno de grafito y lámparas para detección de metales	1
Fotómetro multiparamétrico Hanna 839899	1
Reactor Hanna HI 839800	1
Mufla de cerámica BIOBASE	1
Estufa BINDER	1

Plato de calentamiento con agitador magnético CORNING	1
Medidor multiparamétrico Hanna	1
Purificador de agua- Thermo Fisher Scientific	1

2.1.2. Instrumentos de laboratorio

En la siguiente tabla se describe los instrumentos de laboratorio que se utilizaron durante la ejecución del proyecto.

Tabla 2.
Instrumentos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Vaso de precipitado 50 mL	2
Vaso de precipitado 100 mL	1
Probeta 50 mL	2
Balón de aforo 100 mL	3
Matraz Erlenmeyer 250 mL	3
Vial 10 mL	6
Cubeta 10 mL	6
Cápsulas de porcelana	6
Embudo	1
Espátula	1
Papel filtro de membrana de 0,4 μm	1

Micropipeta 100 – 1000 μ L	1
Puntas de pipeta 1000 μ L	50
Desecador	1
Papel filtro	48 unidades

2.1.3. Reactivos de laboratorio

En la siguiente tabla se describe los reactivos de laboratorio y la cantidad que se utilizó durante la ejecución del proyecto.

Tabla 3.
Reactivos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Cloruro de amonio	280,07 mg
Fosfato mono potásico	250,11 mg
Cloruro de magnesio hexahidratado	82,50 mg
Cloruro de calcio	10,09 mg
Bicarbonato de sodio	3000,13 mg
Extracto de levadura	10,08 mg
Acetato de sodio anhidrido	3204,52 mg
Ácido bórico	0,05 mg
Cloruro ferroso tetrahidratado	2,06 mg
Cloruro de zinc	0.05 mg
Dicloruro de manganeso	0.032 mg

Molibdato de amonio Tetrahidratado	0.05 mg
Sulfato de aluminio hidratado	0.14 mg
Hexahidrato de cloruro cobaltoso	2.05 mg
Nitrato de níquel hexahidratado	0,06 mg
Sulfato cúprico pentahidratado	0,04 mg
Selenito de sodio Pentahidratado	0,10 mg
EDTA	30.09 mg
Ácido clorhídrico	0,001 mL
Nitrato de plata	63 mL
oxalato de N, N-dimetil-p-fenildiamina (DMP)	2,5 mL
Ácido sulfúrico	63 mL
Dicromato de potasio 0.25 N	27 mL
Cloruro de zinc (2%)	90 mL
Sulfato de amonio	6 unidades
Sulfato de hierro III	6 unidades
Reactivo sulfato HI93751-0	18 unidades
Reactivo fosfato A HI93717A-0	25 mL
Reactivo fosfato B HI93717B-0,	18 unidades
reactivo hierro HI 93721-0	18 unidades
Reactivo A magnesio HI 93752A-Mg,	18 unidades

Reactivo B magnesio HI 93752B-Mg	180 mL
Reactivo A de amoniaco HI 93715A-0	8 mL
Reactivo B de amoniaco HI 93715B-0	8mL
Hidróxido de sodio	2400 mL
Reactivo fosfato rango bajo HI 93713-0	18 unidades

2.1.4. Insumos de laboratorio

En la siguiente tabla se describe los insumos de laboratorio y la cantidad que se utilizó durante la ejecución del proyecto.

Tabla 4.
Insumos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Guantes de nitrilo	1 paquete
Alcohol antiséptico	1 frasco
Cinta adhesiva	1 rollo
Papel aluminio	1 rollo
Papel absorbente	1 rollo
Cuaderno	1 unidad
Esferos y lápices	4 unidades
Rotuladores	2 unidades

2.2. Metodología

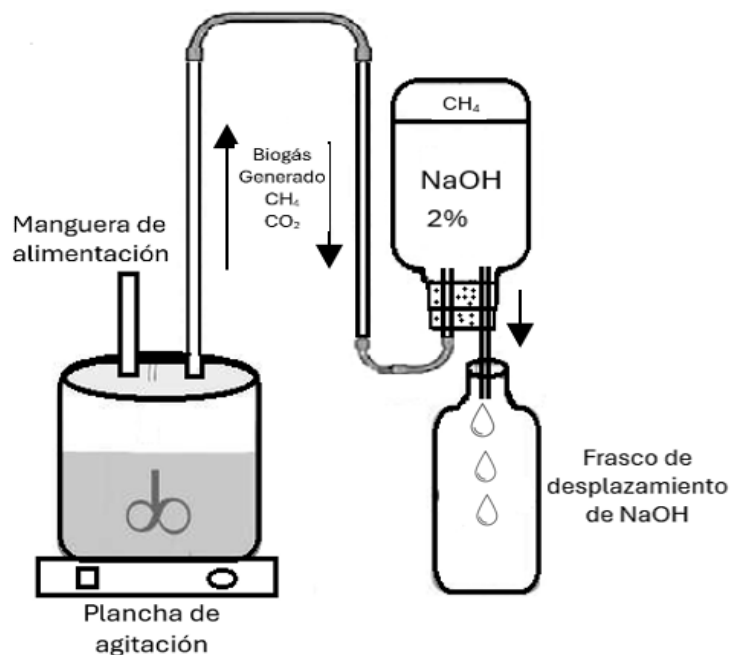
2.2.1. Empleo de biodigestores a escala laboratorio

Instalación de biodigestores con diferentes condiciones (con y sin lodos)

Para la construcción de los biodigestores se optó por adquirir 4 recipientes con tapas de plástico de 4.74 L con una llave de plástico que permitió extraer muestras para realizar los análisis semanales. Se hizo 2 perforaciones en las tapas para instalar 2 mangueras, la primera manguera sirvió para la alimentación, mientras que la segunda manguera fue para la medición de metano. Por último, se selló con silicón líquida los espacios extras para mantener las condiciones herméticas.

La manguera de medición de metano se conectó mediante una aguja a una botella de vidrio ámbar que contenía NaOH al 2% y esta se ubicó de forma invertida. Adicionalmente, se colocó un segundo frasco de vidrio ámbar en el cual se depositó el NaOH desplazado y se ubicó debajo del frasco invertido. El **Anexo 1** muestra los biodigestores instalados a escala de laboratorio.

Esquema de arreglo experimental de los biodigestores



Fuente: Elaboración propia

Recolección de lodos de la centrifuga de la PTAR – Ambato.

Las muestras de lodos fueron recolectadas de la EP- Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato (EMAPA) (lodos de la centrifuga de la PTAR). Se utilizó envases de polietileno de boca ancha para depositar las muestras. Además, el proceso de etiquetado se hizo de acuerdo con el número de muestra con el código *UTA-FCIAB-LE-M#*. El permiso de muestreo se puede observar en el **Anexo 2**.

Para su almacenamiento y transporte se usó fundas selladas y fueron depositadas en un cooler a 4°C hasta llegar al Laboratorio de la UODIDE de la Universidad Técnica de Ambato donde finalmente fueron conservadas en refrigeración a 4°C para evitar cualquier tipo de contaminación (**Organización internacional de normalización (ISO) e Instituto ecuatoriano de Normalización (INEN), 2009**).

Recolección y preparación de residuos verdes

Los residuos verdes fueron recolectados de los mercados de la ciudad de Ambato y colocados en fundas plásticas para ser transportados al Laboratorio de la UODIDE. Finalmente, se licuaron en el laboratorio para ser colocados en los biodigestores en las proporciones adecuadas.

Preparación del medio basal

El medio basal se preparó utilizando la metodología de **Garzón et al. (2015)**. A continuación, se puede observar todos los componentes y las cantidades para preparar el medio basal.

Componentes	Nomenclatura	Cantidad requerida (mg/L)
Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	280
Fosfato mono potásico	KH ₂ PO ₄	250
Cloruro de magnesio hexahidratado	MgCl ₂ * 6H ₂ O	82.49

Cloruro de calcio	CaCl ₂	10
Bicarbonato de sodio	NaHCO ₃	3000
Extracto de levadura		10
Acetato de sodio anhidro	C ₂ H ₃ NaO ₂	3204.53
Elementos traza		
Ácido bórico	H ₃ BO ₃	0.05
Cloruro ferroso tetrahidratado	FeCl ₂ * 4H ₂ O	2
Cloruro de zinc	ZnCl ₂	0.05
Dicloruro de manganeso	MnCl ₂	0.032
Molibdato de amonio tetrahidratado	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ * 4H ₂ O	0.05
Sulfato de aluminio hidratado	Al ₂ (SO ₄) ₃ * 18H ₂ O	0.14
Hexahidrato de cloruro cobaltoso	CoCl ₂ * 6H ₂ O	2
Nitrato de níquel hexahidratado	Ni(NO ₃) ₂ * 6H ₂ O	0.06
Sulfato cúprico pentahidratado	CuSO ₄ * 5H ₂ O	0.04
Selenito de sodio pentahidratado	Na ₂ SeO ₃ * 5H ₂ O	0.1
	EDTA	1
Ácido clorhídrico	HCl	0.001

Fuente: (Garzón et al., 2015)

Nota. El medio basal debe tener un pH ajustado de entre 7 a 8 con la finalidad de promover la actividad metanogénica de los microorganismos.

Recolección del inóculo

El inóculo (lodos de biodigestor) fueron recolectadas de la EP- Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato (EMAPA) También se utilizó envases de polietileno de boca ancha para depositar el inóculo. El permiso de muestreo se puede observar en el **Anexo 2**.

Para su almacenamiento y transporte se usó fundas selladas y fueron depositadas en un cooler a 4°C hasta llegar al Laboratorio de la UODIDE de la Universidad Técnica de Ambato donde finalmente fueron conservadas en refrigeración a 4°C para evitar cualquier tipo de contaminación (**Organización internacional de normalización (ISO) e Instituto ecuatoriano de Normalización (INEN), 2009**).

Método de Operación

Los biodigestores fueron colocados sobre planchas de calentamiento con agitadores magnéticos en su interior y se agitaron por 30 min al día. Se empleó la metodología de **Castelo et al. (2016)**, donde inicialmente los 4 biodigestores contenían los mismos componentes en las siguientes proporciones:

- Residuos verdes licuados 30% (1200 mL)
- Medio basal 60% (2400 mL)
- Inóculo 10% (400 mL).

Estas cantidades van de acuerdo con la capacidad del recipiente y en este caso fueron 4000 mL. A partir de la semana 3 se comenzó con la alimentación de forma periódica y la proporción fue de acuerdo con la cantidad de muestra que se extraía de forma semanal para los análisis.

Se alimentó los biodigestores adicionando los siguientes componentes:

- a) **Biodigestor 1 (Control):** residuos verdes licuados (40%) + medio basal (60%)
- b) **Biodigestor 2 (Control):** residuos verdes licuados (40%) + medio basal (60%)
- c) **Biodigestor 3 (Lodos):** residuos verdes licuados (30%) + medio basal (60%) + lodos centrifugados (10%)

- d) Biodigestor 4 (Lodos):** residuos verdes licuados (30%) + medio basal (60%) + lodos centrifugados (10%)

Nueva Alimentación

A partir de la semana 9 se cambió las proporciones de la alimentación para observar si existía una diferencia más amplia con respecto a las anteriores semanas. La nueva alimentación contenía los siguientes componentes.

- a) Biodigestor 1 (Control):** residuos verdes licuados (40%) + medio basal (60%)
b) Biodigestor 2 (Control): residuos verdes licuados (40%) + medio basal (60%)
c) Biodigestor 3 (Lodos): residuos verdes licuados (10%) + medio basal (60%) + lodos centrifugados (30%)
d) Biodigestor 4 (Lodos): residuos verdes licuados (10%) + medio basal (60%) + lodos centrifugados (30%)

Caracterización de los componentes sólidos de mezcla (residuos verdes, inóculo y lodos centrifugados)

Esta caracterización se hizo únicamente al inicio de la instalación de los biodigestores.

Determinación de la humedad de la materia

Se utilizó la metodología de **APHA (2012)**, para ello se esterilizó las cápsulas de porcelana en el horno a 105 °C por 24 horas, y se colocó en el desecador hasta que estas se enfríen. Seguidamente, las cápsulas de porcelana fueron pesadas y se les agregó 5 g de la muestra.

Después se secaron las cápsulas en el horno a 105°C durante 24 horas y fueron llevadas nuevamente al desecador para que se enfríen. Finalmente, las cápsulas fueron pesadas y el valor de peso obtenido representa a $m_{\text{cap} + \text{muestra seca}}$. Para determinar el porcentaje de humedad se empleó la siguiente fórmula:

$$\%H = \frac{(m_{\text{Cap}} + m_{\text{muestra húmeda}}) - (m_{\text{Cap}} + m_{\text{muestra seca}})}{m_{\text{muestra húmeda}}} * 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

m_{cap}: peso de la cápsula vacía

m_{muestra}: peso inicial de la muestra

m_{muestra seca}: peso de la muestra seca

Determinación del pH

Los electrodos del medidor multiparamétrico fueron calibrados para realizar esta medición. Primero se colocó la muestra en un vaso de precipitación limpio y se enjuagó el electrodo con una pequeña cantidad de la muestra. Posteriormente se introdujo el electrodo en la muestra a 3 cm de profundidad, se agitó suavemente y se aseguró que la unión del electrodo esté completamente sumergida. Cuando se estabilizó se obtuvo la lectura, y una vez realizada la medición, se lavó los sensores con agua destilada y se secó con papel secante (HANNA Instruments, 2022).

Determinación de sólidos totales (ST)

En base a la metodología estandarizada de APHA (2012), se retiró las partículas gruesas flotantes y los aglomerados de naturaleza extraña que se encuentren sumergidos en la muestra. Seguidamente las cápsulas se secaron dentro del horno precalentado a una temperatura entre 103 – 105°C por 2 horas y luego se dejó enfriar en el desecador.

Después se pesó las cápsulas, y una vez terminado de enfriarse se agregó 200 mg de muestra. Inmediatamente se colocó a baño maría con agua ultrapura tipo II y cuando se observó que la muestra se evaporó, se colocó en el horno a 103 – 105°C por 1 hora para secarla. Finalmente, cuando transcurrió ese tiempo se colocó nuevamente en el desecador para que se enfríe y se pesó. Para determinar sólidos totales se empleó la siguiente fórmula:

$$ST\left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) = \frac{(A - B) * 1000 * 1000}{V \text{ (mL)}} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

A: Peso final de la cápsula con el residuo seco, en gramos.

B: Peso inicial de la cápsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada, en mililitros.

1000: Factor de conversión de gramo a miligramo.

1000: Factor de conversión de mililitro a litro.

Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)

Se empleó el método estandarizado de **APHA (2012)**, para ello se procedió a pesar los crisoles y el papel filtro (B) (previamente debe ser lavado y secado por 2 horas a 105°C) e inmediatamente se instaló el equipo de filtración al vacío. El papel filtro se colocó sobre el embudo, donde se añadió 50 mL de muestra y se encendió la bomba para iniciar con el proceso de filtración de las muestras.

Una vez terminado este proceso, se retiró el filtro y se colocó los crisoles para pesarlos. Más tarde se dejó en la estufa durante 2 horas a 105°C y por último se enfrió en el desecador y se pesó (A). Para determinar los sólidos suspendidos totales se empleó la siguiente fórmula:

$$\text{SST}\left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) = \frac{(A - B) * 1000 * 1000}{V \text{ (mL)}} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde:

A: peso del crisol en mg+ filtro en mg + residuo seco en mg

B: peso del crisol + filtro en mg

V: Volumen de muestra desecada, en mililitros.

1000: Factor de conversión de gramo a miligramo.

1000: Factor de conversión de mililitro a litro.

Determinación de sólidos volátiles (SV)

Se empleó la metodología estandarizada de **APHA (2012)**. Las muestras se colocaron en un recipiente de porcelana, se sellaron con papel film para ser secados en la estufa a una

temperatura de 40°C hasta que se obtuvo una cantidad entre 200 a 500 g de muestra seca, De esta muestra, nuevamente se pesó 20 g (P₁) y se secó a 105°C hasta obtener una masa constante (P₂), seguidamente fueron colocados en el desecador.

Luego de que se enfríen las muestras, se introdujeron en la mufla de cerámica BIOBASE, aquí se aumentó de forma lenta la temperatura hasta alcanzar los 550°C, esta temperatura se mantuvo constante durante 2 horas, después se disminuyó la temperatura lentamente hasta llegar a los 200°C y nuevamente se colocaron en el desecador hasta que se enfriaron y finalmente se pesaron (P₃). Los sólidos volátiles se calcularon mediante la siguiente ecuación:

$$SV (\%) = \frac{a - b}{m} * 100 \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde:

a: masa del residuo y recipiente antes de la calcinación en gramos (P₂).

b: masa del residuo y recipiente después de la calcinación en gramos (P₃).

m: masa del lodo solidificado en gramos (P₁).

Determinación de nitrógeno total

En esta determinación se utilizó el método del ácido crómico que contiene las siguientes especificaciones: rango de 0 a 150 mg/L (como N), resolución de 1 mg/L, precisión de ±3 mg/L o ±4% de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 420 nm. Los reactivos necesarios fueron HI 93767B-B (vial de digestión de nitrógeno total, rango alto), PERSULFATE/N (reactivo persulfato de potasio), BISULFATE/N (reactivo metabisulfito de sodio), HI 93767-0 (reactivo nitrógeno total) y HI 93766V-OHR (vial de digestión de nitrógeno total, rango alto).

Para esta medición las muestras estaban solubilizadas y se utilizaron 2 viales de digestión, donde se les añadió un paquete del reactivo PERSULFATE/N. Al primer vial (blanco) se agregó 0.5 mL de agua desionizada y al segundo vial (muestra) 0.5 mL de muestra. Seguidamente se calentó los viales por 2 horas a 105 °C hasta que se terminó el proceso

de digestión. Después se vertió el contenido del paquete BISULFITE/N en los viales previamente digeridos y se agitó suavemente.

Luego se agregó el reactivo HI 93767-0 a cada vial y se agitó por 15 segundos. Una vez transcurrido ese tiempo, se colocó 2 mL de muestra digerida en otro vial HI 93766V-0HR, lo mismo se hizo con el blanco digerido y se invirtió los viales 10 veces. Por último, se colocó el blanco en el soporte para calibrar el instrumento, seguidamente se colocó el vial de la muestra en el soporte y se procedió a realizar la medición. El resultado se obtuvo en mg/L de nitrógeno (N) (HANNA Instruments, 2022).

Determinación de fósforo total

La medición se llevó a cabo mediante la metodología adaptado de “*The Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, 4500-P C, vanadomolybdophosphoric acid method*” que contiene las siguientes especificaciones: rango de 0.00 a 32.0 mg/L (como P), resolución de 0.1 mg/L, precisión de ± 0.5 mg/L o $\pm 4\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 420 nm. Los reactivos que se ocuparon fueron HI 93763A-0 (vial de digestión de fósforo total, rango alto) y DEIONIZED 120 (agua desionizada).

Se usó 2 viales HI 93763A-0, en el primer vial (blanco) se agregó 5 mL de agua desionizada y en el segundo vial 5 mL de muestra. El primer vial se colocó en el soporte y se procedió a calibrar el instrumento de medición. Después se colocó el segundo vial en el equipo donde se obtuvo la medición de la concentración en mg/L de fósforo (HANNA instruments, 2022).

2.2.2. Análisis de los parámetros fisicoquímicos del licor de biodigestión

El monitoreo de los parámetros fisicoquímicos se lo hizo semanalmente con el fin de evaluar las condiciones internas del biodigestor.

Determinación de la conductividad y pH

Los electrodos del medidor multiparámetro fueron calibrados para realizar la determinación de estos 2 parámetros físicos por separado. Después se colocó la muestra en un vaso de precipitación limpio y seco, se enjuagó el electrodo con una pequeña cantidad de la muestra.

Posteriormente se introdujo el electrodo en la muestra a 3 cm de profundidad, se agitó suavemente y se aseguró que la unión del electrodo esté completamente sumergida. Cuando se estabilizó se obtuvo la lectura, y una vez realizada la medición, se lavaron los sensores con agua destilada y se secó con papel secante (HANNA Instruments, 2022).

Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para medir el DQO se empleó la metodología de APHA (2005), para ello se tomó 2,5 mL de muestra en tubos de ensayo con tapa, se añadió 1,5 mL de solución de digestión y 3.5 mL de ácido sulfúrico. Los estándares, el blanco y las muestras fueron colocadas en un horno a 150°C durante 2 horas (este proceso digerirá las muestras). Una vez terminado el proceso de digestión de los estándares y las muestras, se midió por espectrofometría a una longitud de onda de 610 nm.

Nota. Antes de comenzar con el proceso de medición de DQO se realizó curvas de calibración donde se utilizó una solución de 1000 mg O₂/L de KHP que tenía rangos de concentración de 0, 20, 50, 100, 250, 300, 500, 750, 900 y 1000 mg O₂/L de KHP.

Para elaborar 1 L de solución de digestión que se usó para este análisis, se añadió 500 mL de agua destilada en un balón aforado de 1000 mL, después se agregó 10.22 g de K₂Cr₂O₇, 167 mL de H₂SO₄ (c) y se aforó a 1000 mL con agua destilada. En el Anexo 3 se puede observar la curva de calibración elaborada para este proyecto.

Determinación de sólidos totales (ST)

En base a la metodología estandarizada de APHA (2012), se retiró las partículas gruesas flotantes y los aglomerados de naturaleza extraña que se encontraron sumergidos en la muestra. Seguidamente las cápsulas se secaron dentro del horno precalentado a una

temperatura entre los 103 – 105°C por más de 1 hora y luego se dejó enfriar en el desecador.

Después se pesó la cápsula, y una que se terminó de enfriar la muestra se agregó 200 mg. Inmediatamente se colocó a baño maría con agua ultrapura tipo II y cuando se observó que la muestra se evaporó, se colocó en el horno a 103 – 105°C por más de 1 hora para secarla. Finalmente, cuando transcurrió ese tiempo se colocó nuevamente en el desecador para que se enfríe y se pesó. Para determinar sólidos totales se empleó la siguiente fórmula:

$$ST\left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) = \frac{(A - B) * 1000 * 1000}{V \text{ (mL)}} \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde:

A: Peso final de la cápsula con el residuo seco, en gramos.

B: Peso inicial de la cápsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada, en mililitros.

1000: Factor de conversión de gramo a miligramo.

1000: Factor de conversión de mililitro a litro.

Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)

Se empleó la metodología estandarizada de **APHA (2012)**, para ello se procedió a pesar los crisoles y el papel filtro (B) (previamente deberá ser lavado y secado por 2 horas a 105°C) e inmediatamente se instaló el equipo de filtración al vacío. El papel filtro se colocó sobre el embudo, donde se añadió 50 mL de muestra y se encendió la bomba para iniciar con el proceso de filtración de las muestras.

Una vez terminado este proceso, se retiró el filtro y se colocó los crisoles para pesarlos. Más tarde se dejó en la estufa durante 2 horas a 105°C y por último se enfrió en el desecador y se pesó (A). Para determinar los sólidos suspendidos totales se empleó la siguiente fórmula:

$$SST\left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) = \frac{(A - B) * 1000 * 1000}{V \text{ (mL)}} \quad (\text{Ec. 6})$$

Donde:

A: peso del crisol en mg+ filtro en mg + residuo seco en mg

B: peso del crisol + filtro en mg

V: Volumen de muestra desecada, en mililitros.

1000: Factor de conversión de gramo a miligramo.

1000: Factor de conversión de mililitro a litro.

Determinación de sólidos volátiles (SV)

Se utilizó la metodología estandarizada de **APHA (2012)**, para ello las muestras se colocaron en un recipiente de porcelana, y se selló con papel film para ser secados en la estufa a una temperatura de 40°C hasta que se obtuvo una cantidad entre 200 a 500 g de muestra seca. De esta muestra, nuevamente se pesó 20 g (P₁), se secó a 105°C hasta obtener una masa constante (P₂) y seguidamente fueron colocadas en el desecador.

Luego de que se enfrió las muestras, se introdujeron en la mufla de cerámica BIOBASE donde se aumentó de forma lenta la temperatura hasta alcanzar los 550°C (esta temperatura se mantuvo constante durante 2 horas). Después se disminuyó la temperatura lentamente hasta llegar a los 200°C, nuevamente se colocaron en el desecador hasta que se enfrió y se pesó (P₃). Los sólidos volátiles se calcularon mediante la siguiente ecuación:

$$SV (\%) = \frac{a - b}{m} * 100 \quad (\text{Ec. 7})$$

Donde:

a: masa del residuo y recipiente antes de la calcinación en gramos (P₂).

b: masa del residuo y recipiente después de la calcinación en gramos (P₃).

m: masa del lodo solidificado en gramos (P₁).

Medición de sulfuro

Para la determinación de la concentración de sulfuro se empleó la metodología adaptada de **Van Loosdrecht et al., (2019)**. En un balón volumétrico de 25 mL se añadió 10 mL de muestra, 5 mL de solución de cloruro de zinc y agua destilada hasta el 75% de la

capacidad del balón para disolver el cloruro de zinc. Después se agregó 2,5 mL de solución de DMP y 0.125 mL de solución de sulfato de amonio y hierro (III). Finalmente se midió la absorbancia de las muestras a una longitud de 670 nm y se obtuvo la concentración a partir de la recta de calibración.

Nota. Previamente se elaboró soluciones de calibración con concentraciones de sulfuro entre 0 (blanco) y 1 mg/L, se midió su absorbancia a una longitud de onda de 670 nm y se obtuvo la recta de calibración. En el **Anexo 4** se puede observar la curva de calibración elaborada para este proyecto.

Medición de sulfatos

El método que se empleó consiste en la precipitación del sulfato con cristales de cloruro de bario, para ello tiene las siguientes especificaciones: rango de 0 a 150 mg/L (como SO_4^{2-}), resolución de 1 mg/L, precisión de ± 5 mg/l ± 3 de la lectura a una temperatura de 25°C y una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 466 nm. El reactivo que se utilizó es el HI 93751-0 (reactivo sulfato).

En primer lugar, se llenó la cubeta con 10 mL de muestra y se colocó en el soporte del equipo para calibrar. Una vez culminado el tiempo, se añadió el reactivo HI 93751-0 y se mezcló la solución por un minuto. Inmediatamente se colocó nuevamente la cubeta en el equipo para iniciar con la medición. Finalmente observó la lectura de los resultados en mg/L de sulfato SO_4^{2-} (**HANNA Instruments, 2022**).

Medición de fosfatos

La medición se llevó cabo usando el método de “Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, 18th edition, Amino Acid method” y contiene las siguientes especificaciones: rango de 0.0 a 30.0 mg/L (como PO_4^{3-}), resolución de 0,1 mg/L, precisión de ± 1.0 mg/L $\pm 4\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 525 nm. Los reactivos que se ocuparon son HI 93717A-0 (reactivo fosfato, rango alto A) y HI 93717B-0 (reactivo fosfato rango alto B).

Para esta medición, se llenó la cubeta con 10 mL de muestra y se colocó en el soporte para calibrar el equipo. Después se añadió 10 gotas del reactivo HI 93717A-0 y se agregó el reactivo HI 93717B-0. Posteriormente se realizó 30 inversiones y finalmente se colocó nuevamente la cubeta en el equipo para iniciar con la medición, donde la lectura de los resultados se obtuvo en mg/L de fosfato PO_4^{3-} (**HANNA Instruments, 2022**).

Medición de ORP

El potencial oxidación-reducción (ORP) se midió utilizando un medidor multiparamétrico, el electrodo de referencia se encargó de realizar la medición en base a la captura o liberación de electrones y la información obtenida fue utilizada para determinar el saneamiento de las muestras (**Thermo Fisher Scientific, 2020**).

Medición de hierro (Fe)

Para la medición de este parámetro se utilizó el método adaptado de “*EPA Phenanthroline method 315B, for natural and treated waters*” que contiene las siguientes especificaciones: rango de 0.00 a 5.00 mg/L (como Fe), resolución de 0.01 mg/L, precisión de ± 0.04 mg/L $\pm 2\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 525 nm. El reactivo que se ocupó es HI 93721-0 (reactivo hierro, rango alto).

Para iniciar esta medición, se colocó 10 mL de muestra en una cubeta e inmediatamente se ubicó en el soporte del equipo para realizar la calibración. Después se añadió el reactivo HI 93721-0 y se agitó hasta que se disuelva por completo. Una vez transcurrido el temporizador del equipo se midió la concentración donde la lectura dió resultados en mg/L de hierro (Fe) (**HANNA Instruments, 2022**).

Medición de magnesio (Mg)

La metodología que se empleó es adaptada de “*Calmagite method*” que contiene las siguientes especificaciones: rango 0 a 150 mg/L (como Mg^{2+}), resolución de 1 mg/L, precisión de ± 5 mg/L $\pm 3\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 466 nm. Los reactivos que se

utilizaron son HI 93752A-Mg (reactivo magnesio A) y HI 93752B-Mg (reactivo magnesio B).

En una cubeta se añadió 1 mL del reactivo HI 93752A-Mg y 10 mL del reactivo HI 93752B-Mg, este se ubicó en el equipo para comenzar con la calibración. Posteriormente se añadió 0,5 mL de muestra y se homogeneizó para seguir con la medición. Los resultados se expresaron en mg/L de magnesio (Mg^{2+}) (HANNA Instruments, 2022).

Medición de amonio (NH_4^+)

Para esta medición se empleó el método adaptado de “*ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1426, Nessler method*” que contiene las siguientes especificaciones: rango de 0.00 a 100.0 mg/L (como NH_4^+), resolución de 0.1 mg/L, precisión de ± 0.5 mg/L $\pm 5\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 420 nm. Los reactivos que se ocuparon son HI 93733A-0 (reactivo amoniac, rango alto A) y HI93733B-0 (reactivo amoniac, rango alto B).

Para realizar la calibración del equipo se añadió 1 mL de muestra en una cubeta, adicionalmente se llenó hasta los 10 mL con el reactivo HI93733B-0 y se ubicó en el equipo. Después, se adicionaron 4 gotas del reactivo HI 93715A-0. Y se procedió a realizar la medición. Se obtuvo la lectura de la medición en mg/L de amoniac (NH_3) y se realizó una conversión a mg/L de amonio (NH_4^+) (HANNA Instruments, 2022).

Medición de cromo VI

Se empleó la metodología adaptada de “*ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1687-92, Diphenylcarbohydrazide method*” y contiene las siguientes especificaciones: rango de 0 a 1000 $\mu g/L$ (como Cr^{6+}), resolución de 1 $\mu g/L$, precisión de $+5$ $\mu g/L \pm 4\%$ de la lectura a 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 525 nm. El reactivo que se ocupó es HI 93723-0 (reactivo cromo VI, rango alto)

En esta medición se empleó 10 mL de muestra para iniciar con la calibrar del equipo. Después se agregó el reactivo HI 93723-0 y se colocó nuevamente en el equipo para

iniciar la medición. Los resultados se obtuvieron en una concentración de $\mu\text{g/L}$ de cromo (Cr^{6+}) (HANNA Instruments, 2022).

Medición de cromo y cadmio

Para la determinación de estos metales se empleó la metodología modificada de **Yáñez & Gonzáles, (2005)** donde se utilizó el equipo de espectrometría de absorción atómica con horno de grafito. Para ello se elaboró una curva de calibración con soluciones estándar a 8 concentraciones diferentes con HNO_3 al 1% (v/v) en un balón de aforo de 100 mL.

Una vez que se prepararon las muestras se empleó el espectrofotómetro de Absorción Atómica modelo PG INSTRUMENTS AA500 con el sistema de horno de grafito, sistema de llama aire - acetileno y estándares mono - elementales (AccuStandar) de 1000 $\mu\text{g/L}$.

2.2.3. Evaluación de la producción de biogás

La cuantificación de biogás se lo hizo todos los días durante las 12 semanas que duró la ejecución del proyecto.

Cuantificación del gas metano

Para llevar a cabo la cuantificación de metano se colocó un frasco de vidrio transparente el cual contuvo en su interior una solución de NaOH. El frasco estuvo conectado por medio de un tubo a otro recipiente vacío por el cuál ocurrió un desplazamiento de NaOH por acción de la presión que ejercerá el gas, mientras que en el proceso el CO_2 fue absorbido por la solución.

Se registró la cantidad de metano en base al peso de la solución de NaOH que se desplazó. Se obtuvo un desplazamiento mayor de la solución en la etapa de metanogénesis (cuarta etapa) donde la materia orgánica tuvo un mayor alcance en cuanto a su estabilidad (Aldrawsha et al., 2020).

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La digestión anaeróbica es una tecnología que puede aprovecharse al máximo mediante la alimentación de varios tipos de materias primas que logren aumentar su rendimiento (Prabhu & Mutnuri, 2016). Para ello, la utilización de lodos centrifugados provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) puede mejorar la eficiencia del proceso de biodigestión de residuos y aumentar la producción de biogás. Ramírez et al. (2018) menciona que es necesario realizar una caracterización fisicoquímica de estos lodos para comprender sus propiedades y su potencial para ser reutilizado.

Tabla 5.

Caracterización inicial de los componentes de la mezcla

	pH	Humedad en base húmeda (%)	Sólidos Totales (%)	Sólidos volátiles (%)	Nitrógeno total (%)	Fósforo total (%)
Inóculo (Lodo de biodigestor)	7.34 ± 0.03	97.66 ± 0.00	2.34 ± 0.00	37.96 ± 0.21	1.43 ± 0.06	1.83 ± 0.08
Residuos Verdes	5.34 ± 0.08	95.77 ± 0.07	4.23 ± 0.07	89.02 ± 1.33	0.03 ± 0.01	0.08 ± 0.0
Lodos centrifugados	7.01 ± 0.03	84.25 ± 0.16	15.75 ± 0.16	90.58 ± 0.54	2.72 ± 0.03	1.12 ± 0.08

Nota. El símbolo ± indica la desviación estándar de los valores medidos.

El pH es un parámetro fundamental para la estabilización del proceso de biodigestión, en la **Tabla 5** el pH de los lodos al tener valores cercanos a 7.2 se consideran aptos para ser utilizados (Chandra et al., 2012). Mientras que los residuos verdes presentan un pH bajo de 5.34, esto podría ser causado por la presencia de ácidos orgánicos de cadena corta como el ácido láctico y ácido acético. Este pH bajo podría inhibir algunas bacterias fermentadoras lo que provocaría que los procesos iniciales de hidrólisis y acidificación no se lleven a cabo (Sundberg & Jönsson, 2008). Para ello es importante utilizar un

medio que ayudará a regular el pH de los residuos y de los lodos en el caso de ser necesario.

Los lodos centrifugados al ser expuestos a procesos de centrifugación tienen un alto contenido de humedad y con un valor del 84.25 %, está muy cerca de los valores reportados por **Ramírez et al. (2018)** que fue de 80 %. Este porcentaje se considera satisfactorio ya que indica que existe la presencia de materia orgánica que puede ser degradada durante el proceso de biodigestión. A su vez, los 95.77 % de los residuos verdes también está dentro de los valores reportados por **Herrera et al. (2016)** que fueron superiores al 75 % para residuos con alto contenido de carga orgánica.

Los sólidos totales de los lodos varían según el tratamiento que se lleva a cabo. Los lodos centrifugados presentaron un 15.75 % de sólidos (p/v), este valor está cercano al valor reportado por **Collivignarelli et al. (2019)** que reportó un 20% de sólidos en peso. Por otro lado, el lodo del biodigestor utilizado como inóculo en el proyecto contiene 2.34 % de sólidos totales, este resultado coincide con **Bora et al. (2020)**, estos mencionan que un lodo secundario (activado) de una PTAR contiene entre 1 – 2 % de sólidos totales (p/v).

Das et al. (2023) indica que los sólidos volátiles en lodos que han sido llevados a un proceso de biodigestión deben oscilar entre 25 – 60%, siendo que los 37.96 % obtenido del inóculo (lodo de biodigestor) están dentro de este parámetro. De la misma manera, los lodos centrifugados presentan una concentración de sólidos volátiles de 90.58%, este valor es ligeramente alto en comparación con los 60 – 80 % de SV que se reportan en la literatura.

Con respecto a los porcentajes bajos de nitrógeno y fósforo de los lodos se debe a la eliminación de estos durante las etapas de tratamiento, el nitrógeno sufre su disminución en procesos de desnitrificación (**Dewil et al., 2008**). Y el fósforo sufre una liberación en procesos anaeróbicos ya sea en otras formas (fosfatos) para obtener una mejor gestión y recuperación de nutrientes (**Yu-Qian & Hu, 2018**).

Tabla 6.*Parámetros químicos iniciales del inóculo (lodo de biodigestor) y lodos centrifugados*

	Inóculo (Lodo de biodigestor)		Lodos centrifugados
Sulfuro (mg/L)	0.62 ± 0.02	Sulfuro (mg/kg)	0.00 ± 0.00
Sulfato (mg/L)	290 ± 0.00	Sulfato (mg/kg)	8 ± 0.00
Fosfato (mg/L)	506.67 ± 5.77	Fosfato (mg/kg)	180 ± 0.00
Hierro (mg/L)	195.56 ± 0.58	Hierro (mg/kg)	1.88 ± 0.00
Magnesio (mg/L)	196.67 ± 5.77	Magnesio (mg/kg)	33 ± 0.00
Amonio (mg/L)	567 ± 0.06	Amonio (mg/kg)	16 ± 0.00
Cromo (µg/L)	2624.89 ± 0.0099	Cromo (mg/kg)	70.21 ± 0.0013
Cadmio (µg/L)	939.56 ± 0.028	Cadmio (mg/kg)	30.64 ± 0.05

Nota. El símbolo ± indica la desviación estándar de los valores medidos.

En la **Tabla 6** se puede apreciar una baja presencia del sulfuro, esto se da porque esta clase de lodos tratados llegan a tener un ORP de -184 mV o más bajos, lo que implica la reducción del contenido total de azufre (**Dewil et al., 2008**). Además, el mismo autor menciona que la disminución del ORP hace que una cierta cantidad limitada de sulfato (soluble) permanezca en los lodos.

Martínez et al. (2012) reporta que la presencia de hierro (Fe) en los lodos es por la adición de agentes floculantes que reciben en la fase de pretratamiento. Asimismo, menciona que la presencia de magnesio (Mg²⁺) se debe probablemente a que los lodos provengan de sedimentos de sistemas de alcantarillado urbano. Pero, al existir una concentración alta de magnesio (Mg²⁺), amonio (NH₄⁺) y fosfato (PO₄³⁻) como se observa en los lodos puede desencadenar la formación de estruvita (**Lahav et al., 2013**).

La estruvita es un cristal mineral de fosfato expresada como NH_4MgPO_4 . La formación de este cristal mineral de fosfato resulta muy preocupante en una PTAR porque puede obstruir y bloquear las líneas de retorno de lodos, las bombas y las válvulas asociadas (**Mudragada et al., 2014**). La literatura es escasa sobre la estruvita, pero **Achilleos et al. (2022)** menciona que el perfil de la estruvita está basado en la relación de sobresaturación de magnesio, amonio y fosfato. Además, el pH y la temperatura también son posibles puntos críticos operativos que pueden ocasionar la formación descontrolada de estruvita.

Además, no es inusual encontrar altas cantidades de metales pesados como el cromo y cadmio en los lodos. Debido a que durante el proceso de tratamiento estos son expuestos a compuestos como sulfato de aluminio, sulfato ferroso, aluminato de sodio entre otros, que tienen un efecto directo en la composición química (**Ramírez et al., 2018**). Es importante mencionar que estos lodos no se podrían reutilizar como fertilizante para los suelos, debido a que contienen altas concentraciones de metales pesados y sobrepasa el límite establecido por la Agencia de Regulación y Control Fito y Zoonosanitario del Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador.

pH

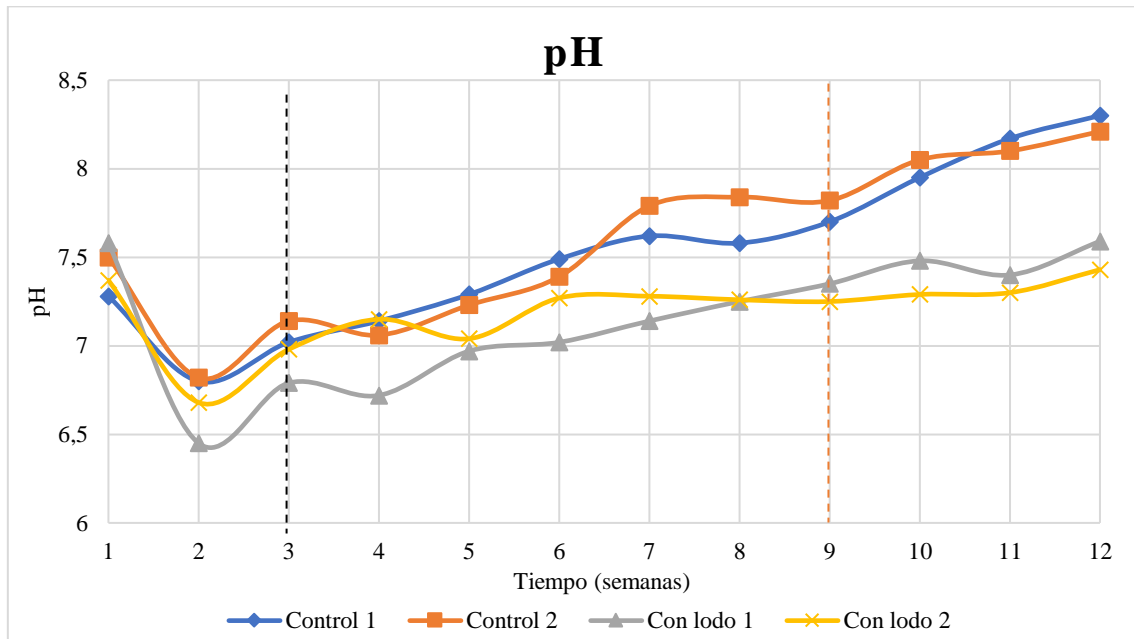
El pH juega un papel crucial en el proceso de digestión anaeróbica ya que afecta la actividad microbiana y sobre todo la estabilidad del proceso (**Leung & Wang, 2016**). A lo largo de las diversas etapas se produce una variación en los niveles de pH porque las actividades enzimáticas de los microorganismos están determinadas por diferentes niveles de pH óptimos (**Gauthier et al., 2022**).

En la **Figura 1** durante la primera etapa de la biodigestión de residuos verdes, el pH tiende a disminuir debido a la rápida cinética del proceso de hidrólisis y acidificación junto con la acumulación de ácidos orgánicos (**Wang et al., 2016**). Según **Chandra et al. (2012)** el pH óptimo para las fases de hidrólisis y acidogénesis está entre 5.5 a 6.5.

Posteriormente el pH tiende a aumentar hasta valores entre 6.8 a 7.2 cuando se inicia la etapa de metanogénesis y los microorganismos empiezan con la producción de metano (**Lee et al., 2019**).

Figura 1.

Monitoreo semanal de pH en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. El pH inicial y final son los siguientes: **Control 1** = 7.28 y 8.3; **Control 2** = 7.5 y 8.21; **Con lodo 1** = 7.58 y 7.59; **Con lodo 2** = 7.37 y 7.43

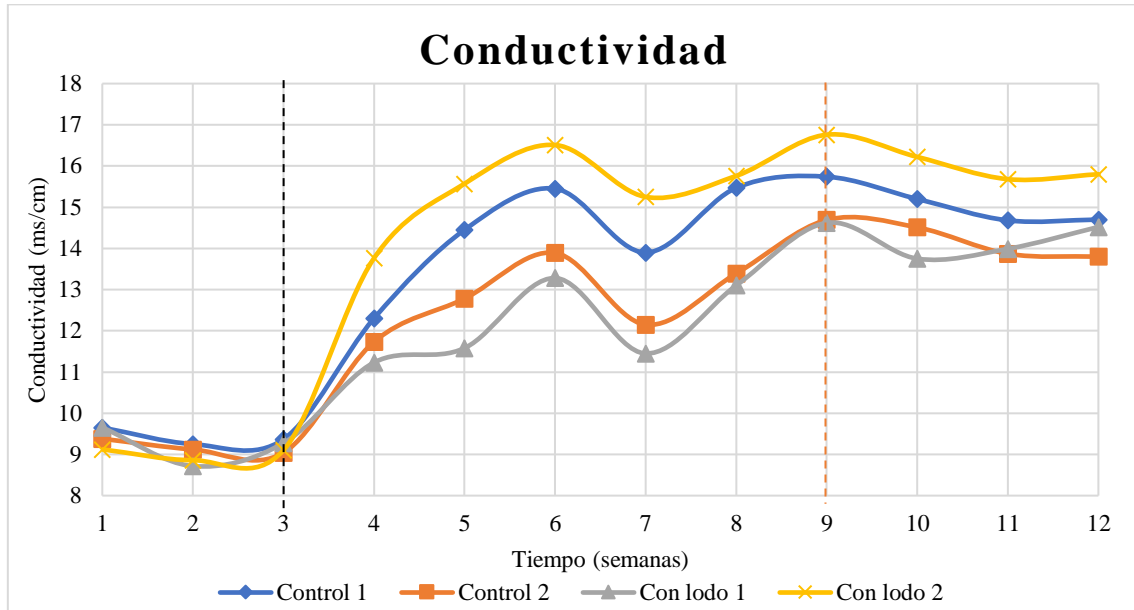
En las últimas semanas se observa que el pH de los biodigestores que se alimentaron con lodos centrifugados empieza a mantener valores cercanos a 7.5, esto se debe a que, los lodos al tener un pH de 7 provocan que el proceso se mantenga estable y cumpla con los valores óptimo 7 a 7.5 para la producción de metano (Moretti et al., 2015). Mientras que los biodigestores de control alcanzaron un pH de 8.2 y 8.3 pero como reporta Wang et al. (2023) la producción de biogás todavía ocurre en un rango de pH entre 6.5 y 8.5, pero con la tendencia en aumento que presentan los controles, es posible que en próximas semanas deje de producir biogás.

CONDUCTIVIDAD

La conductividad eléctrica es una propiedad relacionada con la humedad y la temperatura, esta a su vez proporciona información sobre el entorno de la biodegradación de los residuos (Guérin et al., 2004).

Figura 2.

Monitoreo semanal de la conductividad en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. El valor inicial y final de la Conductividad son los siguientes: **Control 1** = 9.651 y 14.7 (ms/cm); **Control 2** = 9.38 y 13.8 (ms/cm); **Con lodo 1** = 9.652 y 14.52 (ms/cm); **Con lodo 2** = 9.122 y 15.80 (ms/cm).

En la **Figura 2** se puede observar que los valores de conductividad se comportan de forma similar en todos los biodigestores y durante la etapa final tienden a incrementar ligeramente. Aunque no se encuentran datos precisos sobre el valor óptimo de la conductividad en procesos de digestión anaeróbica, es importante mencionar que mientras más alta es la conductividad existe un mejor intercambio electrónico entre microorganismos lo que conlleva a obtener un mejor rendimiento del proceso (**Liu et al., 2021**).

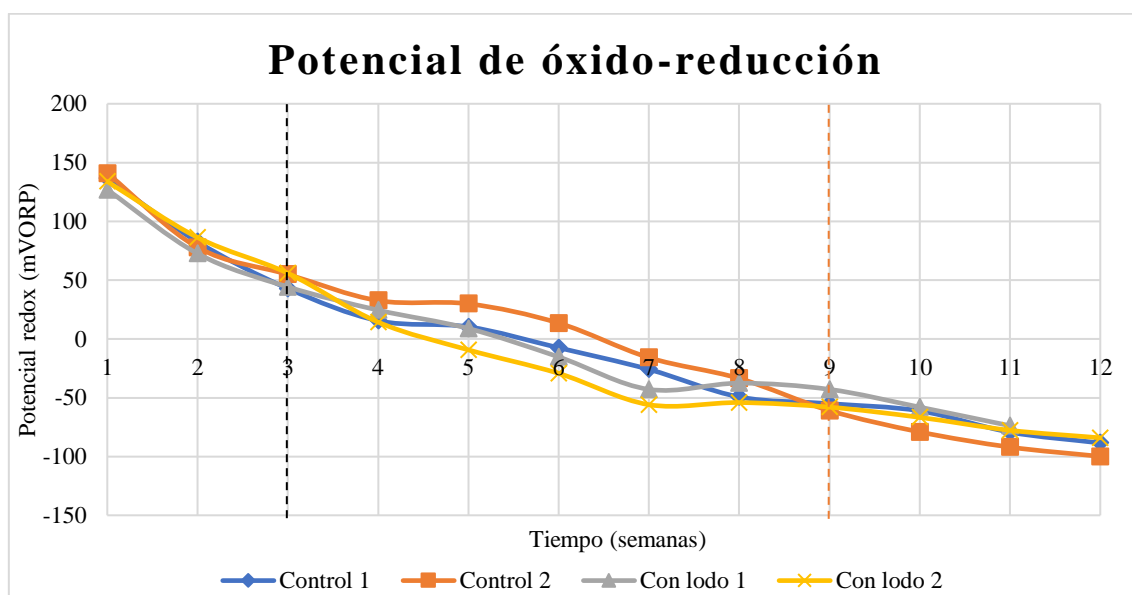
De acuerdo con **Kong y Zhang (2023)** el incremento de la conductividad mejora la transferencia de electrones y el gasto de energía es menor entre las bacterias acidogénicas y metanogénicas. También mencionan que organismos pertenecientes al género *Geobacter* aumentan de manera significativa la producción de metano conforme se añade materiales conductores.

POTENCIAL DE ÓXIDO – REDUCCIÓN

El potencial redox (ORP) mide los valores de las reacciones de oxidación-reducción dentro de un ambiente acuoso. Estas reacciones que ocurren en ambientes anaeróbicos incluyen la liberación de fosfato y la fermentación que llevan a cabo los microorganismos (Ao et al., 2021).

Figura 3.

Monitoreo semanal del potencial redox en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. El valor inicial y final del Potencial Redox son los siguientes: **Control 1** = 136.5 y -88.5 (mV); **Control 2** = 140.9 y -99.9 (mV); **Con lodo 1** = 126.9 y -78.5 (mV); **Con lodo 2** = 133.9 y -84.1 (mV).

Ngheim et al. (2014) reportan que el valor óptimo en la digestión anaerobia oscila entre -100 a -300 mV. Con este rango se logra una degradación más profunda de residuos y una reducción del H₂S responsable de mal olor de la materia orgánica en descomposición.

En la **Figura 3** se observa la misma tendencia en todos los biodigestores, pero no se alcanza los valores óptimos, pero según reporta Vongvichiankul et al. (2017) un potencial redox entre 395 y -400 mV indica buenas condiciones anaeróbicas.

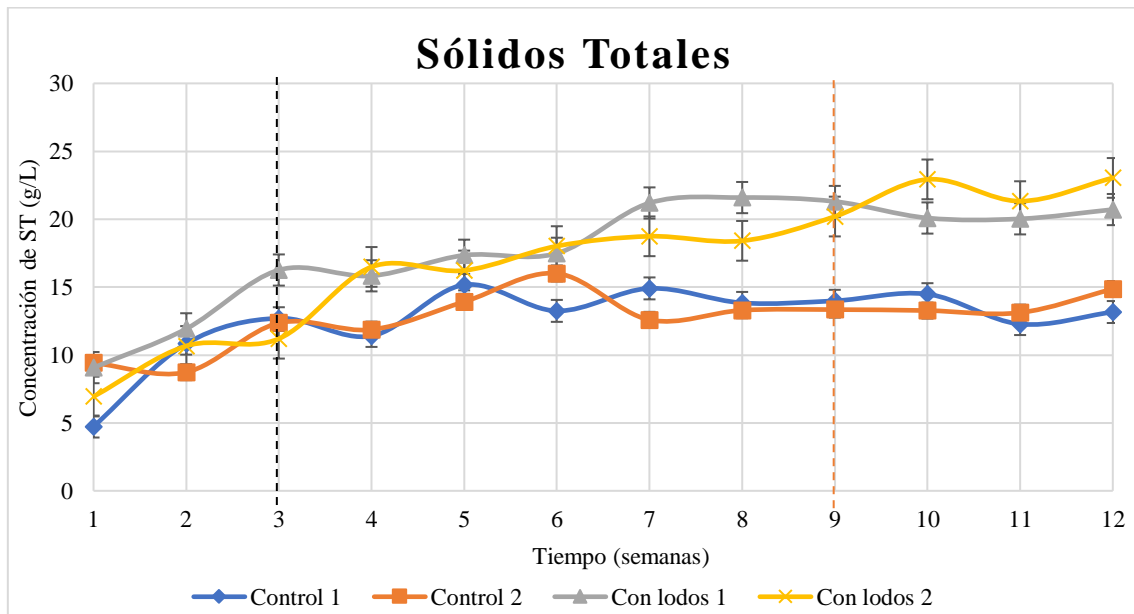
Es importante mencionar que, al no alcanzar los valores óptimos de ORP, el H₂S no se reduce y esto explicaría el mal olor que las muestras provenientes de los biodigestores. Es importante mencionar que el valor de ORP de los lodos centrifugados provenientes de la PTAR puede verse influenciado por varios factores, uno de estos es la adición de ciertos químicos con fines de acondicionamiento e higienización que reciben en las etapas de tratamientos. Esto puede ocasionar que el ORP de los biodigestores que contienen lodos centrifugados no alcancen los valores óptimos (Luukkonen et al., 2020).

SÓLIDOS TOTALES

La concentración de sólidos totales (ST) tiene un impacto significativo en el rendimiento del proceso de la digestión anaerobia y en la producción de metano (Wang et al., 2023). El contenido de ST debe ser controlado debido a que un cambio brusco en su concentración puede afectar la morfología microbiana dentro del biodigestor (Jing et al., 2014)

Figura 4.

Monitoreo semanal de Sólidos Totales (ST) en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de Sólidos Totales son los siguientes: **Control 1** = 4.73 ± 1.02 y $13.17 \pm$

1.07 (g/L); **Control 2** = 9.41 ± 0.67 y 14.86 ± 0.03 (g/L); **Con lodo 1** = 9.07 ± 0.54 y 20.71 ± 0.33 (g/L); **Con lodo 2** = 6.94 ± 1.12 y 23.04 ± 0.29 (g/L).

En la **Figura 4** se puede observar que la concentración de ST tiende a aumentar tanto en los controles como en los biodigestores que se alimentaron con lodos centrifugado. Esta tendencia en ambos casos es favorable porque **Heng et al. (2021)** menciona que la concentración óptima de ST para la digestión anaerobia es de 22 g/L. Mientras que, **Pilli et al., 2016** en otro estudio reportó que una concentración de 30 g/L es óptima. Entonces se podría decir que la concentración óptima de ST puede estar entre 20 a 30 g/L.

Los valores obtenidos de ST indican que se está proporcionando grandes tasas de carga orgánica y una mayor cantidad de material biodegradable que será transformado en biogás (**An et al., 2017**). Además, varios estudios establecen que el contenido de ST apropiado debe estar entre el 15 – 30 % (p/v), si se sobrepasa este límite puede dar como resultado una limitación de la transferencia de masa, sustratos y metabolitos entre los microorganismos (**Jing et al., 2014; Lee et al., 2019**).

Cabe mencionar que **Buaisha et al. (2020)** reportó que la presencia de lodos centrifugados en el proceso de biodigestión incrementa la concentración de ST, pero también afecta en la eficiencia para la eliminación de metales pesados.

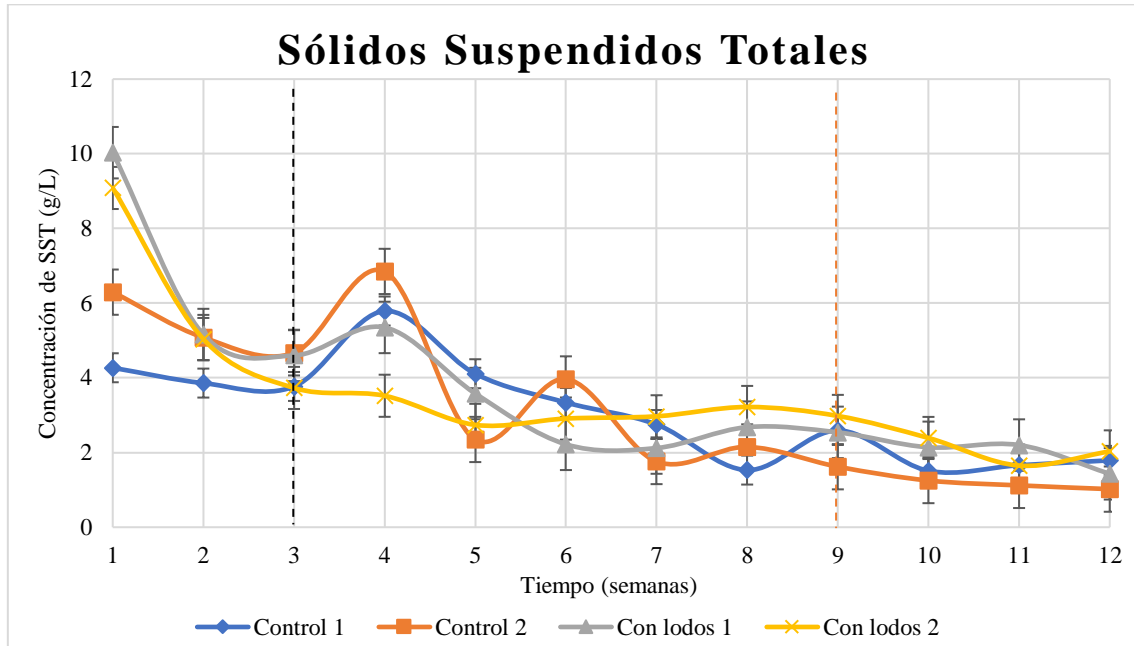
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)

La concentración de sólidos suspendidos totales (SST) puede afectar de varias maneras en la digestión anaeróbica, como en la biodegradabilidad de la materia, la tasa de digestión, la filtrabilidad del lodo y la producción de biogás (**Limonti et al., 2023**). Una baja concentración de SST indica que en el lodo digerido existe una porción de sólidos que son o han sido biodegradados por la población microbiana (**Azizi et al., 2018**).

En la **Figura 5** se puede observar que los biodigestores tanto de control como la que contiene lodos tienden a disminuir las concentraciones de SST hasta alcanzar valores entre 1 – 2 g/L. Esta tendencia confirma que la tasa de digestión es rápida, los materiales disponibles son altamente biodegradables y la separación de las fracciones sólidas y líquidas se llevan a cabo con mucha facilidad (**Limonti et al., 2023**).

Figura 5.

Monitoreo semanal de los sólidos suspendidos totales (SST) en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de Sólidos Suspendidos Totales son los siguientes: **Control 1** = 4.27 ± 0.99 y 1.79 ± 1.38 (g/L); **Control 2** = 6.30 ± 1.01 y 1.02 ± 2.01 (g/L); **Con lodo 1** = 10.03 ± 0.65 y 1.43 ± 1.04 (g/L); **Con lodo 2** = 9.09 ± 0.08 y 2.03 ± 0.84 (g/L).

SÓLIDOS VOLÁTILES (SV)

Tanto en los residuos verdes como en los lodos centrifugados es posible encontrar materia orgánica con alto contenido de ácidos grasos volátiles (AGV), proteínas, lípidos y polisacáridos que conforman los sólidos volátiles que pueden ser transformados en biogás (**Gonzalez et al., 2020**). El comportamiento de los SV en los biodigestores se ve reflejado en la **Figura 6**, donde los controles mantuvieron la misma concentración desde el inicio hasta el final, teniendo valores entre 4 – 6 g/L. Mientras que los biodigestores con lodos centrifugados tuvieron una tendencia al aumento y terminaron con un valor final de SV entre 10 – 12 g/L.

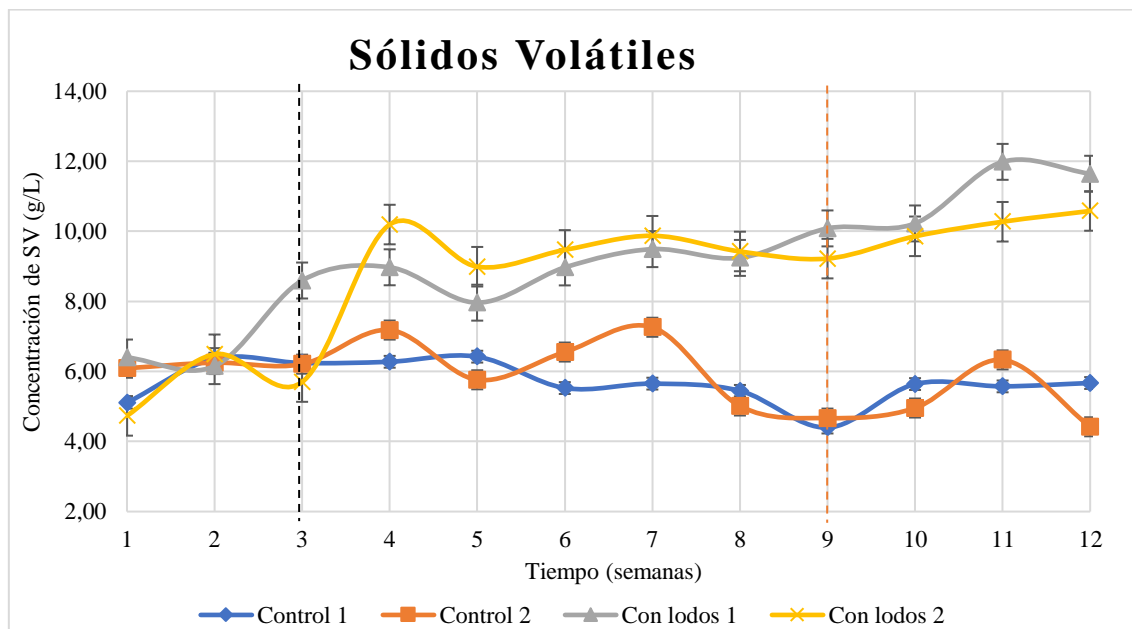
Aunque en la bibliografía no se reportan concentraciones óptimas de SV en el proceso de biodigestión. **Gonzalez et al. (2020)** menciona que con una concentración de SV mayor a 4.2 kg/m^3 o 4.2 g/L obtuvo un incremento en la degradación de sólidos. Además, **Al-**

Sulaimi et al. (2022) afirma que la acumulación de este puede provocar una mayor producción de metano. Sin embargo, no es recomendable una acumulación excesiva porque puede ocasionar que exista un tiempo de retención demasiado largo para los productos intermediarios.

Cabe mencionar que **Li et al. (2018)** indica que una mayor concentración de sólidos volátiles puede conllevar a una mayor tasa de degradación, y con esto eventualmente la eficiencia del proceso se ve mejorado. Por lo tanto, las concentraciones de SV de los controles y de los biodigestores con lodos no demostró una acción inhibitoria en la eficiencia del proceso ni en la producción de biogás.

Figura 6.

Monitoreo semanal de los Sólidos Volátiles (SV) en los biodigestores.



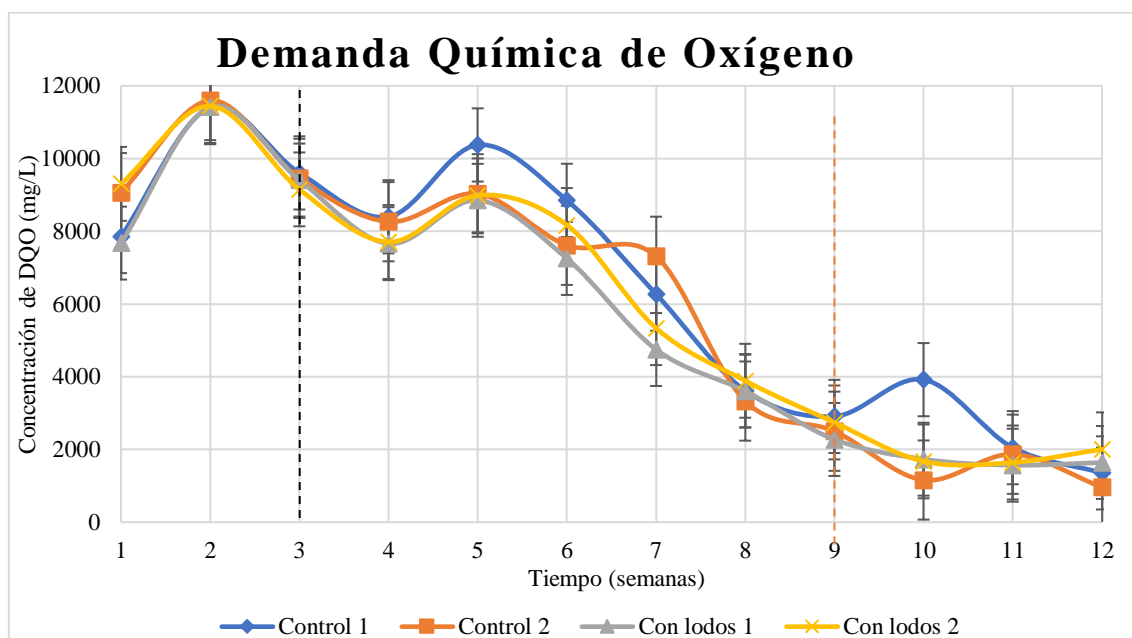
Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y la línea en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de Sólidos Volátiles son los siguientes: **Control 1** = 5.11 ± 1.56 y 5.67 ± 0.49 (g/L); **Control 2** = 6.09 ± 1.09 y 4.42 ± 0.69 (g/L); **Con lodo 1** = 6.40 ± 1.67 y 11.64 ± 1.04 (g/L); **Con lodo 2** = 4.73 ± 0.98 y 10.58 ± 1.05 (g/L).

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La concentración de DQO en procesos anaeróbicos indica las condiciones en cuanto a la producción de biogás, la biodegradabilidad de la materia orgánica presente, el rendimiento y la estabilidad del proceso (Díaz et al., 2020).

Figura 7.

Monitoreo semanal de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de DQO son los siguientes: **Control 1** = 7856 ± 2.46 y 1355 ± 0.86 (mg/L); **Control 2** = 9063 ± 3.20 y 963 ± 0.23 (mg/L); **Con lodo 1** = 7675 ± 1.33 y 1642 ± 1.47 (mg/L); **Con lodo 2** = 9304 ± 1.07 y 2004 ± 1.52 (mg/L).

El objetivo de los procesos anaeróbicos es eliminar o disminuir la concentración de DQO para optimizar la producción de metano (Díaz et al., 2020). En la **Figura 7** se puede observar un comportamiento similar del DQO en los biodigestores durante todo el proceso, teniendo un incremento significativo solo en la semana 2 pero conforme pasaron las semanas el DQO disminuyó hasta valores entre 1000 a 2000 mg/L.

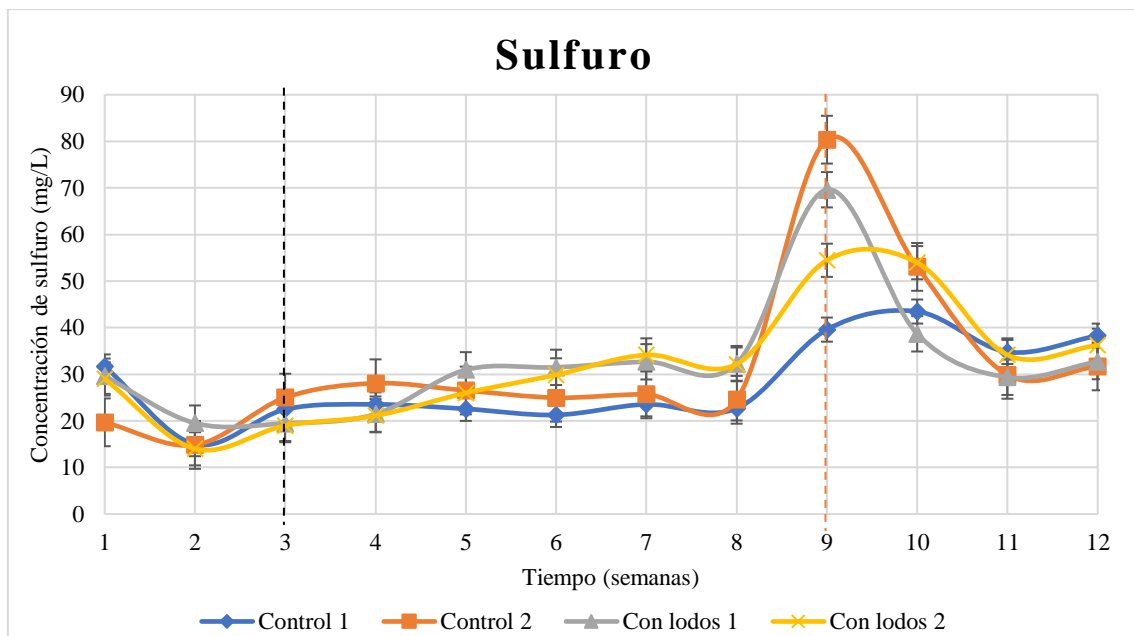
Esta tendencia indica que con el avance de la digestión anaeróbica existe mayor cantidad de materia orgánica degradada, es decir los compuestos orgánicos alimentados con los residuos verdes y/o los lodos son eliminados con mayor efectividad (He et al., 2007). Lanko et al. (2021) reporta que dependiendo de la composición del sustrato (en nuestro caso los residuos verdes y lodos) la DQO inicial se puede transformar en DQO soluble biodegradable, lo que viabiliza una mayor eliminación de la materia orgánica.

SULFURO

El azufre es un elemento que se encuentra tanto en los residuos como en los lodos centrifugados en forma de sulfatos, azufre alifático, ácido sulfónico, entre otros (Calbry et al., 2022). Los microorganismos durante el proceso de biodigestión incorporan el azufre a su material celular, producen sulfuro u otras especies de azufre reducidas (Fisher et al., 2017).

Figura 8.

Monitoreo semanal de sulfuro en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de sulfuro son los siguientes: **Control 1** = 31.68 ± 1.03 y 38.29 ± 0.73 (mg/L); **Control 2** = 19.68 ± 0.34 y 31.69 ± 1.76 (mg/L); **Con lodo 1** = 29.58 ± 0.24 y 32.73 ± 1.02 (mg/L); **Con lodo 2** = 29.00 ± 0.76 y 36.22 ± 0.93 (mg/L).

La concentración de sulfuro se mantuvo estable en los biodigestores a lo largo de las 12 semanas como se observa en la **Figura 8**. Durante las semanas 9 y 10 se evidencia un incremento que podría ser causado por la degradación microbiana adicional de aminoácidos provenientes de los residuos verdes, y que posiblemente contenían azufre en su estructura (**Fisher et al., 2017**).

Es importante mencionar que el sulfuro de hidrógeno es un producto tóxico, pero no se logró disminuir su concentración debido a que no se alcanzó el nivel de ORP <-184 mV (**Dewil et al., 2008**).

Yin et al. (2019) menciona que en procesos de digestión anaeróbica la inyección de aire a una tasa del 2 al 6 % es suficiente para inhibir la formación de sulfuro de hidrógeno. También aclara que esta acción no influye en la tasa de producción anaeróbica de metano, sino que puede llegar a aumentarla mientras que la formación de sulfuro se reduce de manera significativa.

SULFATO

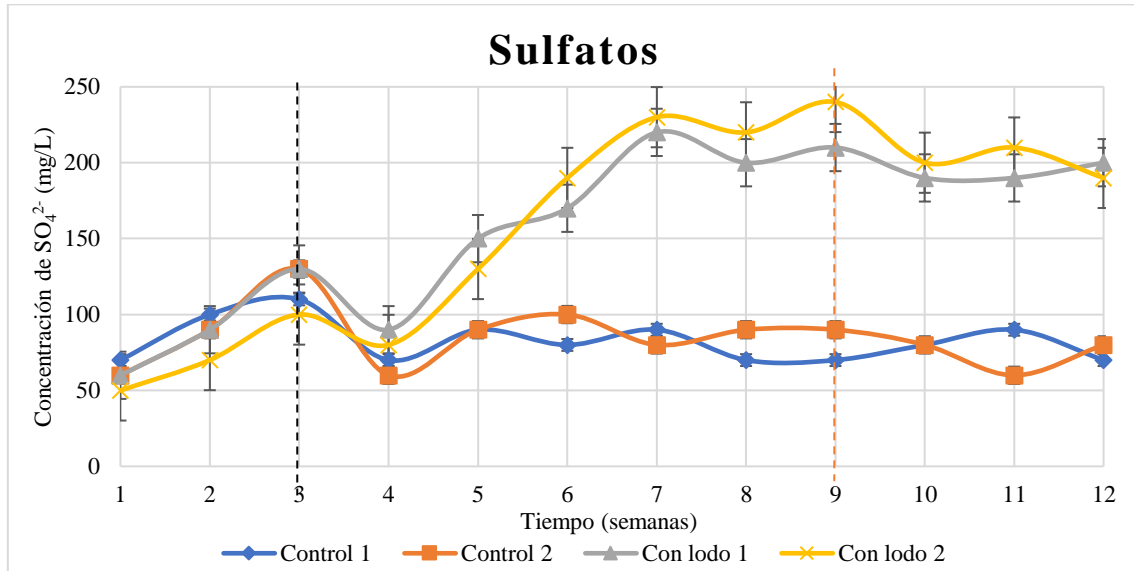
Ya se mencionó anteriormente, el origen de este compuesto viene del azufre principalmente de la composición de los lodos, pero a comparación del sulfuro la eliminación del sulfato no es necesariamente importante. **Möller et al. (2008)** reporta que se necesita una cierta cantidad de azufre o compuestos a base de este elemento para satisfacer los requerimientos nutricionales de los microorganismos metanogénicos.

Los biodigestores con lodos presentaron una mayor concentración de sulfato debido a la composición de estos. Se obtuvieron valores entre 190 – 200 mg/L a comparación de los controles con 70 – 80 mg/L como se muestran en la **Figura 9**. Estas concentraciones están dentro de los límites reportados por **Lackner et al. (2020)** que indica que la concentración de sulfatos no debe sobrepasar los 500 mg/L.

En el caso de superar ese límite la comunidad microbiana cambia, haciendo que se disminuya la población de microorganismo metanogénicos y aumentando las bacterias reductoras de sulfato (**Madden et al., 2014**).

Figura 9.

Monitoreo semanal de Sulfato en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de sulfato son los siguientes: **Control 1** = 70 ± 0.07 y 70 ± 0.56 (mg/L); **Control 2** = 60 ± 0.10 y 80 ± 0.76 (mg/L); **Con lodo 1** = 60 ± 0.70 y 200 ± 0.76 (mg/L); **Con lodo 2** = 50 ± 1.06 y 190 ± 0.30 (mg/L).

Además, la presencia de altas concentraciones de sulfato provoca un cambio significativo en el flujo de carbono lo que desencadena el cambio de la producción de metano a acetato y dióxido de carbono (Lackner et al., 2020).

FOSFATO

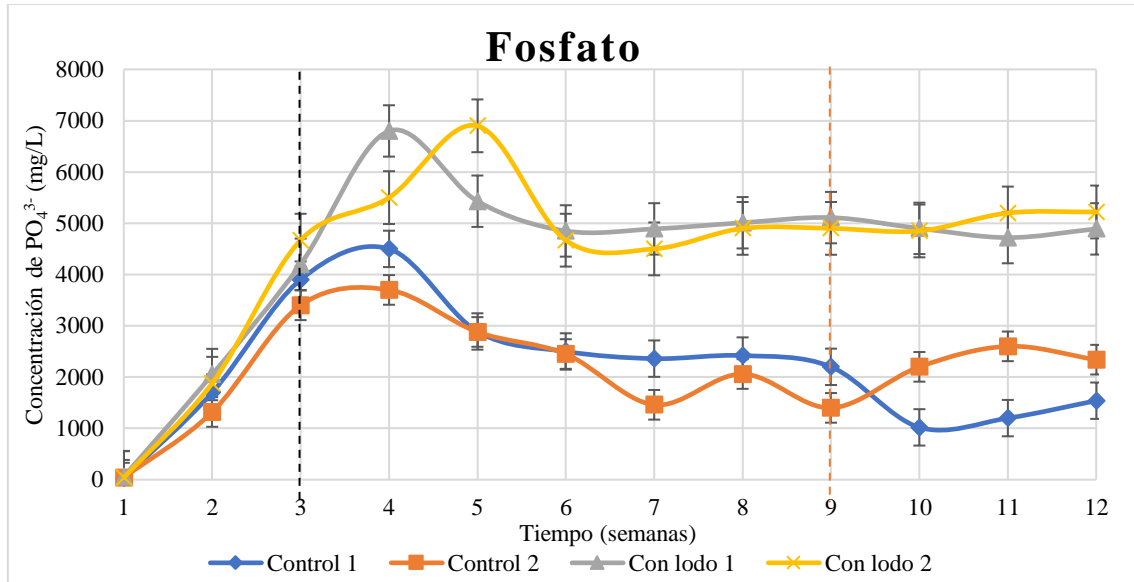
El fósforo es un elemento que se puede presentar en una gran variedad de formas, ya sea orgánicas e inorgánicas y también como monoméricas (fosfatos) (Lin et al., 2015). Tal como se observa en los parámetros químicos iniciales de los componentes de la mezcla sólida (Tabla 6) los lodos utilizados proporcionan una gran concentración de fosfato, y en un biodigestor de fase líquida se puede encontrar en forma de fosfato soluble (Dewil et al., 2008).

El comportamiento del fosfato en la Figura 10 refleja una acumulación de este compuesto en todos los biodigestores. Borowski et al. (2023) menciona que el fosfato orgánico se

degrada durante el proceso de biodigestión mientras que el fosfato inorgánico se queda en el digestato.

Figura 10.

Monitoreo semanal de Fosfato en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de fosfato son los siguientes: **Control 1** = 30 ± 0.49 y 1540 ± 1.01 (mg/L); **Control 2** = 40 ± 0.01 y 2340 ± 0.50 (mg/L); **Con lodo 1** = 60 ± 0.02 y 4890 ± 0.50 (mg/L); **Con lodo 2** = 40 ± 0.48 y 5220 ± 0.09 (mg/L).

Las altas concentraciones en el licor de digestión se deben a la liberación de fosfatos por organismos acumuladores de fosfato durante el proceso de biodigestión (**Öfverström et al., 2020**). Aunque no se reportan valores de concentraciones óptimas de este compuesto, se conoce que el proceso no sufre ningún efecto significativo si se elimina el fosfato orgánico e inorgánico. Pero la liberación del digestato con altas concentraciones de fosfato provoca diversos problemas ambientales (**Lin et al., 2015**).

HIERRO

El hierro es uno de los oligoelementos más importantes para la producción de biogás y este se puede encontrar de forma abundante en los residuos verdes y en los lodos

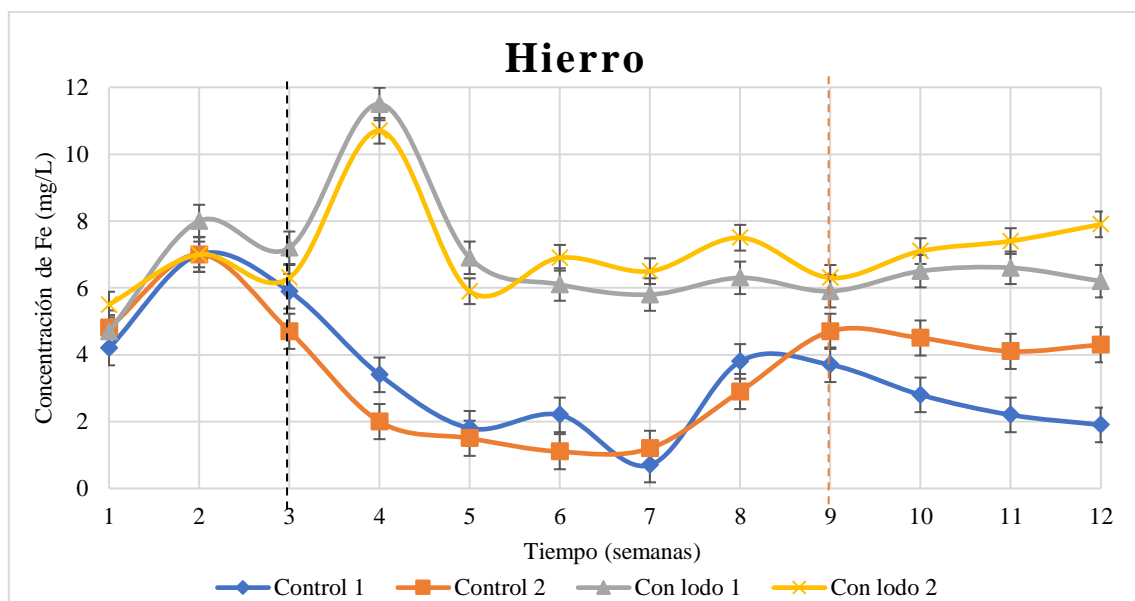
(Borowski et al., 2023). Pero las concentraciones altas de hierro pueden ser tóxicas e inhibir la actividad de los microorganismos metanogénicos (Lu et al., 2022).

Como se observa en la **Figura 11** los biodigestores que contienen lodos centrifugados son aquellos que tienen una concentración de hierro superior a los 6 mg/L durante las 12 semanas, mientras que los controles no sobrepasaron los 5 mg/L. Aunque en la literatura no se encuentra reportado un valor óptimo de hierro para biodigestores, **Cheng et al. (2020)** en su investigación obtuvo una concentración de hierro de 9 mg/L y observó un mejor rendimiento en la producción de metano. En cambio, **Xu et al. (2021)** afirma que la concentración mínima de hierro es de 2 mg/L, siendo este un valor aceptable dentro del proceso de biodigestión.

El hierro es un elemento clave que se integra en las estructuras de varias enzimas que catalizan las reacciones de reducción de dióxido de carbono (CO₂) a metano (CH₄). Además, estimula la formación de citocromos y ferredoxina que ayudan en el transporte de electrones (Feng et al., 2014).

Figura 11.

Monitoreo semanal de Hierro en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de hierro son los siguientes: **Control 1** = 4.2 ± 0.01 y 1.9 ± 1.00 (mg/L);

Control 2 = 4.8 ± 0.02 y 4.3 ± 1.04 (mg/L); **Con lodo 1** = 4.7 ± 0.01 y 6.2 ± 0.86 (mg/L); **Con lodo 2** = 5.5 ± 0.70 y 7.9 ± 0.39 (mg/L).

Es importante destacar que el hierro está involucrado en la replicación de la estructura del ADN de los microorganismos metanogénicos mejorando la degradabilidad del sustrato. Es por esta razón que se ha llegado a utilizar aditivos a base de hierro, como una suplementación de nutrientes para promover la actividad enzimática y mejorar el rendimiento en la producción de metano (**Muddasar, 2022**)

MAGNESIO

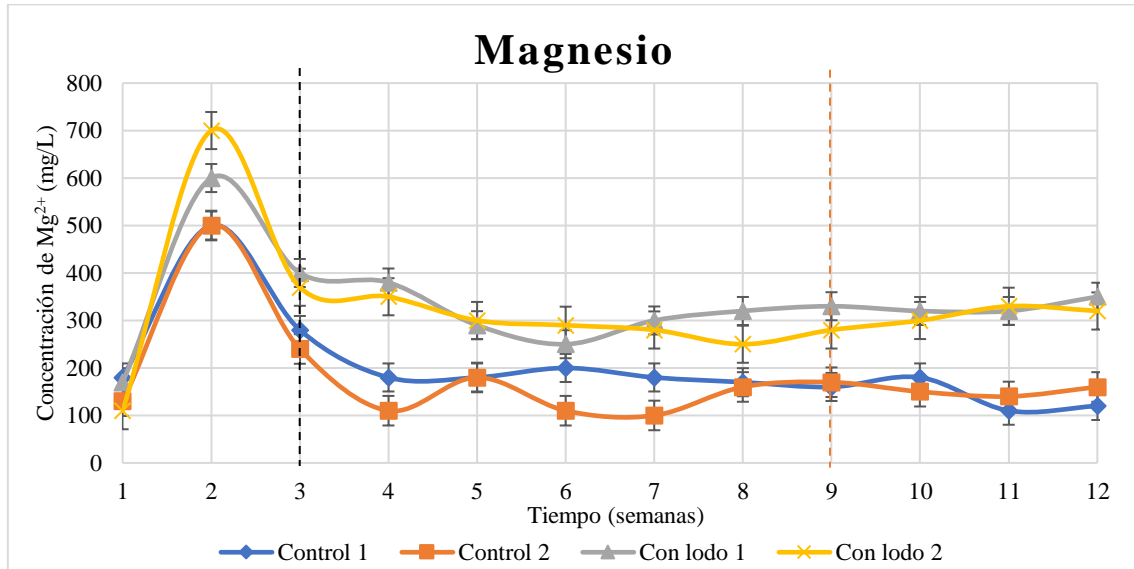
El magnesio es otro elemento importante que aumenta la producción de metano en un biodigestor, sin embargo, se debe tomar en cuenta que en altas concentraciones puede convertirse en un inhibidor. (**Romero et al., 2016**). Este elemento actúa como un cofactor de quinasas, deshidrogenasas. También participa en la síntesis de proteínas en los ribosomas y en la construcción de estructuras celulares (**Wu et al., 2015**). Cabe mencionar que se encuentra en abundancia en los lodos centrifugados (**Tabla 6**)

A pesar de su importancia dentro del proceso de biodigestión, todavía no existen valores establecidos en la literatura que indiquen cuando se convierte en un activador o inhibidor (**Romero et al., 2016**). Sin embargo, **Borowski et al. (2023)** en su investigación menciona que a concentraciones de 40 – 400 mg/L de Mg^{2+} observó una falta de estimulación. Mientras que de 750 - 4000 mg/L de Mg^{2+} ocurre una inhibición progresiva en la producción de metano. Conforme a estos datos se podría considerar que las concentraciones óptimas podrían estar entre 200 – 700 mg/L de Mg^{2+} .

El comportamiento del magnesio en todos los biodigestores fue muy similar como se observa en la **Figura 12**, se tuvo un pico umbral en la semana 2 donde todavía estaban en fase de estabilización y la producción de biogás era mínima. Pero durante las siguientes semanas, se obtuvieron valores de 250 – 400 mg/L en los biodigestores con lodos indicando una concentración óptima. Mientras que, los controles tomaron valores bajos de 100 – 200 mg/L que indican una concentración aceptable pero que sería necesario optar por suplementos a base de magnesio para mejorar la concentración de este (**Choong et al., 2016**).

Figura 12.

Monitoreo semanal de magnesio en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de magnesio son los siguientes: **Control 1** = 180 ± 0.70 y 120 ± 0.89 (mg/L); **Control 2** = 130 ± 0.70 y 160 ± 0.45 (mg/L); **Con lodo 1** = 170 ± 0.70 y 350 ± 0.60 (mg/L); **Con lodo 2** = 110 ± 0.59 y 320 ± 1.06 (mg/L).

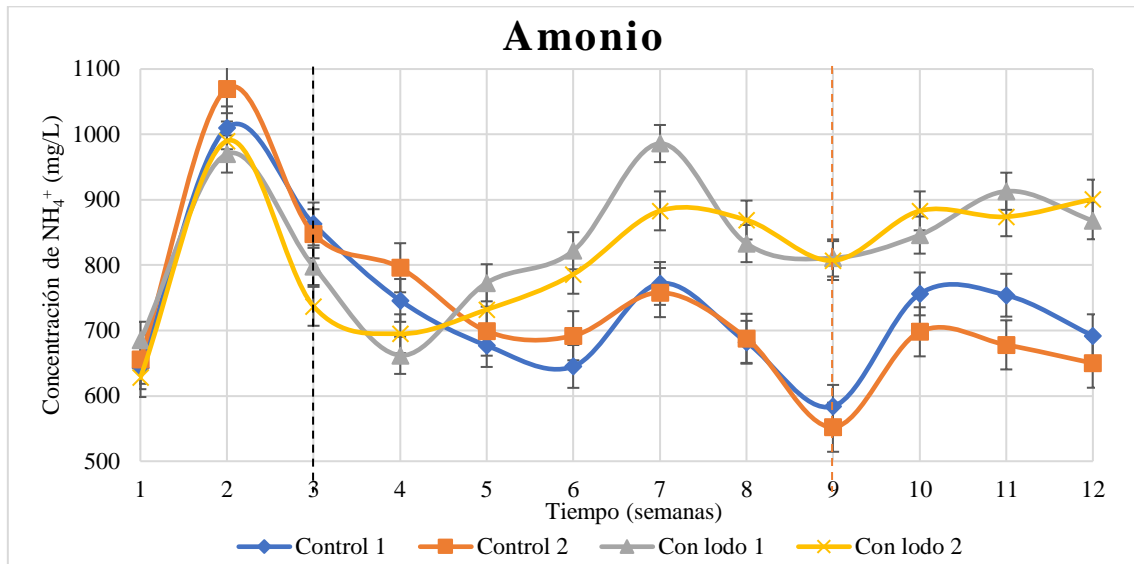
AMONIO

El amonio tiene la función de actuar como un agente tampón en el proceso de digestión anaeróbica, sin embargo, si este se encuentra en concentraciones muy altas puede convertirse en un agente de inhibición de producción la biomasa (Romero et al., 2016). A concentraciones altas el amonio afecta principalmente a los microorganismos metanogénicos acetilclásticos (Wu et al., 2017).

En la **Figura 13** se puede observar que, durante la semana 2 los biodigestores tuvieron la concentración de amonio más alta entre 950 a 1100 mg/L. Esto se debe a que el amonio se deriva de la degradación de la materia rica en proteínas y se libera durante la fase de hidrólisis (Wu et al., 2017). Esto provoca un aumento de pH que contrarresta el bajo valor de pH resultante de la acidificación en el proceso de biodigestión (Fricke et al., 2007).

Figura 13.

Monitoreo semanal de Amonio en los biodigestores.



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de amonio son los siguientes: **Control 1** = 643 ± 0.40 y 692 ± 0.80 (mg/L); **Control 2** = 656 ± 0.60 y 650 ± 0.26 (mg/L); **Con lodos 1** = 685 ± 0.35 y 868 ± 0.59 (mg/L); **Con lodos 2** = 628 ± 0.15 y 901 ± 0.48 (mg/L).

Las concentraciones de amonio se estabilizaron a partir de las siguientes semanas, terminando con una concentración de 868 – 901 mg/L para los biodigestores con lodos y 692 – 650 mg/L para los controles. Las concentraciones son más altas en los biodigestores con lodos con respecto a los controles, esto se debe a que los lodos centrifugados y los residuos verdes no tratados contienen concentraciones de nitrógeno orgánico (Fricke et al., 2007).

Aunque no se tiene el valor de la concentración óptima de amonio, un estudio realizado por Takashima & Yaguchi (2020) indica que la concentración de 2500 mg/L de amonio o mayor a esta puede provocar una inhibición de los microorganismos anaeróbicos. También menciona que un biodigestor a una concentración promedio de 1720 mg/L puede continuar sin ningún problema de inhibición de amonio o amoniaco. Es decir, una concentración de amonio por debajo de 1000 mg/L es considerado adecuado para llevar a cabo con normalidad el proceso de biodigestión.

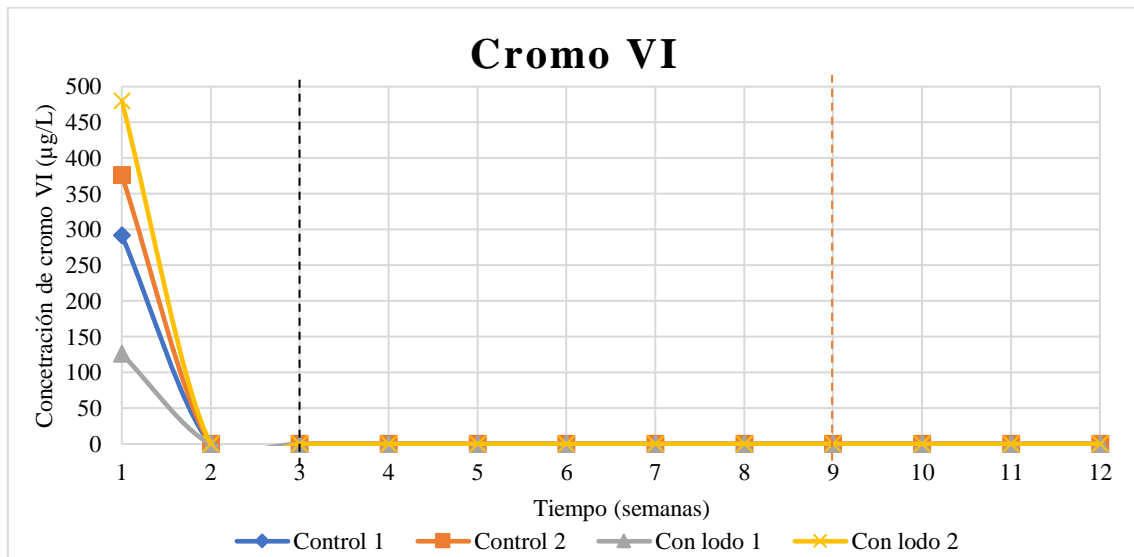
CROMO VI

El cromo existe en dos estados de oxidación siendo el cromo (III) y cromo (VI). La forma hexavalente puede llegar a ser 500 veces más tóxica que el cromo (III) (Vinodhini & Das, 2009). El cromo VI puede atravesar la membrana celular de los microorganismos teniendo efectos tóxicos en algunos (Rahman & Thomas, 2021). Los eventos antropogénicos y naturales contribuyen con el depósito de cromo en los lodos, además del uso de químicos para ser tratados en las PTAR (Ramírez et al., 2018).

En la **Figura 14** se observa que durante la primera semana se presentó una concentración de cromo VI en todos los biodigestores. Esto se debe a que el inóculo (lodos de un biodigestor) que se utilizó únicamente al inicio del proceso aportó con una gran cantidad de este compuesto. Su disminución podría deberse a la presencia de bacterias del género *Clostridium* que participan durante las primeras fases de la biodigestión que se encargan de reducir y eliminar este elemento (Sharma, 2002).

Figura 14.

Monitoreo semanal de Cromo VI en los biodigestores



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de cromo VI son los siguientes: **Control 1** = 292 ± 0.78 y 0 ($\mu\text{g/L}$); **Control 2** = 376 ± 0.04 y 0 ($\mu\text{g/L}$); **Con lodos 1** = 126 ± 0.09 y 0 ($\mu\text{g/L}$); **Con lodos 2** = 480 ± 0.16 y 0 ($\mu\text{g/L}$).

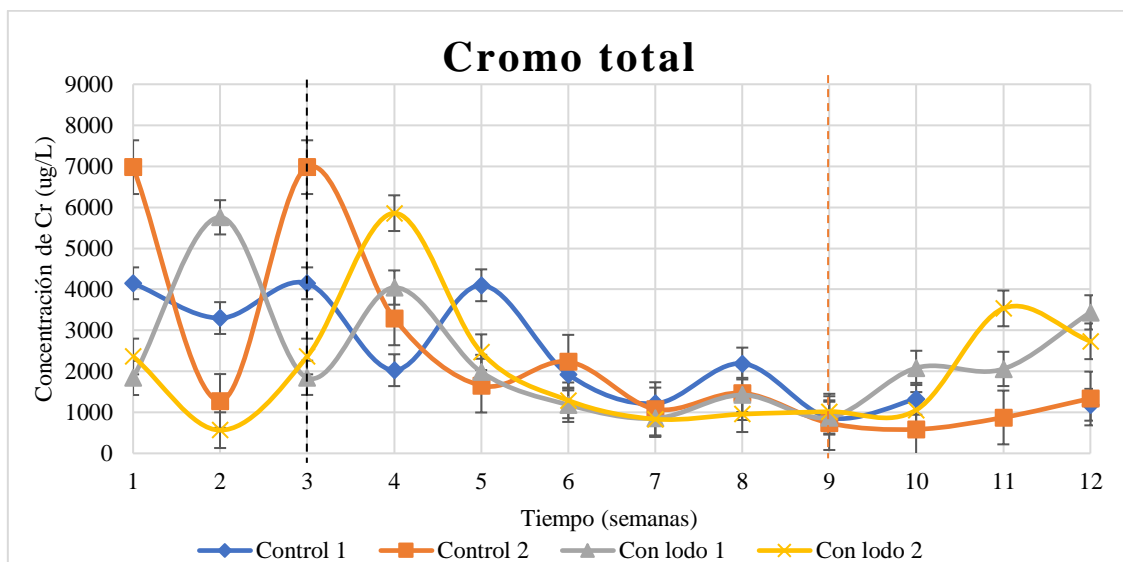
Estas bacterias en condiciones anaeróbicas regulan la producción y composición de polímeros extracelulares (EPS) en las que los grupos carboxilo e hidroxilo juegan un papel importante en la reducción de cromo VI y cumplen la función de aceptores y donantes de electrones (Zheng et al., 2019).

CROMO TOTAL

La presencia de metales pesados como el cromo puede inhibir o limitar el crecimiento del consorcio bacteriano, especialmente de los metanogénicos. Estos microorganismos son muy sensibles a las variaciones de la nutrición y a la presencia de inhibidores (Mandal et al., 2011).

Figura 15.

Monitoreo semanal de cromo total en los biodigestores



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de cromo son los siguientes: **Control 1** = 4146 ± 0.022 y 1184 ± 0.002 ($\mu\text{g/L}$); **Control 2** = 6978 ± 0.008 y 1338 ± 0.002 ($\mu\text{g/L}$); **Con lodo 1** = 1840 ± 0.015 y 3437 ± 0.003 ($\mu\text{g/L}$); **Con lodo 2** = 2362 ± 0.003 y 2732 ± 0.006 ($\mu\text{g/L}$).

No es inusual encontrar ciertas concentraciones de este metal durante el proceso de biodigestión. Tanto el inóculo (lodos de un biodigestor) como los lodos centrifugados con los que se iba alimentando de forma periódica contienen este metal (Tabla 6). Como se

observa en la **Figura 15** durante el proceso de biodigestión se pudo observar que la concentración de este metal iba variando conforme pasaban las semanas. Al final los biodigestores con lodos presentaron una mayor concentración de cromo total a comparación de los biodigestores de control.

Neri et al. (2023) menciona que los límites de toxicidad de cromo en el proceso de digestión anaeróbica son de 180 mg/L o 180,000 µg/L. Por ende, las concentraciones obtenidas de cromo en los biodigestores durante el proceso de biodigestión no actúan como inhibidores de los metanogénicos ya que la mayor concentración de cromo total estuvo entre 1,000 - 7,000 µg/L.

CADMIO

El cadmio forma parte del conjunto de metales pesados que su concentración dentro de un proceso de digestión anaeróbica no debe exceder el umbral tóxico. Porque puede actuar como un inhibidor en la formación de metano y reducir la eficiencia del proceso (**Bożym et al., 2015**). Se conoce que el cadmio en altas concentraciones puede interrumpir el proceso de fermentación. **Manyi-Loh et al. (2013)** menciona que los microorganismos encargados de la biodigestión de residuos requieren de una pequeña concentración de algunos metales para un crecimiento y rendimiento óptimo.

Además, **Tian et al. (2019)** alude a un estudio sobre “la producción de biogás con maíz contaminado con Cd como materia prima” y no encontró efectos inhibitorios durante el proceso de biodigestión. La **Figura 16** muestra el comportamiento del cadmio durante el proceso de digestión anaeróbica en los biodigestores. Se observa una tendencia de crecimiento y decrecimiento durante las semanas. Esto se debe a la alimentación principalmente, siendo las 4 primeras semanas las que mostraron valores altos de cadmio.

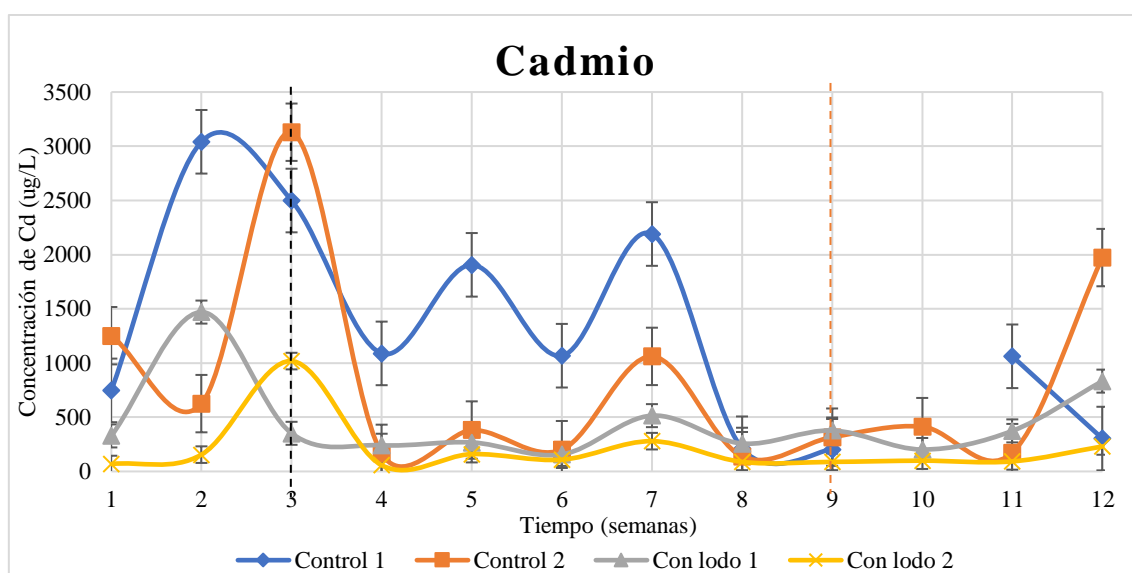
Cabe mencionar que la mayor concentración de cadmio viene de la composición del inóculo y de los lodos centrifugados. Mientras que a partir de la semana 8 hasta el final los niveles de cadmio se mantuvieron bajos. La temperatura también juega un papel importante, **Tian et al. (2019)** demostró que la concentración de cadmio puede disminuir a temperaturas altas (específicamente a 55°C). Mientras que a temperatura ambiente

(25°C fue la temperatura que se utilizó durante este proyecto) la concentración de cadmio puede variar durante el tiempo.

La acción inhibitoria del cadmio en el licor de digestión puede darse si los valores se exceden de 100,000 µg/L según reporta Neri et al. (2023). Y los valores observados en los biodigestores oscilan entre 0 – 3,500 µg/L por lo que, no se refleja un efecto inhibitorio del cadmio sobre la producción de biogás o sobre el proceso de biodigestión.

Figura 16.

Monitoreo semanal de cadmio en los biodigestores



Nota. La línea entrecortada en la semana 3 indica el comienzo de la alimentación en los biodigestores y en la semana 9 indica la nueva alimentación realizada. La concentración inicial y final de cadmio son los siguientes: **Control 1** = 747 ± 0.126 y 303 ± 0.007 (µg/L); **Control 2** = 1252 ± 0.005 y 1972 ± 0.003 (µg/L); **Con lodo 1** = 327 ± 0.004 y 833 ± 0.092 (µg/L); **Con lodo 2** = 68 ± 0.003 y 230 ± 0.0004 (µg/L).

CUANTIFICACIÓN DE METANO (CH₄)

La cantidad obtenida de metano se comporta de manera similar a una curva de crecimiento microbiano. Como se observa en la **Figura 17**, durante los primeros 7 días no existe una producción de biogás. Esto se debe a que en los primeros días ocurren las fases de hidrólisis y acidogénesis, en los cuáles por acción de la actividad hidrolítica se

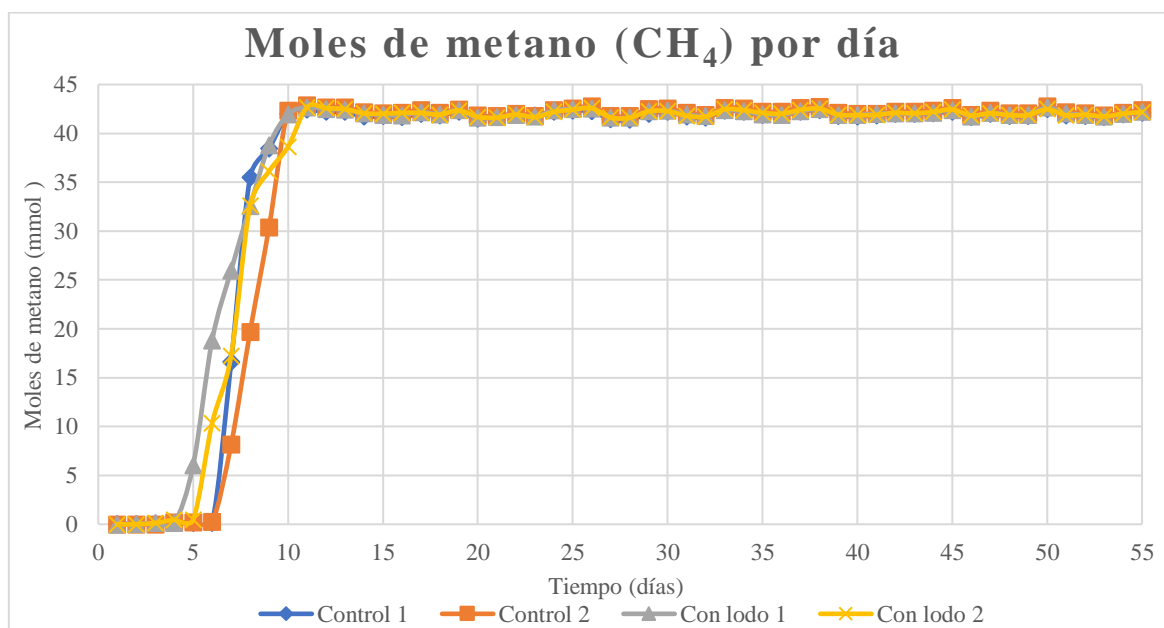
fracciona las moléculas complejas en sus monómeros más simples (Castelo et al., 2016). A partir de estos monómeros se produce la formación de ácidos grasos volátiles (AGV) que juegan un papel importante en la producción de metano (Gonzalez et al., 2020).

Posteriormente, en los días 8, 9 y 10 en adelante se dan los procesos de metanogénesis donde los microorganismos metanogénicos aprovechan todos los productos generados en las fases anteriores para producir el biogás (Castelo et al., 2016). Como se pudo observar en todo el apartado de resultados y discusión, las condiciones fueron favorables tanto para los biodigestores de control y los que contenían lodos centrifugados.

Las concentraciones de los elementos que actúan como nutrientes estuvieron en valores óptimos. Por otro lado, lo mismo ocurre con las concentraciones de los metales que pueden actuar como inhibidores, sus valores estuvieron dentro de lo establecido en la literatura. Por todas estas razones, no se logra percibir una diferencia en la producción de biogás durante los 55 días hábiles.

Figura 17.

Cuantificación diaria de metano en los biodigestores



Nota. Para la cuantificación diaria se tomó en cuenta solo los 55 días hábiles.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. Conclusiones

- La adición de lodos centrifugados provenientes de la PTAR – Ambato si tuvo varios efectos sobre el proceso de biodigestión de residuos verdes. Debido a la composición rica en nutrientes de los lodos, estos aportaron una mayor cantidad de elementos esenciales como el magnesio, hierro, amonio y en la formación de ácidos grasos volátiles que actúan como potenciadores para mejorar el rendimiento del proceso. Además, es importante mencionar que los lodos centrifugados contribuyeron en la estabilización del pH en los biodigestores que se les añadió manteniendo valores óptimos durante las 12 semanas.
- El uso de un biodigestor a escala de laboratorio permitió que se lleve a cabo todo el proceso de biodigestión de residuos verdes proporcionando las condiciones anaeróbicas que requieren los microorganismos metanogénicos. Es importante mencionar que todo el digestato que se obtuvo del proceso de biodigestión no se podrá reutilizar como un biofertilizante para los suelos debido a las concentraciones altas de metales pesados. La acumulación de estos metales en el suelo provoca la disminución de la actividad microbiana, la reducción de la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Y en el caso de ser absorbidas por las mismas plantas, estos metales pueden transferirse a la cadena alimentaria lo que representa un riesgo para salud humana.
- Los análisis fisicoquímicos que se efectuaron a lo largo del proyecto revelaron que, las concentraciones de los elementos que conforman el licor de digestión de los biodigestores estuvieron en los rangos óptimos descritos en la literatura citada. Además, ayudaron a obtener información sobre las concentraciones de varios metales pesados (cromo VI, cromo total y cadmio) que a concentraciones específicos pueden actuar como inhibidores sobre los microorganismos metanogénicos. Cabe mencionar que, en base a la interpretación realizada de estos análisis, se podría mencionar que va a existir una diferencia significativa en la producción de biogás de los biodigestores con lodos y los controles en las próximas semanas, debido a la disminución de

nutrientes que se observaron en los controles durante las últimas semanas y al aumento de su pH.

- Mediante el uso de la técnica de desplazamiento de líquidos se logró cuantificar el biogás producido en los biodigestores. Los datos obtenidos ayudaron a calcular la producción de biogás en base al número de moles de metano (CH_4) y obtener resultados convertidos en unidades de volumen de biogás producido a diario y semanalmente. Gracias a estos resultados se pudo conocer que durante las 12 semanas no hubo un efecto significativo en la producción de biogás en los biodigestores de control y los que contenían lodos.

4.2. Recomendaciones

- Es importante caracterizar toda la materia prima que se vaya a ocupar en un proceso de biodigestión de residuos. Es decir, se debe conocer las concentraciones de los elementos que conforman los lodos y los residuos para poder planificar un pretratamiento de esta materia prima de ser necesario para que cumpla con los límites que se reportan en la literatura y mejorar aún más el rendimiento de la producción de biogás.
- El digestato obtenido de un proceso de biodigestión es un producto con valor agregado que podría ser reutilizado como biofertilizante en el caso de que cumpla con los estándares existentes. Por lo que sería interesante realizar un tratamiento al digestato para disminuir o eliminar las concentraciones de metales pesados que impiden el uso de este en suelos.

MATERIAL DE REFERENCIA

- Achilleos, P., Roberts, K., & Williams, I. (2022). Struvite Precipitation within wastewater treatment: a problem or a circular economy opportunity? *Heliyon*, 8(7), e09862. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09862>
- Aldrawsha, A., Natarajan, R., & Ibrahim, O. (2020). Biogas production from waste in a sanitary landfill reactor. *Journal of Thermal Engineering*, 6(6), 298–311. <https://doi.org/https://doi.org/10.18186/thermal.830371>
- An, D., Wang, T., Zhou, Q., Wang, C., Yang, Q., Xu, B. y Zhang, Q. (2017). Efectos del contenido total de sólidos sobre el rendimiento de la digestión anaeróbica mesófila de lodos y la deshidratación de los lodos digeridos. *Gestión de residuos*, 62, 188-193. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.042> .
- Ao, T., Lin, C., Zhou, P., Liu, X., & Liu, D. (2021). The role of oxidation-reduction potential as an early warning indicator, and a microbial instability mechanism in a pilot-scale anaerobic mesophilic digestion of chicken manure. *Renewable Energy*, 179, 223-232. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.07.047>
- APHA. (2005). *Method 5220 D, Chemical Oxygen Demand. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- Azizi, S., Kamika, I., & Tekere, M. (2018). Evaluation of the digestibility of attached and suspended growth sludge in anaerobic digester for a small community. *Water*, 10(2), 161. <https://doi.org/10.3390/w10020161>
- Bakkaloglu, S., Lowry, D., Fisher, R., France, J., Brunner, D., Chen, H., & Nisbet, G. (2021). Quantification of methane emissions from UK biogas plants. *Waste Management*, 124, 82–93. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.01.011>
- Bouallagui, H., Manai, I., Ennouri, H., Diaz, S. Z., Fernández-Güelfo, L. A., Solera, R., Hamdi, M., & Ennouri, H. (2023). Anaerobic co-digestion of waste activated

sludge with municipal solid waste: methane production, heavy metal decrease, microbial community, and energy production. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06471-w>

Bora, A. P., Gupta, D. P., & Durbha, K. S. (2020). Sewage Sludge to bio-fuel: A review on the sustainable approach of transforming sewage waste to alternative fuel. *Fuel*, 259, 116262. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116262>

Borowski, S., Cieciora-Włoch, W., Boniecki, P., & Bednarek, A. (2023). Impact of mineral fertilizers on anaerobic digestion of vegetable waste. *Bioenergy Research*. <https://doi.org/10.1007/s12155-023-10588-5>

Bożym, M., Florczak, I., Zdanowska, P., Wojdalski, J., & Klimkiewicz, M. (2015). An analysis of metal concentrations in food wastes for biogas production. *Renewable Energy*, 77, 467-472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.11.010>

Buaisha, Magdi., Balku, Şaziye., & Yaman, Ş. Ö. (2020). Heavy Metal Removal Investigation in Conventional Activated Sludge Systems. *Civil Engineering Journal*, 6, 470-477. <http://doi.org/10.28991/cej-2020-03091484>

Budihardjo, M. A., Ramadan, B. S., Yohana, E. S., Rahmawati, F., Ardiana, R., Susilo, D., Ikhlas, N., & Karmilia, A. (2021). A review of anaerobic landfill bioreactor using leachate recirculation to increase methane gas recovery. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 894(1). IOP Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/894/1/012013>

Buitron, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). Manual técnico sobre tecnologías biológicas aerobias aplicadas al tratamiento de aguas residuales industriales. http://www.cytcd.org/sites/default/files/manual_sobre_oxidaciones_avanzadas

Cando, C. (2021). Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales. GAD Municipales, INEC. [https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/webinec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2021/Agua_potable_alcantarrillado_2021/PRESENTACION%20APA%202021_V7%20\(Rov.%20Dicos\).pdf](https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/webinec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2021/Agua_potable_alcantarrillado_2021/PRESENTACION%20APA%202021_V7%20(Rov.%20Dicos).pdf)

- Castelo, P., Peñafiel, R. & Ochoa, V., (2016). Anaerobic digestion of fruit and vegetable waste in semi-continuous reactor from a municipal market in Tumbaco, Ecuador. *Avances En Ciencias E Ingeniería*, Vol. 6, No. 2. Issn 1390-5384.
- Chan, G., Chu, L. M., & Wong, M. H. (2012). Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental Pollution*, 118(3), 393–399. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00286-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00286-X)
- Chen, Y., Ji, C., & Creamer, K. (2008). Inhibition of Anaerobic digestion Process: a review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Cheng, J., Zhu, C., Zhu, J., Jing, X., Feng, K., & Zhang, C. (2020). Effects of waste rusted iron shavings on enhancing anaerobic digestion of food wastes and municipal sludge. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118195. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118195>
- Choong, Y. Y., Ismail, N., Abdullah, A. Z., & Yhaya, M. F. (2016). Impacts of trace element supplementation on the performance of anaerobic digestion Process: a Critical review. *Bioresource Technology*, 209, 369-379. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.028>
- Collivignarelli, M. C., Canato, M., Abbà, A., & Miino, M. C. (2019). Biosolids: ¿What are the different types of reuse? *Journal of Cleaner Production*, 238, 117844. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117844>
- Cossu, R., Morello, L., Raga, R., & Cerminara, G. (2016). Biogas production enhancement using semi-aerobic pre-aeration in a hybrid bioreactor landfill. *Waste Management*, Vol. 55, 83–92. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.10.025>
- Das, T., Usher, S. P., Batstone, D. J., Othman, M., Rees, C. A., Stickland, A. D., & Eshtiaghi, N. (2023). Impact of volatile solids destruction on the shear and solid-liquid separation behaviour of anaerobic digested sludge. *Science of The Total Environment*, 894, 164546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164546>

- Deublein, D., & A. Steinhauser (2010). *Biogas from Waste and Renewable Resources. An Introduction*. Weinheim, Alemania: Wiley; VCH.
- Dewil, R., Baeyens, J., Roels, J., & Van De Steene, B. (2008). Distribution of sulphur compounds in sewage sludge treatment. *Environmental Engineering Science*, 25(6), 879-886. <https://doi.org/10.1089/ees.2007.0143>
- Díaz, A., Oulego, P., González, J., Laca, A., & Díaz, M. (2020). Pretratamientos físico-químicos de licor de digestión anaeróbica para tratamiento aeróbico. *Revista de gestión ambiental*, 274, 111189. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111189> .
- Duan, Z., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2021). Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review. *Waste Management*, 119, 39–62. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.09.015>
- Fei, X., Zekkos, D., & Raskin, L. (2016). Quantification of parameters influencing methane generation due to biodegradation of municipal solid waste in landfills and laboratory experiments. *Waste Management*, 55, 276–287. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.10.015>
- Feng, Y., Zhang, Y., Quan, X., & Suo, C. (2014). Enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge digestion by the addition of zero valent iron. *Water Research*, 52, 242-250. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.072>
- Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R., Hüttner, A., & Dichtl, N. (2007). Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste Management*, 27(1), 30-43. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.03.003>
- GAD. (2020). Descontaminación ambiental. Se adjudica Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. [https://gadmatic.ambato.gob.ec/lotaip/2015/lotaip-julio/anexo literal m/Planta de aguas residuales 9-7-15.pdf](https://gadmatic.ambato.gob.ec/lotaip/2015/lotaip-julio/anexo%20literal%20m/Planta%20de%20aguas%20residuales%209-7-15.pdf)
- Garzón, P., Ochoa, V., & Peñafiel, R. (2015). Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales. *Avances en ciencias e ingeniería*, Vol.7, Issue 2.
- Gauthier, G., Anne-Marie, P., Anne-Laure, D., Picard, S., Sophie, L. R., & Peu, P. (2022). Impact of pH in the first-stage of a two-stage anaerobic digestion on metabolic

- pathways and methane production. *Bioresource Technology Reports*, 20, 101256. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101256>
- Gollapalli, M., & Kota, S. H. (2018). Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models. *Environmental Pollution*, 234, 174–180. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2017.11.064>
- Gonzalez, A., Guo, H., Ortega-Ibáñez, O., Petri, C., Van Lier, J., De Kreuk, M., & Hendriks, A. (2020). Mild thermal Pre-Treatment of waste activated sludge to increase loading capacity, biogas production, and solids' degradation: a Pilot-Scale study. *Energies*, 13(22), 6059. <https://doi.org/10.3390/en13226059>
- Guérin, R., Munoz, M., Aran, C., Laperrelle, C., Hidra, M., Drouart, E., & Grellier, S. (2004). Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique.. *Waste management*, 24 8, 785-94. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2004.03.010>.
- HANNA Instruments. (2022). *Manuales y hojas de seguridad del fotómetro multiparamétrico con DQO HI 83399*. Woonsocket, Rhode Island, EE. UU.: Hanna Instrument Inc.
- He, R., Liu, X., Zhang, Z., & Shen, D. (2007). Characteristics of the bioreactor landfill system using an anaerobic-aerobic process for nitrogen removal.. *Bioresource technology*, 98 13, 2526-32. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2006.09.013>.
- Heng, G. C., Isa, M. H., Lock, S. S. M., & Ng, C. A. (2021). Process optimization of waste activated sludge in anaerobic digestion and biogas production by electrochemical Pre-Treatment using ruthenium oxide coated titanium electrodes. *Sustainability*, 13(9), 4874. <https://doi.org/10.3390/su13094874>
- Herrera, J., Rojas, J. F., & Anchía, D. (2016). Tasas De Generación Y Caracterización De Residuos Sólidos Ordinarios En Cuatro Municipios Del Área Metropolitana Costa Rica. *Revista geográfica de América Central*, 2(57), 235. <https://doi.org/10.15359/rgac.57-2.9>
- IDAE. (2007). *Biomasa: Digestores anaerobios*. Madrid, España: Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía

- Jing, Y., Dong, B., Jin, J., & Dai, X. (2014). Effect of increasing total solids contents on anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: Performance and microbial characteristics analysis. *PLOS ONE*, *9*(7), e102548. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102548>
- Khanal, S., Lü, F., Wong, J. W. C., Wu, D., & Oechsner, H. (2021). Anaerobic digestion beyond biogas. *Bioresource Technology*, *337*, 125378 <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125378>
- Kong, T., & Zhang, W. (2023). Enhanced anaerobic digestion using conductive materials through mediation of direct microbial interspecies electron transfer: a review. *Fermentation*, *9*(10), 884. <https://doi.org/10.3390/fermentation9100884>
- Lackner, N., Wagner, A. O., & Illmer, P. (2020). Effect of sulfate addition on carbon flow and microbial community composition during thermophilic digestion of cellulose. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *104*(10), 4605-4615. <https://doi.org/10.1007/s00253-020-10546-7>
- Lahav, O., Telzhensky, M., Zewuhn, A., Gendel, Y., Gerth, J., Calmano, W., & Birnhack, L. (2013). Struvite recovery from municipal-wastewater sludge centrifuge Supernatant using Seawater NF concentrate as a cheap MG(II) source. *Separation and Purification Technology*, *108*, 103-110. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.02.002>
- Lamastra, L., Suciú, N., & Trevisan, M. (2018). Sewage sludge for sustainable agriculture: Contaminants' contents and potential use as fertilizer. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, *5*(1), 1–6. <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>
- Lanko, I., Hejnic, J., Ambrožová, J. Ř., Ferrer, I., & Jeníček, P. (2021). Digested sludge quality in mesophilic, thermophilic and Temperature-Phased anaerobic digestion systems. *Water*, *13*(20), 2839. <https://doi.org/10.3390/w13202839>
- Lee, E., Bittencourt, P. V. Q., Casimir, L., Moreno-Jiménez, E., Wang, M., Zhang, Q., & Ergas, S. J. (2019). Biogas production from high solids anaerobic co-digestion of food waste, yard waste and waste activated sludge. *Waste Management*, *95*, 432-439. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.033>

- Leung, D., & Wang, Jing. (2016). An overview on biogas generation from anaerobic digestion of food waste. *International Journal of Green Energy*, 13, 119 - 131 . <http://doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>
- Li, H., Si, D., Liu, C., Feng, K., & Liu, C. (2018). Performance of direct anaerobic digestion of dewatered sludge in long-term operation. *Bioresource Technology*, 250, 355-364. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.075>
- Limonti, C., Curcio, G. M., Siciliano, A., Pera, A. L., & Demirer, G. N. (2023). Kinetic study of anaerobic digestion of compost leachate from organic fraction of municipal solid waste. *Fermentation*, 9(3), 297. <https://doi.org/10.3390/fermentation9030297>
- Lin, H., Gan, J., Rajendran, A., Reis, C. E. R., & Hu, B. (2015). Phosphorus removal and recovery from digestate after biogas production. En *InTech eBooks*. <https://doi.org/10.5772/60474>
- Liu, Y., Li, X., Wu, S., Zhao, T., & Yang, C. (2021). Enhancing anaerobic digestion process with addition of conductive materials. *Chemosphere*, 278, 130449. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130449>
- Lu, W., Deng, G., Cheng, X., & Wang, W. (2022). Effects of Iron-Loaded biochar on the anaerobic Co-Digestion of food waste and sewage sludge and elucidating the mechanism thereof. *Sustainability*, 14(15), 9442. <https://doi.org/10.3390/su14159442>
- Luukkonen, T., Prokkola, H., & Pehkonen, S. O. (2020). Peracetic acid for conditioning of municipal wastewater sludge: hygienization, odor control, and fertilizing properties. *Waste Management*, 102, 371-379. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.004>
- Madden, P., Al-Raei, A. M., Enright, A., Chinalia, F. A., De Beer, D., O'Flaherty, V., & Collins, G. (2014). Effect of sulfate on low-temperature anaerobic digestion. *Frontiers in Microbiology*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00376>

- Mandal, B. K., Vankayala, R., & Kumar, L. (2011). Speciation of chromium in soil and sludge in the surrounding Tannery region, Ranipet, Tamil Nadu. *ISRN Toxicology (Print)*, 2011, 1-10. <https://doi.org/10.5402/2011/697980>
- Manyi-Loh, C. E., Mamphweli, S., Meyer, E. L., Okoh, A. I., Makaka, G., & Simon, M. (2013). Microbial anaerobic digestion (Bio-Digesters) as an approach to the decontamination of animal wastes in pollution control and the generation of renewable energy. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(9), 4390-4417. <https://doi.org/10.3390/ijerph10094390>
- Martínez, C., Eliche, D., Pérez, L., Iglesias, F. J., & Corpas, F. A. (2012). Sludge valorization from wastewater treatment plant to its application on the ceramic industry. *Journal of Environmental Management*, 95, S343-S348. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.016>
- Michel, P., Pariatamby, A., Bhatti, M., Chenayah, S., & Shahul, F. (2021). Strategies for reducing greenhouse gas emissions from municipal solid waste management in Pakistan. *Waste Management & Research*, 39(7), 914–927. <https://doi.org/10.1177/0734242X20983927>
- Möller, A., Page, B., & Schreiber, M. (2008). *Environmental Informatics and Industrial Ecology: 22nd International Conference on Informatics for Environmental Protection : Proceedings of the 22nd International Conference Environmental Informatics-- Informatics for Environmental Protection, Sustainable Development, and Risk Management : September 10-12, 2008, Leuphana University, Lueneburg, Germany.*
- Moretti, S. M. L., Bertocini, E. I., & Abreu-Junior, C. H. (2015). Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Scientia Agricola*, 72(5), 432-439. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0341>
- Muddasar, M. (2022). Biogas Production from Organic wastes and Iron as an Additive – A Short Review. Preprints 2022, 2022010026. <https://doi.org/10.20944/preprints202201.0026.v1>
- Mudragada, R., Kundral, S., Coro, E., Moncholi, M., Laha, S., & Tansel, B. (2014). Phosphorous removal during sludge dewatering to prevent struvite formation

- in sludge digesters by full scale evaluation. *Journal of Water Process Engineering*, 2, 37-42. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.04.006>
- Neri, A., Bernardi, B., Zimbalatti, G., & Benalia, S. (2023). An overview of anaerobic digestion of Agricultural By-Products and food waste for biomethane production. *Energies*, 16(19), 6851. <https://doi.org/10.3390/en16196851>
- Öfverström, S., Davidsson, Å., Haghghatafshar, S., Kjerstadius, H., & La Cour Jansen, J. (2020). Waste ochre for control of phosphates and sulfides in digesters at wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. *Clean technologies*, 2(1), 116-126. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol2010008>
- Organización internacional de normalización (ISO) e Instituto ecuatoriano de Normalización (INEN). (2009). *Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos*, pp. 1-7. Quito – Ecuador.
- Pilli, S., Yan, S., Tyagi, R. D., & Surampalli, R. Y. (2016). Anaerobic digestion of ultrasonicated sludge at different solids concentrations - Computation of mass-energy balance and greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Management*, 166, 374-386. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.041>
- Prabhu, M., & Mutnuri, S. (2016). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. *Waste Management & Research*, 34(4), 307-315. <https://doi.org/10.1177/0734242x16628976>
- Rahman, Z., & Thomas, L. (2021). Chemical-Assisted Microbially Mediated chromium (CR) (VI) reduction under the influence of various electron donors, redox mediators, and other additives: An Outlook on Enhanced CR(VI) Removal. *Frontiers in Microbiology*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.619766>
- Ramirez, K. G., Possan, E., Bittencourt, P. R. S., Carneiro, C., & Colombo, M. (2018). Physico-chemical characterization of centrifuged sludge from the Tamandua Water Treatment Plant (FOz do Iguacu, PR). *Materia-rio De Janeiro*, 23(3). <https://doi.org/10.1590/s1517-707620180003.0521>

- Rasapoor, M., Young, B. R., Brar, R. S., Sarmah, A. K., Zhuang, W., & Baroutian, S. (2020). Recognizing the Challenges of anaerobic Digestion: Critical steps toward improving biogas generation. *Fuel*, *261*, 116497. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116497>
- Romero, G., Mata, J., Chimenos, J., & Astals, S. (2016). The effect of magnesium as activator and inhibitor of anaerobic digestion. *Waste Management*, *56*, 137-142. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.037>
- Romero, G., Mata, J., Rivera, J., & Garcia, S. A. (2016). Nutrient Recovery Technologies for Anaerobic Digestion Systems: An Overview. *Revista Ion*, *29*(1), 7-26. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016001>
- Quan, C., Kamran, K., & Williams, P. T. (2020). Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. *Progress in Energy and Combustion Science*, *79*, 100843. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2020.100843>
- Sharma K. (2002). *Reducción microbiana de Cr (VI): papel de los donantes, aceptores y mecanismos de electrones, con especial énfasis en Clostridium spp.* Tesis doctoral, Universidad de Florida; Gainesville, Florida.
- Singh, D., Chavan, D., Pandey, A., Periyaswami, L., & Kumar, S. (2021). Determination of landfill gas generation potential from lignocellulose biomass contents of municipal solid waste. *The Science of the Total Environment*, *785*, 147243. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.147243>
- Sundberg, C., & Jönsson, H. (2008). Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. *Waste Management*, *28*(3), 518-526. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.011>
- Takashima, M., & Yaguchi, J. (2020). High-solids thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge: effect of ammonia concentration. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, *23*(1), 205-213. <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01117-z>
- Thermo Fisher Scientific. (2012). *Manual de instrucciones de medidor de sobremesa de Fisher Scientific AB150, AB200, AB250.* Massachusetts, Estados Unidos: Editorial Fisher Scientific.

- Tian, Y., Li, S., Li, Y., Zhang, H., Mi, X., & Huang, H. (2019). Cadmium addition effects on anaerobic digestion with elevated temperatures. *Energies*, *12*(12), 2367. <https://doi.org/10.3390/en12122367>
- Tolaymat, T., Green, R., Hater, G., Barlaz, M., Black., Bronson, D., & Powell, J. (2010). Evaluation of landfill gas decay constant for municipal solid waste landfills operated as bioreactors. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), *60*(1), 91–97. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.60.1.91>
- Tytla, M. (2019). Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk in Sewage Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant Located in the Most Industrialized Region in Poland - Case Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *16*(13), 2430. <https://doi.org/10.3390/ijerph16132430>
- Van Loosdrecht, M., Nielsen, P., Lopez, C., Brdjanovic, D., Fall, C., & Gutiérrez, C. (2019). Métodos experimentales para el tratamiento de aguas residuales. En *IWA Publishing eBooks*. <https://doi.org/10.2166/9781780409252>
- Vinodhini, V., & Das, N. (2009). Biowaste materials as sorbents to remove chromium (VI) from aqueous environment-A comparative study. *ResearchGate*. https://www.researchgate.net/publication/228494588_Biowaste_materials_as_sorbents_to_remove_chromium_VI_from_aqueous_environment-A_comparative_study
- Vongvichiankul, C., Deebao, J., & Khongnakorn, W. (2017). Relationship between pH, oxidation reduction potential (ORP) and biogas production in mesophilic screw anaerobic digester. *Energy Procedia*, *138*, 877-882. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.113>
- Wang, D., Thunéll, S., Lindberg, U., Jiang, L., Trygg, J., & Tysklind, M. (2022). Towards better process management in wastewater treatment plants: Process analytics based on SHAP values for tree-based machine learning methods. *Journal of Environmental Management*, *30*(1), 113-941. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113941>
- Wang, Q., Liang, Y., Zhao, P., Li, Q. X., Guo, S., & Chen, C. (2016). Potential and optimization of two-phase anaerobic digestion of oil refinery waste activated

sludge and microbial community study. *Scientific Reports*, 6(1). <https://doi.org/10.1038/srep38245>

Wang, Z., Hu, Y., Wang, S., Wu, G., & Zhan, X. (2023). A Critical Review on Dry Anaerobic digestion of organic waste: characteristics, operational conditions, and improvement strategies. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 176, 113208. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113208>

Xu, Y., Zhang, R., Liu, J., He, X., Lu, H., Wei, N., & Zhang, J. (2021). Effect of iron supplementation on the biogas production and microbial community distribution during anaerobic digestion of food waste process. *Research Square (Research Square)*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-600423/v1>

Yáñez, J., & González, J. M. P. (2005). Sistemas de información medioambiental. En *Netbiblo eBooks*. <https://doi.org/10.4272/84-9745-056-6>

Yin, L., Alaimo, C. P., Kim, M., Kado, N. Y., Peppers, J., Xue, J., Wan, C., Green, P. G., Zhang, R., Jenkins, B. M., Vogel, C. F., Wuertz, S., Young, T. M., & Kleeman, M. J. (2019). Composition and toxicity of biogas produced from different feedstocks in California. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11569-11579. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03003>

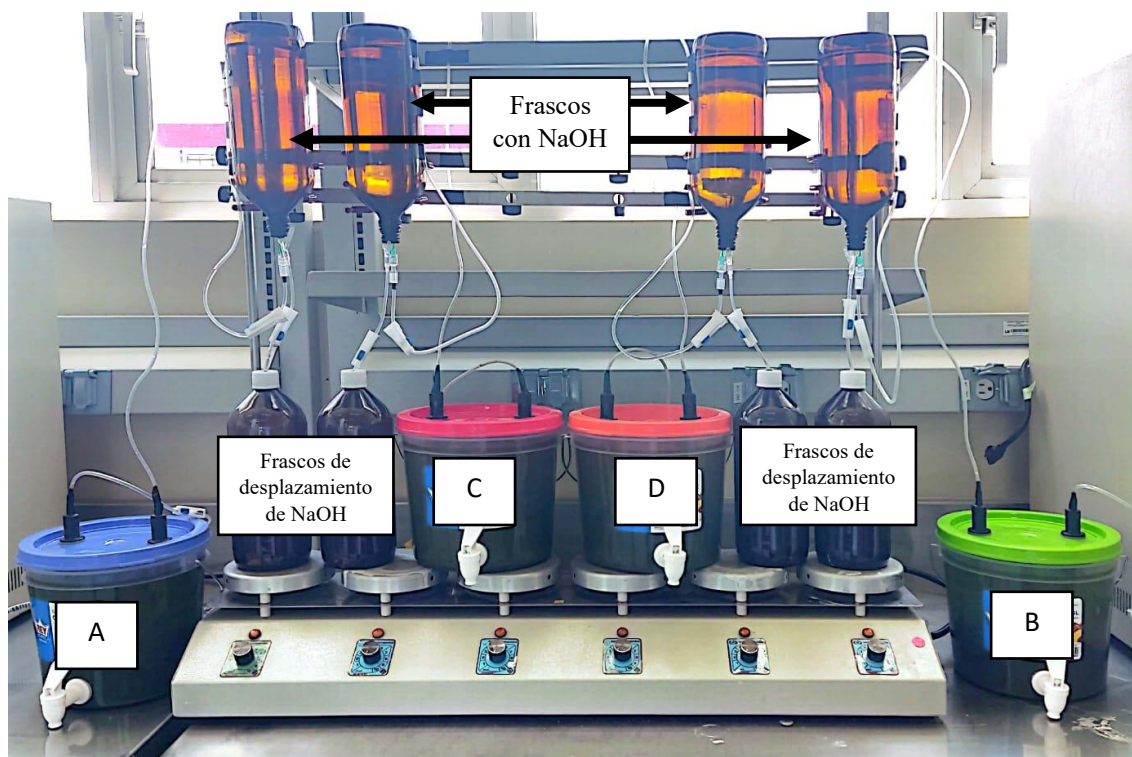
Yu-Qian, Q., & Hu, S. (2018). Study on release characteristics and recovery of nitrogen and phosphorus during the anaerobic fermentation of excess sludge. *IOP conference series*, 108, 042018. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/108/4/042018>

Zheng, X., Yuan, D., Li, Y., & Liu, C. (2019). Exploration of the reduction mechanism of CR(VI) in anaerobic hydrogen fermenter. *Environmental Pollution*, 254, 113042. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113042>

ANEXOS

Anexo 1.

Biodigestor a escala de laboratorio que se instalaron.



Nota. Los biodigestores cuentan con 2 mangueras instaladas en la parte superior son: una para realizar la alimentación y la otra para recolectar el biogás generado en el interior.

A y B: Biodigestores de control:

Arranque: Residuos verdes (30% v/v) + medio basal (60% v/v) + inóculo (lodos de biodigestor) (10% v/v)

Alimentación: Residuos verdes (40% v/v) + medio basal (60% v/v)

C y D: Biodigestores con lodos centrifugados:

Arranque: Residuos verdes (30% v/v) + medio basal (60% v/v) + inóculo (lodos de biodigestor) (10% v/v)

Alimentación: Residuos verdes (30% v/v) + medio basal (60% v/v) + lodos centrifugados (10% v/v)

Anexo 2.

Permiso de muestreo concedido por la EMAPA.



OF. No. EP-EMAPA-A-TH-2211-2023
Ambato, 15 de septiembre de 2023

Doctora
Mirari Arancibia
DECANA
FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERIA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA
UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO

Presente,

De mi consideración:

Reciba un cordial saludo, en referencia al Memorando NRO. -FCIAB-D-007-2023- de fecha 04 de septiembre de 2023, presentado por usted, mediante el cual solicita se permita realizar el desarrollo para el trabajo de Titulación bajo el tema " Efecto de la adición de lodos centrifugados de la PTAR-AMBATO sobre el proceso de biodigestión de residuos verdes provenientes de mercados" propuesto por el estudiante **José Alexis Cayo Almache**, estudiante de la carrera de Biotecnología; al respecto, me permito informar que la solicitud del estudiante ha sido **ACEPTADA** para que realice el trabajo de Titulación en la EP-EMAPA-A, de acuerdo al convenio vigente entre las instituciones.

Particular que comunico para los fines pertinentes.

Atentamente,

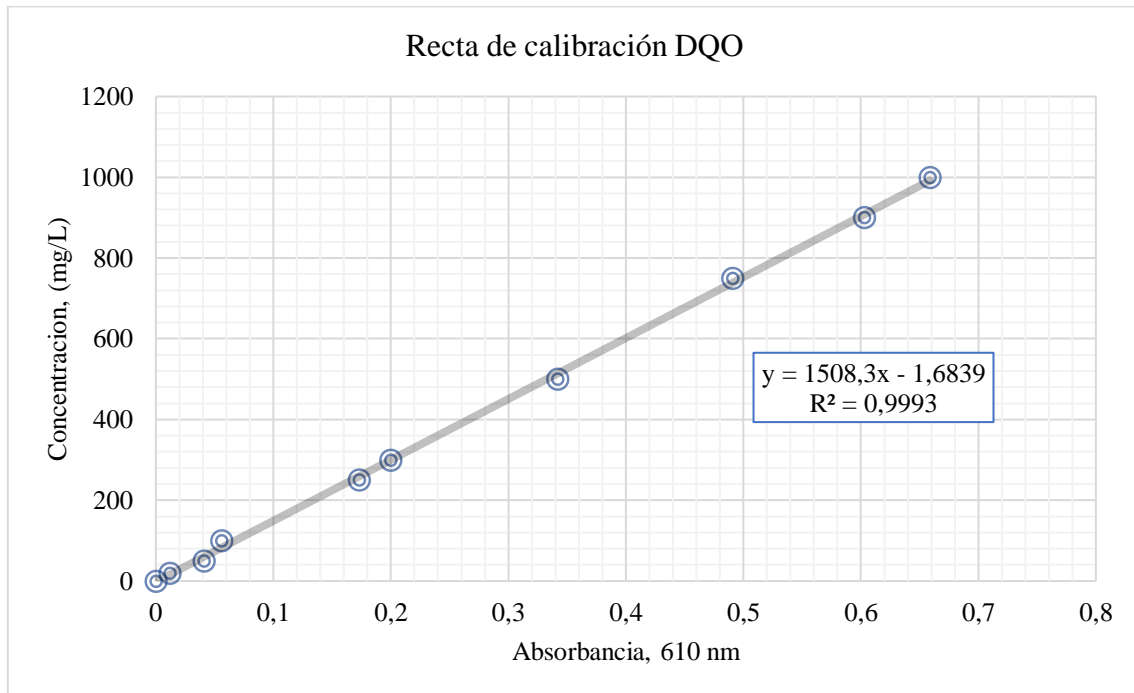


Ing. Fabian Javier Ramos Carrasco
JEFE DE TALENTO HUMANO
2023-09-15
SGD: 4833-2023

María José G.

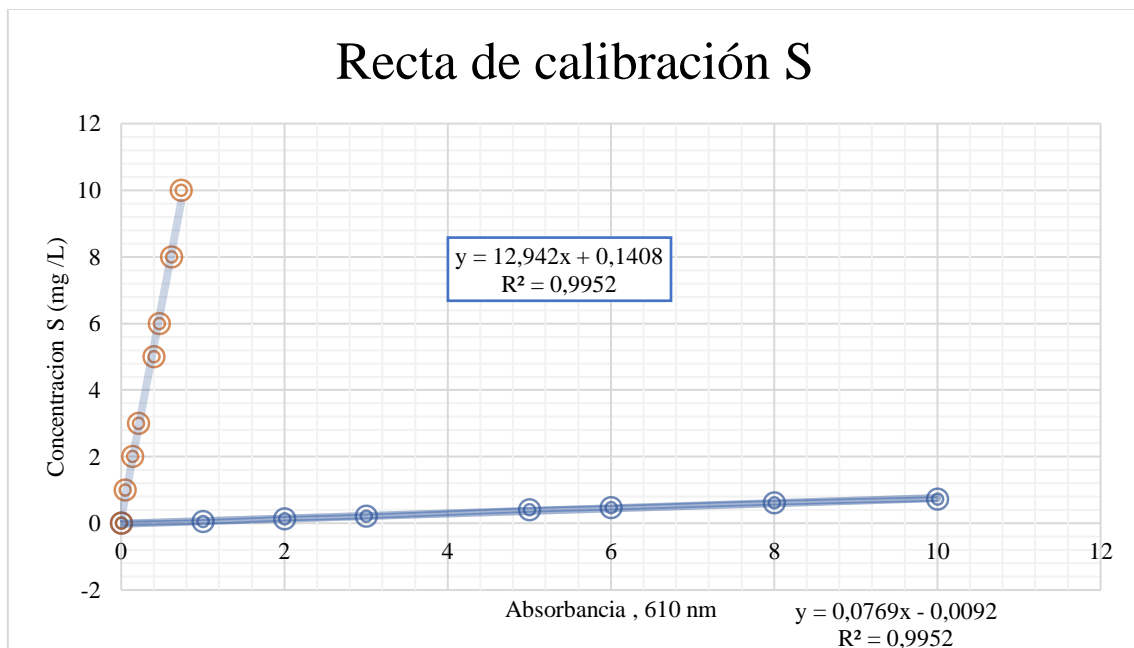
Anexo 3.

Curva de Calibración de DQO.



Anexo 4.

Curva de Calibración de Sulfuro.



Anexo 5.

Resultados completos de los análisis semanales del licor de digestión de los biodigestores.

Semana	Biodigestor	pH	Conductividad (ms/cm)	ORP (mV)	DQO (mg/L)	ST (g/L)	SST (g/L)	SV (g/L)	Sulfuro (mg/L)
1	Control 1	7.28	9.651	136.5	7856.49 ± 2.46	4.73 ± 1.02	4.27 ± 0.99	5.11 ± 1.56	31.68 ± 1.03
	Control 2	7.50	9.380	140.9	9063.13 ± 3.2	9.41 ± 0.67	6.30 ± 1.01	6.09 ± 1.09	19.68 ± 0.34
	Lodos 1	7.58	9.652	126.9	7675.49 ± 1.33	9.07 ± 0.54	10.03 ± 0.65	6.40 ± 1.67	29.58 ± 0.24
	Lodos 2	7.37	9.122	133.9	9304.46 ± 1.07	6.94 ± 1.12	9.09 ± 0.08	4.73 ± 0.98	29.00 ± 0.76
2	Control 1	6.80	9.251	82.6	11,400.99 ± 1.73	10.84 ± 0.45	3.86 ± 0.54	6.37 ± 1.34	15.00 ± 0.34
	Control 2	6.82	9.121	77.9	11,597.07 ± 3.59	8.74 ± 0.99	5.08 ± 1.00	6.25 ± 1.35	14.83 ± 0.01
	Lodos 1	6.45	9.718	72.6	11,416.08 ± 2.99	11.93 ± 0.56	5.16 ± 0.05	6.15 ± 0.56	19.51 ± 0.01
	Lodos 2	6.68	9.860	86.3	11,446.24 ± 1.86	10.66 ± 0.18	5.04 ± 0.38	6.49 ± 1.03	14.01 ± 0.54
3	Control 1	7.02	9.367	42.9	9606.12 ± 2.13	12.71 ± 0.56	3.77 ± 0.70	6.24 ± 1.09	22.47 ± 1.62
	Control 2	7.14	9.041	54.9	9455.29 ± 2.44	12.36 ± 1.23	4.67 ± 1.01	6.21 ± 1.07	24.99 ± 0.02
	Lodos 1	6.79	9.274	44.3	9410.04 ± 0.67	16.26 ± 0.54	4.60 ± 0.37	8.60 ± 0.84	19.46 ± 0.00
	Lodos 2	6.98	9.101	55.9	9153.63 ± 0.60	11.20 ± 0.31	3.73 ± 0.34	5.70 ± 0.69	18.97 ± 0.35
4	Control 1	7.10	12.30	15.5	8399.48 ± 0.02	11.40 ± 1.76	5.79 ± 0.28	6.28 ± 0.80	23.53 ± 1.79
	Control 2	7.06	11.73	32.6	8263.73 ± 0.01	11.87 ± 0.56	6.85 ± 0.56	7.18 ± 1.59	28.07 ± 0.01
	Lodos 1	6.72	11.23	24.5	7660.41 ± 0.95	15.83 ± 0.34	5.35 ± 0.63	8.97 ± 1.04	21.44 ± 1.67

	Lodos 2	7.15	13.76	14.3	7705.66 ± 0.28	16.49 ± 1.99	3.52 ± 0.23	10.19 ± 1.07	21.11 ± 0.56
5	Control 1	7.24	14.45	10.3	10,375.35 ± 1.23	15.17 ± 1.56	4.11 ± 0.69	6.42 ± 0.81	22.57 ± 0.83
	Control 2	7.23	12.78	29.9	9032.96 ± 0.90	13.92 ± 0.95	2.35 ± 0.40	5.76 ± 1.19	26.52 ± 0.12
	Lodos 1	6.97	11.58	8.9	8851.97 ± 0.11	17.35 ± 0.90	3.58 ± 0.12	7.96 ± 1.10	30.96 ± 1.04
	Lodos 2	7.00	15.57	-9.3	8987.71 ± 0.30	16.22 ± 0.99	2.74 ± 0.78	8.99 ± 0.99	25.99 ± 0.04
6	Control 1	7.49	12.45	-7.5	8851.97 ± 0.17	13.25 ± 1.02	3.34 ± 0.67	5.53 ± 1.07	21.28 ± 0.09
	Control 2	7.39	13.89	13.5	7615.16 ± 0.21	16.00 ± 0.89	3.97 ± 0.08	6.55 ± 0.97	24.98 ± 1.05
	Lodos 1	7.02	13.28	-15.3	7253.17 ± 0.70	17.49 ± 0.80	2.22 ± 1.00	8.97 ± 1.05	31.49 ± 0.15
	Lodos 2	7.27	16.51	-29.3	8173.71 ± 0.40	18.02 ± 0.65	2.91 ± 0.49	9.47 ± 0.99	29.87 ± 0.87
7	Control 1	7.62	13.90	-25.9	6272.77 ± 0.50	14.91 ± 0.90	2.75 ± 0.57	5.65 ± 1.89	23.55 ± 0.56
	Control 2	7.79	12.15	-15.9	7313.50 ± 0.40	12.59 ± 0.69	1.76 ± 0.50	7.26 ± 1.54	26.69 ± 0.39
	Lodos 1	7.14	11.45	-42.9	4749.39 ± 0.71	21.19 ± 0.69	2.12 ± 0.28	9.49 ± 1.32	32.68 ± 0.45
	Lodos 2	7.28	15.25	-55.9	5337.63 ± 0.10	18.741 ± 1.24	2.97 ± 0.06	9.87 ± 0.79	34.15 ± 0.37
8	Control 1	7.58	15.47	-49.3	3618.16 ± 0.70	13.84 ± 0.83	1.53 ± 0.09	5.45 ± 0.98	22.67 ± 0.43
	Control 2	7.84	13.39	-33.6	3331.59 ± 0.51	13.296 ± 0.45	2.15 ± 0.40	5.01 ± 0.76	24.52 ± 0.35
	Lodos 1	7.25	13.10	-37.6	3603.08 ± 0.30	21.592 ± 1.05	2.68 ± 0.31	9.24 ± 1.56	32.39 ± 0,99
	Lodos 2	7.26	15.76	-54.1	3889.66 ± 0.89	18.408 ± 0.98	3.22 ± 0.60	9.43 ± 1.10	32.19 ± 1.73
9	Control 1	7.70	15.74	-55.0	2909-26 ± 0.56	13.99 ± 0.54	2.59 ± 0.28	4.40 ± 1.34	39.59 ± 1.43
	Control 2	7.82	14.69	-60.9	2502.02 ± 0.23	13.344 ± 1.03	1.62 ± 0.16	4.67 ± 0.85	80.35 ± 1.38

	Lodos 1	7.35	14.62	-42.9	2275.78 ± 0.34	21.304 ± 1.04	2.54 ± 0.99	10.08 ± 0.98	69.61 ± 1.64
	Lodos 2	7.25	16.76	-58.0	2743.35 ± 0.09	20.196 ± 0.98	2.98 ± 1.48	9.22 ± 1.02	54.47 ± 0.48
10	Control 1	7.95	15.20	-61.2	3919.82 ± 0.45	14.48 ± 0.07	1.51 ± 1.02	5.64 ± 0.97	43.47 ± 0.25
	Control 2	8.05	14.51	-79.1	1151.64 ± 0.65	13.272 ± 1.76	1.25 ± 0.93	4.96 ± 0.64	53.05 ± 0.89
	Lodos 1	7.48	13.75	-58.0	1732.79 ± 0.99	20.088 ± 0.99	2.14 ± 0.58	10.23 ± 0.76	38.69 ± 0.48
	Lodos 2	7.29	16.22	-66.7	1672.46 ± 0.87	22.932 ± 0.03	2.39 ± 0.45	9.86 ± 0.98	53.95 ± 0.36
11	Control 1	8.17	14.68	-79.3	2049.53 ± 0.43	12.28 ± 0.74	1.66 ± 0.38	5.57 ± 0.99	34.80 ± 1.63
	Control 2	8.10	13.87	-92.0	1868.54 ± 1.03	13.12 ± 0.65	1.12 ± 0.84	6.33 ± 0.45	29.88 ± 1.98
	Lodos 1	7.40	13.99	-73.8	1566.88 ± 0.67	20.028 ± 1.01	2.20 ± 0.27	11.98 ± 1.08	29.36 ± 0.53
	Lodos 2	7.30	15.68	-77.7	1642.29 ± 1.59	21.33 ± 0.09	1.65 ± 1.04	10.27 ± 0.95	34.15 ± 0.67
12	Control 1	8.30	14.70	-88.5	1355.71 ± 0.86	13.17 ± 1.07	1.79 ± 1.38	5.67 ± 0.49	38.29 ± 0.73
	Control 2	8.21	13.80	-99.9	963.56 ± 0.23	14.86 ± 0.03	1.02 ± 2.01	4.42 ± 0.69	31.69 ± 1.76
	Lodos 1	7.59	14.52	-78.5	1642.29 ± 1.47	20.71 ± 0.33	1.43 ± 1.04	11.64 ± 1.04	32.73 ± 1.02
	Lodos 2	7.43	15.80	-84.1	2004.28 ± 1.52	23.04 ± 0.29	2.03 ± 0.84	10.58 ± 1.05	36.22 ± 0.93

Nota. El símbolo ± indica la desviación estándar de los valores medidos.

Anexo 6.

Resultados completos de los análisis semanales del licor de digestión de los biodigestores (continuación).

Semana	Biodigestor	Sulfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)	Magnesio (mg/L)	Amonio (mg/L)	Cromo VI (µg/L)	Cromo (µg/L)	Cadmio (µg/L)
1	Control 1	70 ± 0.07	30 ± 0.49	4.2 ± 0.01	180 ± 0.70	643 ± 0.40	292 ± 0.78	4146.89 ± 0.022	747.56 ± 0.126
	Control 2	60 ± 0.10	40 ± 0.01	4.8 ± 0.02	130 ± 0.70	656 ± 0.60	376 ± 0.04	6978.44 ± 0.008	1252.22 ± 0.005
	Lodos 1	60 ± 0.70	60 ± 0.02	4.7 ± 0.01	170 ± 0.70	685 ± 0.35	126 ± 0.09	1840.00 ± 0.015	327.56 ± 0.004
	Lodos 2	50 ± 1.06	40 ± 0.48	5.5 ± 0.70	110 ± 0.59	628 ± 0.15	489 ± 0.16	2362.22 ± 0.003	68.44 ± 0.003
2	Control 1	100 ± 0.07	1700 ± 0.14	7 ± 0.50	500 ± 0.04	1010 ± 0.48	0	3299.11 ± 0.008	3041.11 ± 0.017
	Control 2	90 ± 0.00	1320 ± 0.04	7 ± 0.10	500 ± 0.5	1070 ± 0.04	0	1277.56 ± 0.019	625.56 ± 0.016
	Lodos 1	90 ± 0.04	2050 ± 0.15	8 ± 0.04	600 ± 0.07	970 ± 0.01	0	5755.56 ± 0.002	1470.00 ± 0.013
	Lodos 2	70 ± 0.65	1880 ± 0.00	7 ± 0.07	700 ± 0.00	990 ± 0.00	0	565.11 ± 0.019	154.89 ± 0.008
3	Control 1	110 ± 0.00	3900 ± 0.05	5.9 ± 0.00	280 ± 0.10	863 ± 0.02	0	4146.89 ± 0.005	2499.33 ± 0.063
	Control 2	130 ± 0.05	3400 ± 0.00	4.7 ± 0.47	240 ± 0.94	848 ± 0.00	0	6978.44 ± 0.027	3129.33 ± 0.004
	Lodos 1	130 ± 0.00	4200 ± 0.01	7.2 ± 0.00	400 ± 0.00	798 ± 0.01	0	1842.22 ± 0.009	351.56 ± 0.003
	Lodos 2	100 ± 0.65	4670 ± 0.00	6.3 ± 0.47	370 ± 0.70	737 ± 0.47	0	2363.22 ± 0.002	1018.00 ± 0.001
4	Control 1	70 ± 0.00	4500 ± 0.00	3.4 ± 0.47	180 ± 0.00	746 ± 0.00	0	1028.00 ± 0.012	1088.89 ± 0.017
	Control 2	60 ± 0.00	3700 ± 0.08	2 ± 0.00	110 ± 0.81	796 ± 0.10	0	3292.22 ± 0.002	166.89 ± 0.010
	Lodos 1	90 ± 0.98	6800 ± 0.47	11.5 ± 0.87	380 ± 0.00	662 ± 0.10	0	4042.89 ± 0.016	241.78 ± 0.012

	Lodos 2	80 ± 0.00	5500 ± 1.01	10.7 ± 0.74	350 ± 0.52	695 ± 0.52	0	5856.67 ± 0.003	57.56 ± 0.007
5	Control 1	90 ± 0.73	2890 ± 0.54	1.8 ± 0.70	180 ± 0.34	677 ± 0.67	0	4098.89 ± 0.004	1906.00 ± 0.070
	Control 2	90 ± 1.09	2880 ± 0.06	1.5 ± 0.09	180 ± 1.04	699 ± 0.09	0	1651.56 ± 0.019	381.78 ± 0.000
	Lodos 1	150 ± 0.38	5430 ± 0.45	6.9 ± 0.99	290 ± 0.00	773 ± 0.01	0	1985.11 ± 0.008	267.56 ± 0.002
	Lodos 2	130 ± 0.06	6900 ± 1.00	5.9 ± 0.78	300 ± 0.01	732 ± 0.02	0	2466.22 ± 0.005	159.56 ± 0.000
6	Control 1	80 ± 0.00	2500 ± 0.67	2.2 ± 0.23	200 ± 0.99	645 ± 0.01	0	1924.22 ± 0.004	1067.56 ± 0.049
	Control 2	100 ± 0.00	2450 ± 0.03	1.1 ± 0.04	110 ± 0.90	692 ± 0.00	0	2234.22 ± 0.006	200.67 ± 0.033
	Lodos 1	170 ± 0.03	4890 ± 0.72	6.1 ± 0.45	250 ± 0.61	822 ± 0.55	0	1184.22 ± 0.002	157.11 ± 0.003
	Lodos 2	190 ± 0.45	4500 ± 0.00	6.9 ± 0.70	290 ± 0.92	786 ± 0.72	0	1292.00 ± 0.001	108.44 ± 0.0145
7	Control 1	90 ± 0.09	2420 ± 1,03	0.7 ± 1.02	180 ± 1.03	772 ± 0.76	0	1215.33 ± 0.004	2190.22 ± 0.045
	Control 2	80 ± 0.00	2060 ± 0.05	1.2 ± 0.70	100 ± 0.00	758 ± 0.60	0	1078.89 ± 0.006	1061.33 ± 0.004
	Lodos 1	220 ± 0.09	5010 ± 0.37	5.8 ± 0.74	300 ± 0.65	986 ± 0.00	0	855.11 ± 0.005	514.89 ± 0.003
	Lodos 2	230 ± 1.03	4900 ± 0.03	6.5 ± 0.00	280 ± 0.58	883 ± 0.00	0	835.33 ± 0.005	279.11 ± 0.003
8	Control 1	70 ± 0.83	2420 ± 0.04	3.8 ± 0.09	170 ± 0.47	682 ± 0.14	0	2190.22 ± 0.009	213.56 ± 0.003
	Control 2	90 ± 0.00	2060 ± 0.37	2.9 ± 0.44	160 ± 0.52	688 ± 0.01	0	1468.89 ± 0.007	138.44 ± 0.001
	Lodos 1	200 ± 0.83	5010 ± 1.04	6.3 ± 0.00	320 ± 0.09	833 ± 0.09	0	1424.00 ± 0.009	257.78 ± 0.004
	Lodos 2	220 ± 0.00	4900 ± 0.00	7.5 ± 0.00	250 ± 0.35	869 ± 0.00	0	955.56 ± 0.007	88.22 ± 0.004
9	Control 1	70 ± 1.05	2200 ± 0.00	3.7 ± 0.09	160 ± 0.00	584 ± 0.00	0	1290.22 ± 0.006	203.78 ± 0.008
	Control 2	90 ± 0.43	1400 ± 0.00	4.7 ± 0.02	170 ± 1.00	552 ± 0.00	0	1078.89 ± 0.005	316.22 ± 0.002

	Lodos 1	210 ± 0.60	5110 ± 0.05	5.9 ± 0.47	330 ± 0.70	811 ± 0.06	0	875.11 ± 0.004	377.78 ± 0.003
	Lodos 2	240 ± 0.00	4900 ± 0.04	6.3 ± 0.47	280 ± 0.00	807 ± 0.15	0	1016.89 ± 0.005	88.22 ± 0.001
10	Control 1	80 ± 0.46	1020 ± 0.02	2.8 ± 1.04	180 ± 0.04	756 ± 0.13	0	1330.00 ± 0.003	--
	Control 2	80 ± 0.59	2200 ± 0.00	4.5 ± 1.04	150 ± 0.04	698 ± 0.00	0	586.00 ± 0.002	413.33 ± 0.003
	Lodos 1	190 ± 0.70	4900 ± 0.54	6.5 ± 1.04	320 ± 0.10	846 ± 0.75	0	2083.78 ± 0.008	202.22 ± 0.000
	Lodos 2	210 ± 0.50	4850 ± 1.09	7.1 ± 0.00	300 ± 0.04	883 ± 0.75	0	1058.22 ± 0.002	99.33 ± 0.001
11	Control 1	90 ± 0.40	1200 ± 0.98	2.2 ± 0.70	110 ± 0.04	745 ± 0.00	0	--	1062.22 ± 0.066
	Control 2	60 ± 0.00	2600 ± 0.68	4.1 ± 0.89	140 ± 0.04	678 ± 0.82	0	875.11 ± 0.008	173.78 ± 0.015
	Lodos 1	190 ± 0.70	4720 ± 0.80	6.6 ± 0.64	320 ± 1.00	913 ± 0.70	0	2058.78 ± 0.002	374.00 ± 0.040
	Lodos 2	210 ± 0.00	5200 ± 1.02	7.4 ± 0.00	330 ± 0.44	874 ± 0.82	0	3534.44 ± 0.009	92.67 ± 0.008
12	Control 1	70 ± 0.56	1540 ± 1.01	1.9 ± 1.00	120 ± 0.89	692 ± 0.80	0	1184.89 ± 0.002	303.11 ± 0.007
	Control 2	80 ± 0.76	2340 ± 0.50	4.3 ± 1.04	160 ± 0.45	650 ± 0.26	0	1338.00 ± 0.002	1972.89 ± 0.003
	Lodos 1	200 ± 0.76	4890 ± 0.50	6.2 ± 0.86	350 ± 0.60	868 ± 0.59	0	3437.78 ± 0.003	833.11 ± 0.092
	Lodos 2	190 ± 0.30	5220 ± 0.09	7.9 ± 0.39	320 ± 1.06	901 ± 0.48	0	2732.44 ± 0.006	230.44 ± 0.0004

Nota. El símbolo ± indica la desviación estándar de los valores medidos.

Anexo 7.

Cuantificación diaria y semanal del biogás.

Cuantificación de biogás													
		Control 1			Control 2			Con lodo 1			Con lodo 2		
Semana	Día	n° mmoles	V(L) diario	V(L) semana	n° mmoles	V(L) diario	V(L) semana	n° mmoles	V(L) diario	V(L) semana	n° mmoles	V(L) diario	V(L) semana
1	1	0,04172	0,00093	0,00189	0,00000	0,00000	0,00170	0,00000	0,00000	0,02832	0,00000	0,00000	0,00473
	2	0,04172	0,00093		0,00000	0,00000		0,04172	0,00093		0,00000	0,00000	
	3	0,08459	0,00189		0,00000	0,00000		0,12689	0,00284		0,12689	0,00284	
	4	0,12602	0,00282		0,16803	0,00376		0,12602	0,00282		0,46208	0,01035	
	5	0,12732	0,00285		0,21221	0,00475		6,02671	0,13500		0,46686	0,01046	
2	6	0,12602	0,00282	0,59437	0,25204	0,00565	0,45155	18,81916	0,42155	0,70799	10,33374	0,23148	0,60441
	7	16,59467	0,37172		8,14879	0,18253		25,97427	0,58182		17,23129	0,38598	
	8	35,50564	0,79533		19,69291	0,44112		32,54336	0,72897		32,58509	0,72991	
	9	38,43131	0,86086		30,39339	0,68081		38,76623	0,86836		36,12878	0,80928	
	10	42,01432	0,94112		42,30637	0,94766		41,93087	0,93925		38,63481	0,86542	
3	11	42,42265	0,95027	0,94212	42,88790	0,96069	0,95172	42,67643	0,95595	0,94777	42,67643	0,95595	0,94890
	12	42,19307	0,94512		42,65673	0,95551		42,48812	0,95173		42,57242	0,95362	
	13	42,19307	0,94512		42,65673	0,95551		42,44597	0,95079		42,48812	0,95173	
	14	41,72226	0,93458		42,18121	0,94486		42,05604	0,94206		42,05604	0,94206	
	15	41,76398	0,93551		42,05604	0,94206		41,88915	0,93832		42,01432	0,94112	
4	16	41,68054	0,93364	0,93936	42,09776	0,94299	0,94660	41,84743	0,93738	0,94287	42,09776	0,94299	0,94333
	17	42,01432	0,94112		42,38982	0,94953		42,18121	0,94486		42,09776	0,94299	
	18	41,83080	0,93701		42,12187	0,94353		41,95554	0,93980		41,91396	0,93887	
	19	42,21709	0,94566		42,42713	0,95037		42,38512	0,94943		42,34311	0,94849	

5	20	41,52419	0,93014	0,93553	41,81428	0,93664	0,93715	41,60707	0,93200	0,93436	41,68995	0,93385	0,93460
	21	41,73139	0,93478		41,77283	0,93571		41,64851	0,93293		41,60707	0,93200	
	22	41,97260	0,94019		41,97260	0,94019		41,88915	0,93832		41,93087	0,93925	
	23	41,83080	0,93701		41,78921	0,93608		41,70605	0,93422		41,66447	0,93328	
6	24	42,19307	0,94512	0,93893	42,36167	0,94890	0,94641	42,36167	0,94890	0,94379	42,19307	0,94512	0,94267
	25	42,30110	0,94754		42,55315	0,95319		42,51114	0,95225		42,42713	0,95037	
	26	42,27737	0,94701		42,74103	0,95740		42,53027	0,95268		42,57242	0,95362	
	27	41,42615	0,92795		41,79787	0,93627		41,63266	0,93257		41,63266	0,93257	
	28	41,38484	0,92702		41,79787	0,93627		41,63266	0,93257		41,59135	0,93165	
7	29	42,00706	0,94096	0,94054	42,46913	0,95131	0,94899	42,25910	0,94660	0,94460	42,25910	0,94660	0,94335
	30	42,23522	0,94607		42,53027	0,95268		42,31952	0,94796		42,27737	0,94701	
	31	41,72226	0,93458		42,09776	0,94299		41,93087	0,93925		41,80571	0,93645	
8	32	41,62289	0,93235	0,94044	41,91396	0,93887	0,94756	41,78921	0,93608	0,94194	41,70605	0,93422	0,94381
	33	42,30110	0,94754		42,59515	0,95413		42,38512	0,94943		42,46913	0,95131	
	34	42,21709	0,94566		42,55315	0,95319		42,25910	0,94660		42,38512	0,94943	
	35	41,88915	0,93832		42,22293	0,94579		41,93087	0,93925		42,09776	0,94299	
	36	41,88915	0,93832		42,22293	0,94579		41,88915	0,93832		42,01432	0,94112	
9	37	42,23522	0,94607	0,94155	42,61458	0,95457	0,94882	42,27737	0,94701	0,94389	42,40382	0,94985	0,94483
	38	42,36167	0,94890		42,69888	0,95645		42,48812	0,95173		42,53027	0,95268	
	39	41,78921	0,93608		42,12187	0,94353		41,91396	0,93887		41,91396	0,93887	
	40	41,74763	0,93515		41,99712	0,94074		41,87238	0,93794		41,87238	0,93794	
10	41	41,84743	0,93738	0,94144	42,01432	0,94112	0,94688	42,01432	0,94112	0,94369	41,88915	0,93832	0,94388
	42	42,01432	0,94112		42,22293	0,94579		42,05604	0,94206		42,09776	0,94299	
	43	42,01432	0,94112		42,22293	0,94579		42,05604	0,94206		42,05604	0,94206	
	44	42,03163	0,94151		42,32468	0,94807		42,11536	0,94338		42,19909	0,94526	

	45	42,23522	0,94607		42,57242	0,95362		42,40382	0,94985		42,44597	0,95079	
11	46	41,66447	0,93328	0,93937	41,91396	0,93887	0,94592	41,74763	0,93515	0,94218	41,83080	0,93701	0,94123
	47	41,97260	0,94019		42,30637	0,94766		42,09776	0,94299		42,05604	0,94206	
	48	41,78921	0,93608		42,08028	0,94260		41,91396	0,93887		41,87238	0,93794	
	49	41,78921	0,93608		42,08028	0,94260		41,91396	0,93887		41,87238	0,93794	
	50	42,46495	0,95121		42,76102	0,95785		42,63413	0,95500		42,46495	0,95121	
12	51	41,84743	0,93738	0,93788	42,18121	0,94486	0,94349	42,05604	0,94206	0,94013	41,84743	0,93738	0,93938
	52	41,78921	0,93608		42,08028	0,94260		41,87238	0,93794		41,91396	0,93887	
	53	41,64851	0,93293		41,85572	0,93757		41,73139	0,93478		41,73139	0,93478	
	54	41,93087	0,93925		42,09776	0,94299		41,97260	0,94019		42,01432	0,94112	
	55	42,13308	0,94378		42,38512	0,94943		42,21709	0,94566		42,17508	0,94472	