**UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO**

**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA**

**CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA**

---

**Tema:** Producción de biogás por vertederos biorreactores y biodigestores mediante el tratamiento biológico de lixiviados crudos del relleno sanitario de Ambato. Articulado Al Proyecto De Investigación Aprobado Mediante Resolución Nro. UTA-CONIN-2024-0027-R.

---

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

Este estudio forma parte del Proyecto de Investigación "Desarrollo de una Plataforma de Ensayos Toxicológicos en Pez Cebra (*Danio Rerio*) para el Descubrimiento de Nuevos Contaminantes Ambientales, para la Evaluación de Calidad de Agua para medir la Eficacia de Tratamientos de Descontaminación"

**Autores:** Víctor Andrés Andrade Meneses
Madeline Solange Pérez Pilco
**Tutor:** Dr. Rodny David Peñafiel Ayala

**Ambato – Ecuador**

**Febrero – 2025**

**APROBACIÓN DEL TUTOR**

Dr. Rodny David Peñafiel Ayala

**CERTIFICA:**

Que el presente Informe Final del 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 Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología

Ambato, 20 de enero de 2025




_____

Dr. Rodny David Peñafiel Ayala

1712283520

**TUTOR**

## AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Nosotros, Víctor Andrés Andrade Meneses y Madeline Solange Pérez Pilco, manifestamos que los resultados obtenidos en el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingenieros Biotecnólogos, son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.





Víctor Andrés Andrade Meneses

1804969325

**AUTOR**

Madeline Solange Pérez Pilco

1804702551

**AUTOR**

**DERECHOS DE AUTOR**

Autorizamos a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga uso 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.

Cedemos los Derechos en línea patrimoniales de nuestro Informe Final del Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además aprobamos 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 nuestros derechos de autor.





| | |
|---|---|
| Víctor Andrés Andrade Meneses | Madeline Solange Pérez Pilco |
| 1804969325 | 1804702551 |
| **AUTOR** | **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 Facultade de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Firmado electrónicamente por:
DIEGO MANOLO SALAZAR GARCES

**Presidente del Tribunal**

Firmado electrónicamente por:
WILLIAM RICARDO CALERO CACERES

Dr. William Ricardo Calero Cáceres

1714348859

Firmado electrónicamente por:
MARIO DANIEL GARCIA SOLIS

Dr. Mario Daniel García Solís

1103605471

Ambato, 03 de Febrero del 2025

## DEDICATORIA

*A mi abuelito Segundo, cuya sabiduría, ejemplo de perseverancia y convicciones siguen siendo una guía en mi camino*

*A mi madre Mariana, por su amor incondicional, apoyo constante y por enseñarme a nunca rendirme, incluso en los momentos más difíciles.*

*A mi hermano Héctor, por ser mi compañero y ejemplo de vida, siempre dispuesto a brindarme su ayuda y aliento.*

*A mis amigos, por su amistad sincera, por compartir risas y desafíos, y por siempre creer en mí.*

***Víctor Andrés Andrade Meneses***

*Dedico este trabajo a mis padres, por sus sacrificios y amor incondicional que me han brindado en todo este proceso, el cual me ha ayudado a culminar esta etapa. Y a mis hermanos quienes siempre han estado a mi lado brindándome su apoyo y su confianza en mis capacidades*

*A mi familia y sobre todo a mis abuelitos, quienes son un pilar fundamental en mi vida, y un ejemplo de sabiduría, amor y dedicación.*

*A mis amigos por hacer que esta etapa de mi vida sea una experiencia llena de aprendizaje, compañerismo y amistad.*

***Madeline Solange Pérez Pilco***

**AGRADECIMIENTO**

*A mi docente tutor, Dr. Rodny Peñafiel, por su guía constante, paciencia y por brindarme su valioso conocimiento durante todo este proceso. Su apoyo ha sido fundamental en la realización de esta tesis.*

*A mi compañera, Madeline, por su dedicación, colaboración y por no darse por vencida en ninguna etapa de este proyecto.*

*A mi novia, Domenica y a su familia, por su amor, comprensión y por brindarme un respaldo emocional invaluable. Gracias por creer en mí y estar a mi lado en cada momento.*

*A mi amiga Mimi, por su amistad incondicional, su apoyo constante y por ser una fuente de energía positiva durante este proceso. A mi amigo José, por su lealtad, por los momentos de charla y por motivarme a seguir adelante, siempre con una sonrisa. A mi amigo Bruno, por su amistad sincera, sus palabras de aliento y su constante apoyo a lo largo de todo este camino. Y a mis amigos del baloncesto, por ser parte esencial de mi vida, por compartir los momentos de diversión, y por ayudarme a entender el significado de trabajo duro y la importancia de la creer en uno mismo.*

*A todos ustedes, mi más sincero agradecimiento. Sin su apoyo, este logro no hubiera sido posible.*

*Finalmente agradezco a la Universidad Técnica de Ambato, a la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología y a los Docentes por la formación académica de estos años, por sus consejos y motivación recibida académica, profesional y sobre todo de vida*

*Víctor Andrés Andrade Meneses*

## AGRADECIMIENTO

*Agradezco profundamente a Dios, quien me ha otorgado la fortaleza, sabiduría y paciencia necesarias para superar cada obstáculo en este camino. Su guía y bendiciones han sido mi refugio en los momentos más difíciles y la fuente de inspiración para alcanzar esta meta.*

*A mi tutor, Dr. Rodny Peñafiel, por su apoyo invaluable, su orientación y dedicación durante el desarrollo de este proyecto. Su experiencia y sabias recomendaciones han sido esenciales para la culminación de este trabajo. A Víctor, por su constante apoyo y el trabajo en equipo que compartimos a lo largo de todo este proceso.*

*A mi familia, quienes han sido mi mayor fortaleza en este trayecto. Gracias por su amor incondicional, comprensión y fe en mí. En especial, a mis padres, Marco e Irene y a mi abuelita Elena, quienes han estado siempre a mi lado, brindándome su apoyo y siendo una parte fundamental de lo que soy y de lo que he logrado. A mis hermanos, Jordy y Mayte, quienes siempre estuvieron presentes en cada momento de este proceso. A mi prima Xiomara, cuyo apoyo incondicional, aunque la distancia nos separe, ha sido una constante a lo largo de este camino. A pesar de la distancia, tu presencia siempre ha sido un refugio para mí, y cada logro que obtengo también es un reflejo del apoyo que siempre me has brindado.*

*A mi mejor amiga, Eri, por ser mi apoyo constante en cada paso de este camino, por acompañarme en los momentos más difíciles y por celebrar conmigo cada logro. Tu amistad ha sido una fuente de fortaleza, inspiración y alegría durante esta etapa de mi vida. A Ángel, por estar siempre presente en los días más difíciles y en los momentos de celebración, por las risas compartidas y las conversaciones que me inspiraron a dar lo mejor de mí. A Joel, por su apoyo, cariño y sus palabras de aliento en cada dificultad, tu presencia me ha dado la motivación para seguir adelante. A mis amigos que hice a lo largo de mi carrera, Joha, Pame, Ricardo, Paula, John, Diana, Mateo, Made, Jenni, Joss, Sebas, Jessy, Alejandro, Andrés y Carlos, gracias por su compañía, por su ánimo y por brindarme momentos de alegría y distracción cuando más los necesitaba. Cada uno de ustedes ha dejado una huella imborrable en mi corazón, y este camino que hemos recorrido juntos será siempre un recuerdo que atesoraré siempre. También, quiero agradecer a una persona que alguna vez significó mucho para mí.*

*Finalmente agradezco a la Universidad Técnica de Ambato, a la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología y a los Docentes por la formación académica de estos años, por sus consejos y motivación recibida académica, profesional y sobre todo de vida.*

*Madeline Solange Pérez Pilco*

**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 ..... xvii
ABSTRACT ..... xviii
CAPÍTULO 1.-MARCO TEÓRICO ..... 1
1.1 Antecedentes investigativos ..... 1
1.1.1 Justificación ..... 1
1.1.2 Planta de tratamiento de aguas residuales ..... 2
1.1.3 Relleno sanitario ..... 2
1.1.4 Tratamiento de lixiviados crudos ..... 3
1.1.2 Vertederos biorreactores ..... 3
1.1.3 Biodigestores ..... 4
1.1.6 Digestión anaerobia ..... 5
1.1.5 Producción y aprovechamiento de biogás ..... 6
1.2 Objetivos ..... 6
1.2.1. Objetivo general ..... 6
1.2.2. Objetivos específicos ..... 7
CAPÍTULO II.-METODOLOGÍA ..... 8
2.1 Materiales ..... 8
2.1.1 Equipos de laboratorio ..... 8
2.1.2 Instrumentos de laboratorio ..... 8
2.1.3 Insumos de laboratorio ..... 11
2.2 Metodología ..... 11

2.2.1 Instalación de biodigestores y vertederos biorreactores a escala de laboratorio ..... 11

2.2.2 Obtención de la materia prima para el funcionamiento de vertederos biorreactores y biodigestores ..... 12

2.2.3 Instalación de vertederos biorreactores ..... 13

2.2.4 Instalación de biodigestores ..... 14

2.2.5 Caracterización los productos obtenidos de los vertederos biorreactores y los biodigestores durante la operación de ambos sistemas. ..... 16

2.2.6 Evaluación de la producción de biogás y la eficiencia de la remoción de contaminantes de cada uno de los sistemas de tratamiento del lixiviado ..... 22

2.2.7 Determinación de la eficacia de degradación de la carga contaminante del lixiviado y comparación entre tratamientos aplicados ..... 23

CAPÍTULO III.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN ..... 25

CAPÍTULO IV.-CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES ..... 95

4.1 CONCLUSIONES ..... 95

4.2 RECOMENDACIONES ..... 96

MATERIALES DE REFERENCIA ..... 97

ANEXOS ..... 108

## ÍNDICE DE TABLAS

**Tabla 1** Equipos de laboratorio ..... 8
**Tabla 2** Instrumentos de laboratorio ..... 9
**Tabla 3** Reactivos de laboratorio ..... 9
**Tabla 4** Insumos de laboratorio ..... 11
**Tabla 5** Componentes de carga inicial de los biodigestores ..... 14
**Tabla 6** Componentes para la alimentación continua de los biodigestores ..... 15
**Tabla 7** Análisis fisicoquímicos para las muestras del lixiviado de los vertederos biorreactores y del licor de los biodigestores ..... 16
**Tabla 8** Caracterización de los componentes para los sistemas ..... 25
**Tabla 9** Caracterización inicial del lixiviado ..... 26
**Tabla 10** Análisis de la varianza de sólidos totales ..... 67
**Tabla 11** Cuadro de Análisis de la Varianza a los sólidos totales en función a semanas y tratamientos. ..... 67
**Tabla 12** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función a los sólidos totales ..... 68
**Tabla 13** Prueba de Tukey para los tratamientos (ST) ..... 68
***Tabla 14*** ..... 69
**Tabla 15** Cuadro de Análisis de la Varianza de sólidos suspendidos totales en función a semanas y tratamientos ..... 69
**Tabla 16** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función de los sólidos suspendidos totales ..... 70
**Tabla 17** Prueba de Tukey para los tratamientos de los sólidos suspendidos totales ..... 70
**Tabla 18** Análisis de la Varianza de sólidos volátiles ..... 71
**Tabla 19** Cuadro de Análisis de la Varianza de los sólidos volátiles en función a semanas y tratamientos. ..... 71
**Tabla 20** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función de los sólidos volátiles ..... 72
**Tabla 21** Prueba de Tukey para los tratamientos de los sólidos volátiles ..... 72
**Tabla 22** Análisis de la Varianza de DQO ..... 73
**Tabla 23** Cuadro de Análisis de la Varianza del DQO en función a semanas y tratamientos. ..... 73
**Tabla 24** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al DQO ..... 74
**Tabla 25** Prueba de Tukey para los tratamientos (DQO) ..... 75
**Tabla 26** Análisis de la Varianza del sulfuro ..... 75
**Tabla 27** Cuadro de Análisis de la Varianza del sulfuro en función a semanas y tratamientos. ..... 76

**Tabla 28** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al sulfuro ..... 76
**Tabla 29** Prueba de Tukey para los tratamientos en función al sulfuro ..... 77
**Tabla 30** Análisis de la Varianza de sulfatos ..... 77
**Tabla 31** Cuadro de Análisis de la Varianza del sulfato en función a semanas y tratamientos. ..... 78
**Tabla 32** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al sulfato. ..... 78
**Tabla 33** Prueba de Tukey para los tratamientos en función al sulfato ..... 79
**Tabla 34** Análisis de la Varianza de fosfato ..... 79
**Tabla 35** Cuadro de Análisis de la Varianza del fosfato en función a semanas y tratamientos. ..... 80
**Tabla 36** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al fosfato ..... 80
**Tabla 37** Prueba de Tukey para los tratamientos ..... 81
**Tabla 38** Análisis de la Varianza del fósforo ..... 81
**Tabla 39** Cuadro de Análisis de la Varianza del fósforo en función a semanas y tratamientos. ..... 82
**Tabla 40** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función del fósforo ..... 82
**Tabla 41** Prueba de Tukey para los tratamientos en función al fósforo ..... 83
**Tabla 42** Análisis de la Varianza de amonio ..... 83
**Tabla 43** Cuadro de Análisis de la Varianza del amonio en función a semanas y tratamientos. ..... 84
**Tabla 44** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al amonio ..... 84
**Tabla 45** Prueba de Tukey para los tratamientos en función al amonio ..... 85
**Tabla 46** Análisis de la Varianza de cromo VI ..... 85
**Tabla 47** Cuadro de Análisis de la Varianza de cromo VI en función a semanas y tratamientos. ..... 86
**Tabla 48** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función de cromo VI ..... 86
**Tabla 49** Prueba de Tukey para los tratamientos en función de cromo VI ..... 87
**Tabla 50** Análisis de la Varianza de magnesio ..... 87
**Tabla 51** Cuadro de Análisis de la Varianza del magnesio en función a semanas y tratamientos. ..... 88
**Tabla 52** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función del magnesio ..... 88
**Tabla 53** Prueba de Tukey para los tratamientos en función del magnesio ..... 89
**Tabla 54** Análisis de la Varianza de hierro ..... 89
**Tabla 55** Cuadro de Análisis de la Varianza del hierro en función a semanas y tratamientos. ..... 90
**Tabla 56** Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función del hierro ..... 90

**Tabla 57** Prueba de Tukey para los tratamientos en función del hierro ..... 91
**Tabla 58** Producción de biogás por semana en el control de cada sistema de tratamiento. ..... 92
**Tabla 59** Valores estadísticos para los diferentes sistemas. ..... 92
**Tabla 60** Valores para prueba de hipótesis ..... 93
**Tabla 61** Producción de biogás por semana en el control de cada sistema de tratamiento. ..... 93
**Tabla 62** Valores estadísticos para los diferentes sistemas. ..... 94
**Tabla 63** Valores para prueba de hipótesis ..... 94

## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura 1** Diseño de un vertedero biorreactor ..... 14
**Figura 2** Diseño de biodigestores ..... 15
**Figura 3** Monitoreo semanal de pH en biodigestores. ..... 28
**Figura 4** Monitoreo semanal de pH en vertederos biorreactores. ..... 30
**Figura 5** Monitoreo semanal de conductividad en biodigestores. ..... 31
**Figura 6** Monitoreo semanal de conductividad en vertederos biorreactores. ..... 32
**Figura 7** Monitoreo semanal de potencial óxido - reducción (ORP) en biodigestores. ..... 33
**Figura 8** Monitoreo semanal de ORP en vertederos biorreactores ..... 34
**Figura 9** Monitoreo semanal de sólidos totales en biodigestores. ..... 36
**Figura 10** Monitoreo semanal de sólidos totales en vertederos biorreactores. ..... 37
**Figura 11** Monitoreo semanal de sólidos suspendidos totales en biodigestores. ..... 38
**Figura 12** Monitoreo semanal de sólidos suspendidos totales en vertederos biorreactores. ..... 39
**Figura 13** Monitoreo semanal de sólidos volátiles en biodigestores. ..... 40
**Figura 14** Monitoreo semanal de sólidos volátiles en vertederos biorreactores. ..... 41
**Figura 15** Monitoreo semanal de DQO en biodigestores. ..... 42
**Figura 16** Monitoreo semanal de DQO en vertederos biorreactores. ..... 43
**Figura 17** Monitoreo semanal de sulfuro en biodigestores. ..... 44
**Figura 18** Monitoreo semanal de sulfuro en vertederos biorreactores ..... 45
**Figura 19** Monitoreo semanal de sulfatos en biodigestores. ..... 47
**Figura 20** Monitoreo semanal de sulfatos en vertederos biorreactores ..... 48
**Figura 21** Monitoreo semanal de fosfatos en biodigestores. ..... 49
**Figura 22** Monitoreo semanal de fosfatos en vertederos biorreactores. ..... 50
**Figura 23** Monitoreo semanal de fósforos en biodigestores. ..... 51
**Figura 24** Monitoreo semanal de fósforo en vertederos biorreactores. ..... 52
**Figura 25** Monitoreo semanal de amonio en biodigestores. ..... 53
**Figura 26** Monitoreo semanal de amonio en vertederos biorreactores. ..... 54
**Figura 27** Monitoreo semanal de Cromo VI en biodigestores ..... 55
**Figura 28** Monitoreo semanal de Cromo VI en vertederos biorreactores ..... 56
**Figura 29** Monitoreo semanal de Cromo total en biodigestores ..... 57
**Figura 30** Monitoreo semanal de Cromo total en vertederos biorreactores ..... 58
**Figura 31** Monitoreo semanal de Cadmio en biodigestores ..... 59
**Figura 32** Monitoreo semanal de Cadmio en vertederos biorreactores ..... 60
**Figura 33** Monitoreo semanal de Magnesio en biodigestores ..... 61
**Figura 34** Monitoreo semanal de Magnesio en vertederos biorreactores ..... 62
**Figura 35** Monitoreo semanal de Hierro en biodigestores ..... 63
**Figura 36** Monitoreo semanal de Hierro en vertederos biorreactores ..... 64

**Figura 37** Monitoreo semanal de Biogás en biodigestores. ..... 65
**Figura 38** Monitoreo semanal del del Biogás en vertederos biorreactores. ..... 66

## ÍNDICE DE ANEXOS

**Anexo 1** Biodigestores instalados a escala de laboratorio ..... 108
**Anexo 2** Pesos registrados de los materiales empleados para la construcción de las distintas columnas de los vertederos biorreactores. ..... 108
**Anexo 3** Curva de calibración de sulfuros ..... 109
**Anexo 4** Datos completos de los análisis semanales realizados al licor de digestión de los biodigestores. ..... 110
**Anexo 5** Datos completos de los análisis semanales realizados al licor de digestión de los biodigestores (continuación). ..... 112
**Anexo 6** Datos completos de los análisis semanales realizados al licor de digestión de los biodigestores (continuación 2). ..... 114
**Anexo 7** Cuantificación semanal de biogás en biodigestores ..... 116
**Anexo 8** Carta compromiso con EMAPA. ..... 117
**Anexo 9** Carta compromiso con GISDA ..... 118

## RESUMEN EJECUTIVO

La contaminación generada por desechos sólidos en Ecuador constituye un problema ambiental significativo debido a la formación de lixiviados con alta carga contaminante y la emisión de gases tóxicos como el metano, que podría aprovecharse como biogás. Ante el crecimiento de generación de residuos sólidos y las limitaciones de los sistemas de tratamiento, el objetivo de este trabajo fue la producción de biogás por medio de vertederos biorreactores y biodigestores, utilizados como sistemas de tratamiento biológico. La metodología consistió en operar dos sistemas de tratamiento durante 12 semanas: tres columnas de vertederos biorreactores con capas de arena, compost, residuos verdes, lodos centrifugados y grava, y cuatro biodigestores de aproximadamente 4 litros. Se emplearon controles y réplicas en ambos sistemas; los controles recibieron medio basal, mientras que los tratamientos utilizaron lixiviado real. Los vertederos biorreactores destacaron por su mayor eficiencia en la producción de biogás y en la remoción de contaminantes, logrando una significativa reducción de la DQO en los lixiviados tratados. Los biodigestores, aunque con menor rendimiento, ofrecieron un desempeño estable. En conclusión, los vertederos biorreactores representan una solución más eficiente para tratar lixiviados y recuperar energía, mientras que los biodigestores son una alternativa complementaria. Este estudio contribuye al estado del arte al validar tecnologías sostenibles que combinan la gestión de residuos con la generación de energía renovable, ofreciendo herramientas prácticas para mitigar el impacto ambiental en Ecuador y otras regiones con desafíos similares.



**Palabras clave:** biogás, digestión anaerobia, biodigestores, vertederos biorreactores, residuos sólidos urbanos, lixiviado, gestión ambiental.

## ABSTRACT

The pollution generated by solid waste in Ecuador constitutes a significant environmental problem due to the formation of leachates with high pollutant loads and the emission of toxic gases such as methane, which could be harnessed as biogas. Given the increasing generation of solid waste and the limitations of treatment systems, the objective of this work was to produce biogas through the use of landfill bioreactors and biodigesters as biological treatment systems. The methodology involved operating two treatment systems over 12 weeks: three columns of landfill bioreactors with layers of sand, compost, green waste, centrifuged sludge, and gravel, and four biodigesters of approximately 4 liters each. Controls and replicates were employed in both systems; the controls received basal medium, while the treatments used real leachate. The landfill bioreactors stood out for their higher efficiency in biogas production and contaminant removal, achieving a significant reduction in the COD of the treated leachates. The biodigesters, although with lower performance, demonstrated stable operation. In conclusion, landfill bioreactors represent a more efficient solution for treating leachates and recovering energy, while biodigesters serve as a complementary alternative. This study contributes to the state of the art by validating sustainable technologies that combine waste management with renewable energy generation, providing practical tools to mitigate environmental impacts in Ecuador and other regions facing similar challenges.



**Keywords:** biogas, anaerobic digestion, biodigesters, bioreactor landfills, urban solid waste, leachate, environmental management.

# CAPÍTULO 1.-MARCO TEÓRICO

## 1.1 Antecedentes investigativos

### 1.1.1 Justificación

La contaminación por desechos sólidos es un problema creciente a nivel mundial, tanto así que se proyecta que para el año 2050, la cantidad de estos residuos aumentará hasta alcanzar los 3400 millones de toneladas **(Dagwar & Dutta, 2024)**. Al entrar en contacto con la humedad del ambiente, el agua de lluvia o líquidos de otros desechos, estos residuos generan lixiviados, los cuales contienen una elevada carga contaminante. Estos lixiviados, además, generan gases tóxicos, debido a la descomposición orgánica, tales como dióxido de carbono, sulfuros de hidrógeno y gas metano **(Rafiee et al., 2021)**. De entre estos gases, más de la mitad del total de la emisión de gas metano se origina de actividades antropogénicas, siendo este el segundo gas de efecto invernadero (GEI) más significativo, solo por debajo del dióxido de carbono, ya que es responsable del 20 al 30% del forzamiento radiactivo global **(Germain et al., 2024).** El biogás crudo puede ser usado para generar calor, luz y como combustible en la cocina, especialmente para usos de pequeña escala. Sin embargo, para obtener mejores rendimientos, es preciso purificarlo eliminando la mayor cantidad de $CO_2$ posible para producir biometano, el cual puede ser usado a cambio del gas natural derivado de fósiles **(Lin et al., 2024)**.

Según datos del **INEC, (2022)** el ecuatoriano produce un promedio de 0.9 kg de basura o residuos sólidos al día. Entre estos, la mayoría se generan en el área urbana siendo el 54,9% de residuos sólidos de carácter orgánico y el 45,1% restante de índole inorgánica. Esto resulta perjudicial para Ecuador siendo más susceptible a la problemática contaminante al ser un país de ingresos medios-bajos y no tener una optimización de procesos de tratamientos adecuados. Es así como para el año 2025 se estima que, el total de producción de residuos en el país superará las 18 041 toneladas al día **(Ibarra et al., 2020)**. Debido a todo esto, se ha retomado investigaciones con la finalidad de encontrar opciones viables para reducir la carga contaminante del efluente, siendo la biodegradación de contaminante por tratamiento biológico con lodos residuales, una opción óptima por su elevada tasa de descomposición, alta versatilidad de implementación en distintos sistemas estructurales, control de parámetros operacionales y la recuperación de gas metano aprovechable producido durante el proceso, todo ello recalcando el limitado desarrollo tecnológico y situación del país **(León & Andrade, 2021).**

Por lo que, considerando los anteriores antecedente de la problemática y la creciente necesidad de mitigar el impacto ambiental de estos compuestos, en la presente investigación se plantea el uso de lodos residuales en vertederos biorreactores y biodigestores como tratamientos biológicos para la

reducción de la carga contaminante de lixiviado, obteniendo como producto aprovechable energético biogás y ofreciendo así una solución beneficiosa y sustentable para la población.

### 1.1.2 Planta de tratamiento de aguas residuales

Debido al crecimiento de la población la demanda de consumo de agua va en aumento, con esto también crece las aguas residuales, según la UNESCO la cantidad en volumen de agua de uso general aumenta 1% cada año, es decir, un aumento de seis veces más de demanda de agua en los últimos 100 años **(Da Silva, 2024)**. Por lo que, es necesario una planta de tratamiento en la ciudad, esta es un conjunto de instalaciones y procesos para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Este tipo de instalaciones permite el mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes en la ciudad con el consumo de agua libre de impurezas o cualquier contaminante que afecte su salud y produzca enfermedades como: dermatitis, afecciones gastrointestinales, enfermedades cardiovasculares, etc. **(Almendariz, 2023).**

El manejo de aguas residuales en el Ecuador tiene deficiencias debido a la falta de infraestructura adecuada, según la Secretaría Nacional del Agua (SENAGUA) el 90% de este tipo de aguas son vertidas sin previo tratamiento en cuerpos de agua sin considerar sus características físicas, químicas o biológicas las cuales pueden afectar en la vida que se desarrolla alrededor de esos cuerpos de agua **(Montero et al., 2020).**

### 1.1.3 Relleno sanitario

Un relleno sanitario es un lugar diseñado para la disposición final segura y ordenada de residuos sólidos, ayudando a minimizar los impactos ambientales, sociales y sanitarios. Los principales residuos que llegan a los rellenos sanitarios incluyen residuos sólidos urbanos (RSU), industriales, médicos y desechos de construcción. Entre ellos, los residuos sólidos urbanos son los que generan mayor preocupación, ya que su incremento está directamente relacionado con el crecimiento poblacional. A medida que la población aumenta, la generación de estos residuos también se eleva, lo que ocasiona problemas ambientales, económicos y sociales **(Rodrigues et al., (2025).**

Por esta razón, es fundamental llevar a cabo una gestión adecuada de los residuos para prevenir riesgos tanto para la salud pública como para el medio ambiente. Esta gestión incluye procesos clave como la recolección, el transporte, el tratamiento y la eliminación de los residuos. Además, resulta esencial fomentar la concienciación pública, ya que la población es directamente responsable de los desechos que genera **(Etim et al., 2024)**. En estos espacios de vertederos abiertos es donde se forma el lixiviado, producto de la infiltración de lluvia, humedad, calor, etc., el cual puede ser transportado a través de las

capas del suelo y contaminar recursos hídricos importantes para el desarrollo poblacional **(Ahmed et al., 2023).**

### 1.1.4 Tratamiento de lixiviados crudos

Los lixiviados contienen una alta cantidad de carga orgánica, metales pesados, sales, sólidos, y varía su composición dependiendo de la edad de los vertederos y los tipos de residuos que se acumulan. Entre sus principales características se encuentra el pH, el cual alcanza valores de 6,5 a 8,5 en vertederos jóvenes y valores mayores a 7,5 en vertederos antiguos con más de 10 años, otra característica importante es la demanda química de oxígeno (DQO) el cual puede llegar a valores entre 2000 – 60000 mg/L, lo que indica una tasa alta de contaminación en estos desechos, por ello, es importante que los lixiviados sean tratados de manera eficiente **(Sabba et al., 2025).** Además, también están conformados por materiales inorgánicos como hierro, manganeso y aluminio, e incluso pueden encontrarse metales pesados como plomo, cadmio, mercurio y cromo que por lo general se los encuentra en concentraciones elevadas provocando preocupación por potenciales riesgos al ambiente y a la salud **(Igwegbe et al., 2024).**

Debido a los elevados costos asociados al tratamiento de lixiviados, muchas tecnologías no se han desarrollado ampliamente en diversos países. Por esta razón, los tratamientos biológicos han ganado popularidad, ya que ofrecen una solución eficiente para tratar lixiviados con altas concentraciones de materia orgánica. Además, son opciones sencillas, de bajo costo y amigables con el medio ambiente **(Chaturvedi et al., 2018).**

Estos tratamientos pueden operar en condiciones aeróbicas o anaeróbicas, dependiendo de la disponibilidad de oxígeno. Entre las tecnologías aeróbicas se encuentran los reactores discontinuos secuenciales (SBR) y los reactores de biopelícula de lecho móvil (MBBR), entre otros. Por otro lado, las tecnologías anaeróbicas, como la digestión anaerobia y los filtros anaeróbicos, son especialmente atractivas debido a sus ventajas: generan menos lodos residuales y producen energía renovable en forma de biogás, principalmente metano **(Clemente et al., 2024).**

### 1.1.5 Vertederos biorreactores

Un vertedero biorreactor es una técnica avanzada de disposición de residuos sólidos urbanos (RSU) que permite la generación controlada de lixiviados y, a su vez, promueve el crecimiento de microorganismos anaerobios encargados de la descomposición de los residuos orgánicos en condiciones controladas **(EPA, 2023).** Este proceso de degradación anaerobia se caracteriza por la producción limitada de biomasa y la generación de biogás, el cual puede ser aprovechado como fuente de energía alternativa y

contribuye a la sostenibilidad del sistema. Además, el diseño del vertedero biorreactor facilita la recirculación de los lixiviados, lo que incrementa la producción de biogás y reduce la necesidad de tratamientos adicionales para estos líquidos, ya que son reutilizados dentro del propio sistema, optimizando así su gestión y minimizando los impactos ambientales **(Chu et al., 2022).**

Diversos estudios han indicado que la gestión de lixiviados en vertederos biorreactores es una alternativa más amigable con el medio ambiente en comparación con los tratamientos empleados en vertederos convencionales **(Abedi et al., 2023).** Esto se debe a que la recirculación de lixiviados en los biorreactores demanda menor consumo de energía, involucra procesos menos complejos y reduce los costos operativos. Además, permite una producción de biogás abundante y estable. Sin embargo, existen otras opciones efectivas para el tratamiento de lixiviados, como la fotólisis con luz ultravioleta para descomponer compuestos orgánicos presentes en el lixiviado, la fermentación oscura, que utiliza la fermentación anaeróbica para descomponer los compuestos orgánicos en el agua, y la fermentación para la producción de bioetanol, en la cual levaduras como *Saccharomyces cerevisiae* transforman los compuestos orgánicos del lixiviado en bioetanol, reduciendo la carga orgánica **(Arias et al., 2018)**.

### 1.1.6 Biodigestores

Existe diversos métodos los cuales ayudan al tratamiento de residuos orgánicos, entre los cuales está: compostaje aeróbico, vertederos, incineración, digestión anaerobia, etc. Los biodigestores utilizan el proceso de digestión anaerobia el cual se destaca como una tecnología sostenible que ayuda a convertir los residuos alimentarios en energía renovable o fertilizantes orgánicos, contribuyendo así al cuidado del medio ambiente **(Gómez et al., 2024).**

El uso de biodigestores se considera un proceso efectivo y con enfoque ecológico para tratar este tipo de residuos. Además, de ser un método económicamente viable, ya que, se basa en la digestión anaeróbica, la cual aprovecha la capacidad de los microorganismos anaeróbicos para descomponer la materia orgánica presente en los residuos, generando así biogás. Además, los productos obtenidos de este proceso como el digestato pueden tener aplicaciones agrícolas y hortícolas como abono orgánico, debido a su alta concentración de nutrientes vegetales **(Bonu & Palani, 2023)**.

Los biodigestores se clasifican según su método de operación en tres tipos: reactores discontinuos, semidiscontinuos y continuos. En los reactores discontinuos, la materia prima se alimenta por lotes, permitiendo que el proceso de digestión ocurra durante un tiempo de retención específico. Sin embargo, estos sistemas presentan costos de operación más elevados debido a su naturaleza intermitente. Por otro lado, los reactores continuos se alimentan de forma constante, mientras que los productos digeridos se

extraen de manera continua. Este tipo de biodigestor es más eficiente y tiene costos de operación significativamente menores en comparación con los reactores discontinuos **(Abubakar, 2022)**.

### 1.1.7 Digestión anaerobia

La materia orgánica se descompone por un proceso conocido como digestión anaerobia, en donde principalmente la materia se descompone por acción de diversos grupos de microorganismos anaerobios facultativos y anaerobios estrictos los cuales producen de forma secuencial metabólicos **(Borja, 2011)**.

La primera etapa es la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos con ayuda de enzimas excretadas por los microorganismos con actividades hidrolíticas y fermentativas, en esta etapa se obtienen moléculas de bajo peso molecular como azúcares, aminoácidos, ácidos grasos y alcoholes que son transportados por la membrana celular pudiendo los microorganismos utilizarlos como fuente de energía y nutrición **(Okopi et al., 2023)**. La siguiente etapa es la fermentación o acidogénesis la cual los compuestos obtenidos se degradan en ácidos orgánicos con bajo número de carbonos como ácido acético, fórmico, propiónico y butírico. Luego estos productos son transformados en acetato, hidrógeno y $CO_2$ en la etapa de acetogénesis mediante oxidación anaeróbica por acción de microorganismos acetogénicos productores de hidrógeno **(Lorenzo & Obaya, 2005)**. Finalmente, durante la etapa de metanogénesis, los microorganismos metanogénicos convierten el acetato en metano y dióxido de carbono. Esta fase es crucial en el proceso anaeróbico, ya que representa la reacción bioquímica más lenta y conduce a la mayor reducción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) **(Parra, 2015)**.

La digestión anaerobia es afectada por algunos parámetros físicos, químicos y operativos que provocan cambios en su estabilidad y eficiencia. Un parámetro físico muy importante es la temperatura ya que está conformada por tres rangos: psicrófila (< 25 °C), mesófila (25-40 °C) y termófila (45-64 °C). El parámetro de la temperatura afecta la proliferación y actividad de los microorganismos que influyen en distintos procesos **(Nie et al., 2021).** El pH es otro parámetro muy importante, con un rango ideal de 6,8 y 7,2. Al tener valores significativos fuera del rango ideal, se inhibe la actividad de las bacterias metanogénicas que son las encargadas de producir metano **(Martínez et al., 2022)**. Un factor operativo imprescindible es la tasa de carga orgánica (OLR) ya que provoca cambios en ciertos mecanismos bioquímicos que se producen en el interior del biodigestor, además de la cantidad de biogás que se produce (**Zhou et al., 2022)**.

Entre los parámetros químicos se encuentra el hidrógeno sulfuro (H2S) ya que en concentraciones mayores a 800 mg/L tiene un efecto nocivo en las bacterias metanogénicas y por ello la producción de metano se afecta negativamente, además de corroer en los equipos que conforman el sistema biodigestor **(Lupitskyy et al., 2018)**. Otro factor químico son los metales ligeros tales como K, Na y Ca debido a

que en cantidades muy elevadas pueden hacer que las células microbianas se deshidraten, además que la presión parcial de oxígeno (Pp, H2) al estar en concentraciones superiores a $10^{-4}$ atm provoca que se inhiban las reacciones de acetogénesis, El NH3 también actúa como inhibidor debido a su capacidad de atravesar las membranas celulares, además los ácidos grasos volátiles (AGVs) en concentraciones mayores a 10 mg/L también inhiben el crecimiento de bacterias metanogénicas **(Mihi et al., 2024)**.

### 1.1.8 Producción y aprovechamiento de biogás

El biogás es un combustible que se genera por la descomposición de materia orgánica en condiciones anaerobias, siendo este una alternativa energética sostenible frente a los combustibles convencionales. Si bien el biogás (mezcla de metano y dióxido de carbono), es un precursor del calentamiento global con potencial 20 veces mayor al dióxido de carbono, su síntesis, recolección y aprovechamiento de manera adecuada ayuda a minimizar el impacto ambiental que la emisión de gases invernadero produce **(Guamán & Muñoz, 2016)**. El biogás puede utilizarse para generar calor, electricidad y generación de calor combinado, y también como sustituto del gas natural con la eliminación del sulfuro de hidrógeno, dióxido de carbono y vapor de agua **(Nikkhah et al., 2018)**.

La creciente necesidad de energías renovables ha hecho que la producción y recolección del biogás tome cada vez más importancia, ya que, en términos generales los vertederos municipales generan entre el 3 y 19% del total de gases de efeto invernadero a nivel mundial, gas que no es recolectado mucho menos aprovechado. En este contexto, la Unión Europea considera que la producción de biogás en vertederos es clave para poder cumplir con los objetivos de descarbonización que se busca alcanzar para el año 2050 **(Ibarra et al., 2020).**

Además, de ser considerado una energía renovable, el biogás promueve los principios de la economía circular con la reutilización y el reciclaje de residuos, abordando así la escasez de recursos y avanzando hacia la sostenibilidad. A pesar de que, su producción eléctrica no puede ser competitiva con el uso de otras fuentes basadas en combustibles fósiles, puede ser comercializado como electricidad verde **(Nabavi et al., 2017)**.

## 1.2 Objetivos

### 1.2.1. Objetivo general

Producir biogás por vertederos biorreactores y biodigestores mediante el tratamiento biológico de lixiviados crudos del relleno sanitario de Ambato.

### 1.2.2. Objetivos específicos

- Implementar sistemas de tratamiento a escala de laboratorio para los lixiviados del relleno sanitario de Ambato, utilizando vertederos biorreactores y biodigestores.
- Caracterizar los productos obtenidos de los vertederos biorreactores y los biodigestores durante la operación de ambos sistemas.
- Evaluar la producción de biogás y la eficiencia de la remoción de contaminantes en cada uno de los sistemas de tratamiento.

# CAPÍTULO II.-METODOLOGÍA

## 2.1 Materiales

### 2.1.1 Equipos de laboratorio

La siguiente tabla presenta todos los equipos de laboratorio utilizados durante la ejecución del proyecto, y se detallan a continuación.

**Tabla 1**

*Equipos de laboratorio*

| Equipo | Cantidad | Marca | Modelo |
|---|---|---|---|
| Equipo de absorción atómica con horno de grafito y lámparas para detección de metales | 1 | PG INSTRUMENTS | AA500AFG |
| Equipo Horno Microondas para digestión ETHOS UP | 1 | ETHOS UP | |
| Balanza analítica | 1 | RADWAG | |
| Medidor multiparámetro (kit de pH) | 1 | HANNA | HI2020 |
| Fotómetro multiparamétrico con DQO | 1 | HANNA | HI83399 |
| Digestor para viales | 1 | HANNA | HI839800 |
| Medidor multiparamétrico pH/ORP, CE, OD, turbidez, GPS | 1 | HANNA | HI9829-13101 |
| Campana extractora | 1 | | |
| Mufla de cerámica | 1 | BIOBASE | MC10-12 |
| Estufa | 1 | BINDER | |
| Plato de calentamiento con agitador magnético | 1 | CORNING | PC-420D |
| Purificador de agua – Thermo Fisher Scientific | 1 | | |

### 2.1.2 Instrumentos de laboratorio

Esta tabla presenta todos los instrumentos de laboratorio utilizados para el desarrollo de todo el proyecto.

**Tabla 2**

*Instrumentos de laboratorio*

| Material | Cantidad |
|---|---|
| Vaso de precipitado 50 mL | 2 |
| Vaso de precipitado 100 mL | 1 |
| Vaso de precipitado 200 mL | 1 |
| Vaso de precipitado 2000mL | 1 |
| Probeta 50 mL | 2 |
| Balón de aforo 25 mL | 5 |
| Balón de aforo 100 mL | 3 |
| Pipeta volumétrica 1 mL | 2 |
| Pipeta volumétrica 5 mL | 1 |
| Pipeta volumétrica 10 mL | 1 |
| Tubo de ensayo 10 mL | 10 |
| Matraz Erlenmeyer 50 mL | 3 |
| Matraz kitasato | 1 |
| Vial 20 mL | 21 |
| Cubeta 10 mL | 3 |
| Cápsulas de porcelana | 21 |
| Embudo de filtración graduado | 1 |
| Pinza de aluminio anodizado | 1 |
| Base con placa filtrante de vidrio con membranas de 47 mm | 1 |
| Tapón silicona | 1 |
| Varilla de agitación | 1 |
| Espátula | 1 |
| Papel filtro de membrana de 0,4 µm | 1 |
| Micropipeta 100 – 1000 µL | 1 |
| Pipeta de 1 – 5 mL | 1 |
| Puntas de pipeta 1000 µL | 10 |
| Puntas de pipeta 5 mL | 5 |
| Desecador | 1 |

La siguiente tabla presenta los reactivos de laboratorio que se utilizaron en todo el desarrollo del proyecto.

**Tabla 3**

*Reactivos de laboratorio*

| Reactivos | Cantidad |
|---|---|
| Agua destilada | 10L |
| Kit de solución calibradora de pH: 4, 7 y 10 | 1 kit |
| Ácido nítrico concentrado 65% - Merck Millipore | 100mL |
| Peróxido de hidrógeno 30% - Merck Millipore | 15mL |
| Argón 5;0; pureza 99,999% - Linde | 1 cilindro |
| Estándar de cadmio de 1000 µg/L - AccuStandart, USA | 2 mL |
| Estándar de cromo de 1000 µg/L - AccuStandart, USA | 2mL |
| Extracto de levadura | 10 mg |
| Bicarbonato de sodio | 3000 mg |
| Cloruro de calcio | 10 mg |
| Cloruro de magnesio hexahidratado | 82,5 mg |
| Fosfato mono potásico | 250 mg |
| Cloruro de amonio | 280 mg |
| Acetato de sodio anhidro | 3204,5 mg |
| Cloruro ferroso tetrahidratado | 2 mg |
| Ácido bórico | 0,1 mg |
| Cloruro de zinc | 0,1 mg |
| Molibdato de amonio Tetrahidratado | 0,1 mg |
| Dicloruro de manganeso | 0,1 mg |
| Sulfato de aluminio hidratado | 0,1 mg |
| Nitrato de níquel hexahidratado | 0,1 mg |
| Sulfato cúprico pentahidratado | 0,1 mg |
| Selenito de sodio Pentahidratado | 0,1 mg |
| EDTA | 30 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 | 90 mL |

| | |
|---|---|
| Sulfato de amonio | 6 unidades en sobre |
| Sulfato de hierro III | 6 unidades en sobre |
| Reactivo sulfato HI93751-0 | 18 unidades en sobre |
| Reactivo fosfato rango bajo HI 93713-0 | 18 unidades en sobre |
| Reactivo hierro HI 93721-0 | 18 unidades en sobre |
| Reactivo A magnesio HI 93752A-Mg | 18 unidades en sobre |
| Reactivo B magnesio HI 93752B-Mg | 180 mL |
| Reactivo A de amoniaco HI 93715A-0 | 8 mL |
| Reactivo B de amoniaco HI 93715B-0 | 8 mL |
| Reactivo nitrato HI 93728-0 | 18 unidades en sobre |
| Reactivo fosfato rango bajo HI 93713-0 | 18 unidades en sobre |
| Hidróxido de sodio | 2400 mL |

### 2.1.3 Insumos de laboratorio

En la presente tabla se presentan todos los insumos que se utilizaron en todo el desarrollo del proyecto.

**Tabla 4**

*Insumos de laboratorio*

| Detalle | Cantidad |
|---|---|
| Guantes de nitrilo | 1 paquete |
| Alcohol antiséptico | 1L |
| Cinta adhesiva | 1 |
| Papel absorbente | 1 |
| Envases de polietileno | 12 |
| Botellas ámbar | 12 |
| Funda plástica - Zipper Ziploc | 10 |
| Cuaderno | 1 |
| Esferos | 2 |
| Rotuladores | 2 |

## 2.2 Metodología

### 2.2.1 Instalación de biodigestores y vertederos biorreactores a escala de laboratorio

**Diseño de vertederos biorreactores**

Para el diseño de los vertederos biorreactores se utilizó el estudio de **Montiel & Ortega (2024)**. Se instaló tres columnas a base de polivinilo acrílico con 150 cm de altura y 11 cm de diámetro interno, con espacios para entrada y salidas de mangueras en cada una. Las columnas se clasificaron: Columna A (control - recirculación medio basal), Columna B (tratamiento biológico – recirculación de lixiviado) y Columna C (réplica de tratamiento biológico – recirculación de lixiviado). Ver **Figura 1 (pp.)**

**Diseño de biodigestores**

El diseño de los biodigestores estuvo basado en la metodología de **Cayo, (2024)**. Se colocó 4 contenedores de aproximadamente 5L que tengan una llave dispensadora, esto facilitó la toma de muestras semanales para su posterior análisis. Para el sistema de circulación de los componentes, se conectó dos mangueras en la tapa del contenedor, una ayudó para realizar el proceso de alimentación, mientras que la otra para la evacuación y recolección de biogás. Ver **Figura 2**

### 2.2.2 Obtención de la materia prima para el funcionamiento de vertederos biorreactores y biodigestores

**Residuos verdes y compost**

Se recolectó restos de lechuga, col y acelga de plazas y mercados de la ciudad de Ambato, y se las colocó en bolsas plásticas *ziploc* para ser transportados al Laboratorio de la UODIDE. Seguidamente se licuó estos restos de la siguiente manera: 300g de restos con 330 mL de agua.

Además, se añadió compost de tipo comercial de la marca FENEC, mismo que se obtuvo en tiendas de insumos agrícolas locales de la ciudad.

Las proporciones de estos dos componentes se especifican a continuación en la instalación de cada sistema, **Figura 1**, vertederos biorreactores, **Tablas 1 y 2**, biodigestores.

**Lodos residuales**

Se recolectó lodos provenientes de un biodigestor de la EP- Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato (EMAPA) el cual servirá como inóculo en el sistema de biodigestión, además se recolectó lodos de la centrífuga, el cual será utilizado en los vertederos biorreactores.

Para la recolección de muestras se utilizó la norma NTE INEN 2169:2013. En primer lugar, se utilizó equipo de protección personal como mandil, guantes y mascarilla para evitar algún tipo de contaminación. Al momento del muestreo se llenó los frascos hasta el tope y se los cerró

inmediatamente para que no exista aire dentro de la muestra. En este caso se utilizó frascos de vidrio ámbar los cuales al ser opacos evitan que dentro de las muestras se produzcan actividades foto sensitivas. Los frascos se etiquetaron correctamente. Inmediatamente se transportaron en un envase hermético y se los almacenó en refrigeración, a una temperatura aproximadamente de 4ºC, en los laboratorios de la UOIDE de la Universidad Técnica de Ambato, evitando cualquier foco de contaminación o peligro subyacente **(INEN, 2013)**.

**Lixiviado**

De la misma manera para la recolección de lixiviado del Relleno Sanitario de la Empresa Pública Municipal de Gestión Integral de Desechos Sólidos de "Ambato" (EPM-GIDSA), se aplicó la norma NTE INEN 2169:2013, se llenó los frascos ámbar hasta el tope y se los cerró inmediatamente para que no exista aire dentro de la muestra. Los frascos se etiquetaron correctamente. Inmediatamente se transportaron en un envase hermético y se los almacenó en refrigeración, a una temperatura aproximadamente de 4ºC, para evitar cambios químicos que afecten las muestras **(INEN, 2013)**.

**Preparación del medio basal**

El medio basal se preparó en base a la metodología de **Garzón et al. (2015)** que propone utilizar los siguientes componentes: $NH_4Cl$, $KH_2PO_4$, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, $CaCl_2$, $NaHCO_3$, Extracto de levadura, Solución de elementos traza ($H_3BO_3$, $FeCl_2 4H_2O$, $ZnCl_2$, $MnCl_2$, $(NH_4)6Mo_7O_{24}4H_2O$, $AlCl_3 6H2O$, $CoCl_2 6H2O$, $NiCl_2 6H2O$, $CuSO_4 5H2O$, $NaSeO_3 5H_2O$, EDTA, resazurin, HCl 36%) y $CH_3COONa$ $3H_2O$.

### 2.2.3 Instalación de vertederos biorreactores

En el interior de cada columna se colocaron los siguientes materiales, en la base una capa de inicial de 10 cm de grava y 20 cm de arena, seguida de capas de compost (12 cm), residuos verdes (15 cm), lodos PTAR (14 cm) y finalmente se agregó otra capa de arena de 15 cm para la distribución adecuada del lixiviado.

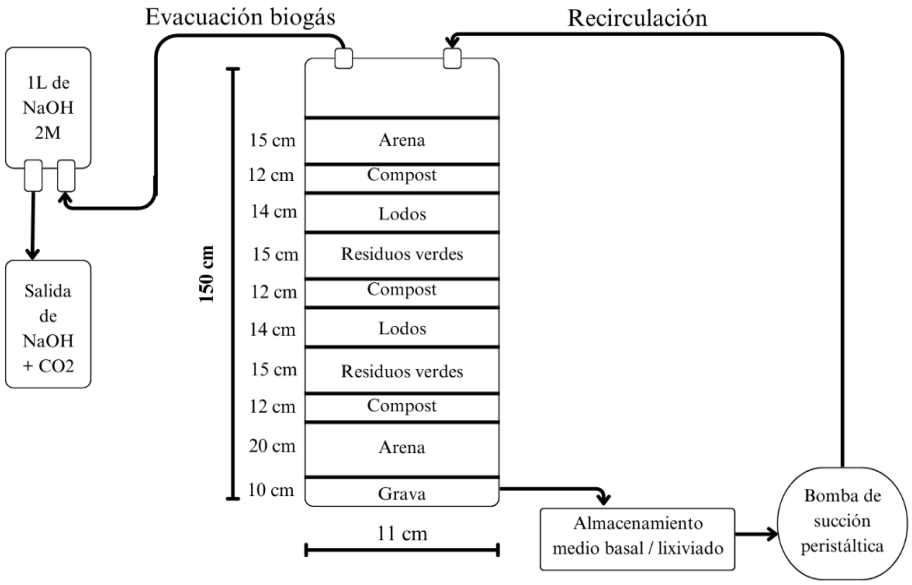
Para que el sistema de entrada y salida de sustancias se ponga en funcionamiento, se conectó una manguera en la parte inferior y superior de cada columna para la recirculación de lixiviado crudo con medio basal. Cada vertedero biorreactor utilizó bombas de succión peristálticas para permitir la recirculación del lixiviado manteniendo un flujo constante. Además, se conectó una manguera adicional en cada vertedero en la parte superior, para la evacuación y recolección del biogás a un frasco de vidrio

transparente que contenía una solución de NaOH 2M, el cual a su vez se encontraba conectado a otro recipiente de vidrio.

En cuanto a las condiciones de operación, se basó en el estudio de **Budihardjo et al., (2021)**. Se mantendrá la humedad entre un 85-90 % dentro de la columna, además se evitó el paso de la luz hacia el biorreactor, para lo cual se utilizó papel aluminio.

**Figura 1**

*Diseño de un vertedero biorreactor*




Nota: El esquema presenta las partes y componentes de cada vertedero biorreactor previo al arranque del proceso de tratamiento biológico.

La instalación de las columnas se encuentra en el **Anexo "2"**

### 2.2.4 Instalación de biodigestores

Para la instalación de los 4 biodigestores, se basó en la metodología de Castelo et al., (2014). En todos los biodigestores se colocó un volumen aproximado de carga de 4000 mL, que contenía los siguientes componentes:

**Tabla 5**

*Componentes de carga inicial de los biodigestores*

| Componente | Porcentaje %(v/v) | Cantidad (mL) |
|---|---|---|
| Residuos verdes licuados | 30% | 1200 |

| | | |
|---|---|---|
| Medio basal | 60% | 2400 |
| Inóculo | 10% | 400 |

*Nota*. Los lodos obtenidos del biodigestor de la PTAR-EMAPA se utilizó como inóculo en los componentes de carga inicial.

A la tercera semana inició el proceso de alimentación de forma regular, la misma que contenía la siguiente composición:

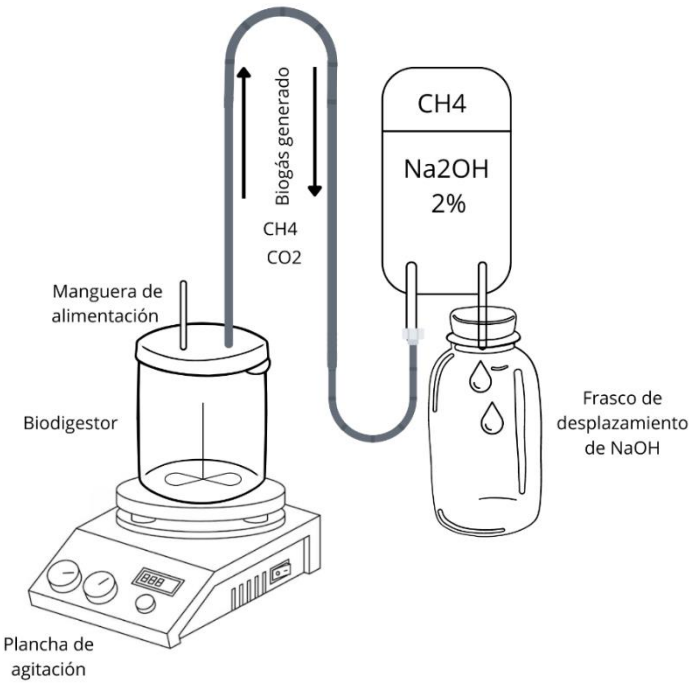
**Tabla 6**

*Componentes para la alimentación continua de los biodigestores*

| Número de biodigestor | Componente | Porcentaje |
|---|---|---|
| Control (#1 y #2) | Residuos verdes licuados | 40% |
| | Medio basal | 60 % |
| Tratamiento (#3 y #4) | Residuos verdes licuados | 30 % |
| | Medio basal | 60 % |
| | Lixiviados crudos | 10 % |

**Figura 2**

*Diseño de biodigestores*




La instalación de los biodigestores se encuentra en el **Anexo "1"**

### 2.2.5 Caracterización los productos obtenidos de los vertederos biorreactores y los biodigestores durante la operación de ambos sistemas.

Se tomó un volumen de muestra de cada sistema cada 8 días. Dentro de los sistemas de tratamiento biológico se obtuvo dos diferentes muestras. En los vertederos biorreactores se obtuvo el lixiviado recirculado en la columna, por otro lado, en los biodigestores al tener una mezcla de todos los componentes, lo que se obtuvo fueron los licores de digestión. A cada tipo de muestra se le aplicó un pretratamiento de homogenización para realizar los análisis fisicoquímicos de caracterización.

**Análisis fisicoquímicos del lixiviado de los vertederos biorreactores y del licor de los biodigestores**

Las muestras recolectadas y pretratadas de ambos sistemas se utilizaron para llevar a cabo distintos análisis fisicoquímicos. Estos análisis se realizaron por triplicado y en base a compilatorios de métodos estándares establecidos en guías para laboratorio, como *Standard Methods* y HANNA Instruments.

**Tabla 7**

*Análisis fisicoquímicos para las muestras del lixiviado de los vertederos biorreactores y del licor de los biodigestores*

| Análisis | Método estándar |
|---|---|
| Potencial hidrógeno (pH) | Standard Methods Ed. 23- 4500-H |
| Conductividad | Standard Methods Ed. 23-2510 C |
| Demanda química de oxígeno (DQO) | Standard Methods Ed. 23- 5220 |
| Sólidos totales (ST) | Standard Methods Ed. 23- 2540 B |
| Sólidos suspendidos totales (SST) | Standard Methods Ed. 23- 2540 D |
| Sólidos volátiles (SV) | Standard Methods Ed. 23- 4500 G46 |
| Sulfuro* | Standard Methods Ed. 23- 4500-$S^{2-}$ |
| Sulfatos* | Standard Methods Ed. 23- 4500-$SO_4^{2-}$ |
| Fosfatos y fósforo* | Standard Methods Ed. 23- 4500-$PO_4^{3-}$ |
| Potencial oxidación-reducción (ORP) | HANNA Instruments ORP |
| Hierro* | EPA Phenanthroline method 315B |
| Magnesio* | Calmagite method |
| Amonio* | ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1426, Nessler method |
| Cromo VI* | Standard Methods Ed. 23- 3500- Cr A |
| Cromo total* | Standard Methods Ed. 23- 3500- Cr B |

| | |
|---|---|
| Cadmio* | Standard Methods Ed. 23- 3500- Cd B |

*Nota.* *Se analizaron los componentes disueltos, ya que, las muestras fueron filtradas.

Todos los análisis se realizaron en el laboratorio de canje de deuda y el laboratorio 1.4 de Análisis ambiental de la UODIDE.

**Potencial hidrógeno (pH)**

Se tomó un pequeño volumen de muestra recolectada para colocarla en un vaso de precipitación. Luego, se insertó en la muestra el electrodo del medidor multiparámetro HANNA que debe estar calibrado adecuadamente. Para calibrar, se utilizó soluciones tampón de pH 4, pH 7, y pH 10. Para estabilizar la muestra se homogenizó suavemente. **(Oguntunde et al., 2021)**.

**Sólidos totales (ST)**

El análisis de sólidos totales (ST) se llevó a cabo en el laboratorio de Canje de deuda. Primero se secó la cápsula en un horno a 105 °C durante aproximadamente tres horas y se dejó enfriar en un desecador para pesarla en la balanza. Posteriormente, se añadió 50 mL de la muestra a la cápsula y se secó nuevamente en el horno a 105 °C durante aproximadamente 24 h. Tras enfriarla en el desecador, se procedió a pesar la cápsula nuevamente **(Chávez, 2011)**. Con los pesos anotados se procedió a calcular los sólidos totales empleando la siguiente fórmula:

$$\boldsymbol{ST}\left(\frac{\boldsymbol{mg}}{\boldsymbol{L}}\right) = \frac{P_f - P_0(mg)}{V(L)} \quad \text{(Ecuación 1)}$$

En donde:

**ST:** sólidos totales

**Po:** peso inicial de la cápsula tarada, en gramos.

**Pf:** peso final de la cápsula con el residuo seco, en gramos.

**V:** volumen de muestra empleado

**Sólidos volátiles (SV)**

Primero se secó la cápsula en un horno a 105 °C durante aproximadamente 3 h. Posteriormente, se añadió 50 mL de la muestra a la cápsula y se secó nuevamente en el horno a 105 °C durante 24 horas. Las muestras secadas en la estufa se pesaron (P2) y luego se mandaron a calcinar en la mufla de cerámica BIOBASE a una temperatura de 550°C, donde se mantuvo durante 2 horas. Después, se redujo

la temperatura hasta 200°C, y las muestras se colocaron en el desecador para enfriarse, momento en el cual se las pesó (P3). **(Rowe & Yu, 2013)**.
Tras lo cual se procederá a calcular los sólidos volátiles.

$$SV\left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{P2 - P3(mg)}{V(L)} \quad \text{(Ecuación 2)}$$

En donde:
**SV:** sólidos volátiles
**P2:** masa del residuo y cápsula previo a la calcinación en gramos.
**P3:** masa del residuo y cápsula después a la calcinación en gramos.
**m:** volumen de la muestra (L)

**Sólidos suspendidos totales (SST)**

En primer lugar, se pesaron los filtros de microfibra de vidrio en la balanza analítica para obtener el peso inicial (Po). Luego, se instaló el equipo de filtración al vacío, que incluye un matraz de Kitasato y un embudo. Se colocó el filtro en el embudo y se vertió 50 mL de la muestra antes de encender la bomba para iniciar la filtración. Una vez finalizada la filtración, se retiró cuidadosamente filtro. Finalmente, se colocó en una estufa a 105 °C durante 2 horas, se dejó enfriar en un desecador y se pesó nuevamente (Pf) para emplear la fórmula respectiva **(Chávez, 2011)**.

$$SST(mg/L) = \frac{(Pf - Po)(mg)}{V\ (L)} \quad (Ecuación\ 3)$$

En donde
**SST:** sólidos suspendidos totales
**Po:** peso inicial del filtro.
**Pf:** peso final del filtro con el residuo seco.
**V:** volumen de muestra

**Conductividad**

Primero, se calibró los electrodos del medidor multiparámetro para medir la conductividad. Luego, la sonda se insertó directamente en los frascos que contenían las muestras, a una profundidad de aproximadamente 5 cm por debajo de la superficie de la muestra. Finalmente, se lavó el sensor con agua destilada y se secó con papel absorbente **(Oguntunde et al., 2021).**

**Demanda química de oxígeno (DQO)**

Para determinar la cantidad de DQO en las muestras, primero se agregó 2,5 mL de la muestra junto con 1,5 mL de solución de digestión y 3,5 mL de ácido sulfúrico en tubos de ensayo con tapa. A continuación, se colocaron los estándares, las muestras y los blancos en el reactor de digestión a 150°C durante 2 horas para llevar a cabo la digestión. Después de completar este proceso, se midió fotométricamente a una longitud de onda de 610 nm **(Veli et al., 2021)**. Se utilizaron datos obtenidos previamente de una curva de calibración basada en una solución de 1000 mg O2/L de KHP, con diferentes concentraciones que varían entre 0 y 1000. **(HANNA instruments, 2019)**.

**Potencial oxidación-reducción (ORP)**

Una vez calibrado la sonda, se insertó directamente en los frascos que contenían las muestras, a una profundidad de aproximadamente 5 cm por debajo de la superficie de la muestra, se repitió tres veces para cada muestra. Finalmente, se lavó el sensor con agua destilada y se secó con papel absorbente.
Este potencial mide la capacidad de la solución de absorber o expeler sales diluidas lo que indica un registro de saneamiento del agua. Para su medición se usará un electrodo que tiene la capacidad de tomar o entregar electrones, con ello se obtendrá mediciones en mV. En procesos de descontaminación de aguas residuales se produce la reducción de cromato o la oxidación de cianuro, por ello, es importante su medición **(HANNA instruments, 2022)**.

**Sulfuro disuelto por el método espectrofotométrico de azul de metileno**

En un balón volumétrico de 25 mL, se añadió 10 mL de la muestra filtrada junto con 5 mL de solución de cloruro de zinc al 2 %, 2.5 mL de una solución de DMP a 2 g/L con un 20 % de ácido sulfúrico concentrado y 0.125 mL de una solución de sulfato de amonio y hierro (III) a 100 g/L, para su medición se tuvo en cuenta la cantidad de sulfuros esperados y se realizó una respectiva dilución. Además, se realizó una curva de calibración utilizando Sulfuro de sodio ($Na_2S$) con un rango de 0 a 10 mg/L **(Loosdrecht et al., 2019)**.

**Sulfatos**

El método se basó en la precipitación del sulfato con cristales de cloruro de bario. Lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango de 0 a 150 mg/L (como $SO_4^{2-}$), resolución de 1 mg/L, precisión de la lectura ±5 mg/L ±3% a 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).

Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar y se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero "-0,0-". Luego, se añadió el reactivo HI 93751-0 y se mezcló invirtiendo suavemente la solución por 1 minuto. Inmediatamente se colocó nuevamente la cubeta en el equipo para iniciar con la medición, se colocó el temporizador de 5min. Transcurrido este tiempo finalmente se observó la lectura de los resultados en $SO_4^{2-}$mg/L de sulfato **(HANNA Instruments, 2022)**.

**Fosfatos y fósforo**

La medición se llevó cabo usando una adaptación del método de *Ascorbic Acid method*, lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango de 0,00 a 2,50 mg/L (como $PO_4^{3-}$), resolución de 0,01 mg/L, precisión de ±0,04 mg/L ±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 610 nm. El reactivo que se utilizó fue HI 93713-0 (Reactivo fosfato, rango bajo)

Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar y se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero "-0,0-". Luego, se añadió el reactivo HI 93713-0 y agitó suavemente la solución por 2 minutos. Inmediatamente se colocó nuevamente la cubeta en el equipo para iniciar con la medición, se colocó el temporizador de 3 min. Transcurrido este tiempo finalmente observó la lectura de los resultados en $PO_4^{3-}$ mg/L de sulfato, de la misma manera el espectrofotómetro permitió obtener valores de P **(HANNA Instruments, 2022).**

**Hierro**

Para su medición se utilizó el método adaptado de "*EPA Phenanthroline method 315B, for natural and treated Waters*" lo cual este método tiene 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 ±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).

Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero "-0,0-". Después se añadió el reactivo HI 93721-0 y se agitó hasta que se disuelva por completo. Se colocó la cubeta en el equipo y se inició con el temporizador de 3 minutos. Transcurrido este tiempo finalmente observó la lectura de los resultados en mg/L de hierro (Fe) **(HANNA Instruments, 2022)**.

**Magnesio**

Para su medición se utilizó una adaptación del método "*Calmagite method*" el cual mide la concentración de magnesio en mg/L, lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango 0 a 150 mg/L (como $Mg^{2+}$), resolución de 1 mg/L, precisión de ±5 mg/L ±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 fueron HI 93752A-Mg (reactivo magnesio A) y HI 93752B-Mg (reactivo magnesio B).

Se añadió 1 mL del reactivo HI 93752A-Mg a la cubeta y 10 mL del reactivo HI 93752B-Mg y se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero "-0,0-". Posteriormente se añadió 0,5 mL de muestra y se invirtió varias veces para mezclar, seguidamente se colocó el temporizador de 15 segundos. Transcurrido este tiempo finalmente se observó la lectura de los resultados en mg/L de magnesio ($Mg^{2+}$) **(HANNA Instruments, 2022).**

**Amonio**

Para su medición se utilizó una adaptación del método "*ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1426, Nessler method*" lo cual este método tiene 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 ±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 utilizaron fueron HI 93733A-0 (reactivo amoniaco, rango alto A) y HI93733B-0 (reactivo amoniaco, rango alto B).

Se añadió 1 mL de muestra en la cubeta y se llenó hasta los 10 mL con el reactivo HI93733B-0, luego se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero "-0,0-". Después, se adicionaron 4 gotas del reactivo HI 93715A-0 y se mezcló suavemente. Se colocó la cubeta en el equipo y se inició con el temporizador de 3 minutos. Transcurrido este tiempo finalmente se obtuvo la lectura de la medición en mg/L de amoniaco ($NH_3$) y se realizó una conversión a mg/L de amonio ($NH_4^+$) **(HANNA Instruments, 2022).**

**Cromo VI**

Para su medición se utilizó una adaptación del método "*ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1687-92, Diphenylcarbohydrazide method*", lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango de 0 a 1000 µg/L (como $Cr^{6+}$), resolución de 1 µg/L, precisión de +5 µg/L ± 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 fue HI 93723-0 (reactivo cromo VI, rango alto).

Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar y se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero "-0,0-". Después se agregó el reactivo HI 93723-0 y se agitó vigorosamente durante 10 segundos para mezclar, seguidamente se colocó el temporizador de 6 minutos. Transcurrido este tiempo finalmente se observó la lectura de los resultados en concentración de µg/L de cromo ($Cr^{6+}$) **(HANNA Instruments, 2022)**.

**Cromo total y cadmio**

Para la determinación de estos metales se empleó la metodología modificada de **Yáñez & González, (2005)** donde se utilizó el equipo de espectrometría de absorción atómica con horno de grafito. En primer lugar, se realizó una digestión previa según el protocolo de *Standard Methods Ed. 23 3030 D*. Para las muestras obtenidas de los biodigestores primero se secó 50 mL de la muestra en cápsulas de porcelana a 105ºC. Luego, se pulverizó la muestra seca obtenida, y se pesó aproximadamente 0,5g de muestra y se anotó el peso exacto, esta cantidad se colocó en los tubos digestores. A estos tubos se los añadió 1 mL de peróxido de hidrógeno al 30%(v/v) y 5mL de $HNO_3$. Se colocó en el horno de digestión durante 1 hora y transcurrido este tiempo se aforó la muestra obtenida a 100mL y se almacenó a 5ºC aproximadamente. Por otro lado, para las muestras obtenidas de los vertederos biorreactores, se colocó en los tubos digestores 45mL de muestra más 5mL de $HNO_3$. Se colocó en el horno de digestión durante 1 hora y transcurrido este tiempo se aforó la muestra obtenida a 100mL y se almacenó a 5ºC aproximadamente. 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 µg/L.

### 2.2.6 Evaluación de la producción de biogás y la eficiencia de la remoción de contaminantes de cada uno de los sistemas de tratamiento del lixiviado

**Evaluación de la producción de biogás**

Para evaluar la producción de biogás en cada sistema de tratamiento, se conectó una manguera a cada uno, a través de la cual el biogás fue dirigido hacia un recipiente de vidrio que contenía una solución de NaOH 2M. Esta solución absorbió el dióxido de carbono presente en el biogás, permitiendo una medición más precisa del volumen de metano producido. Además, este recipiente se encontraba conectado a otro contenedor vacío, de modo que a medida que el biogás ejercía presión dentro del

primer recipiente, la solución de NaOH se desplazó hacia el segundo contenedor. Este desplazamiento es proporcional al volumen de biogás generado, lo que permitió una evaluación visual y cuantitativa de la producción de biogás en tiempo real **(Córdoba et al., 2022)**.

**Cuantificación de biogás**

Para determinar la cantidad de gas en número de moles de metano ($CH_4$) que se generó durante las 12 semanas de operación en ambos sistemas, se registró el volumen de solución desplazada hacia cada contenedor vacío. Esto permitió cuantificar con precisión las unidades de volumen de biogás producido por día y semana. De este modo, al correlacionar estos volúmenes con el peso de la solución desplazada, se calculó la cantidad exacta de metano generado en cada etapa del proceso de tratamiento **(Fahim & Shayegan, 2020)**. Para ello se utilizó el siguiente análisis.

$$Volumen\ desplazado\ =\ Diferencia\ de\ pesos\ en\ cada\ botella$$

Y se aplicó la fórmula de los gases ideales, como todos los reactores se encontraban a las mismas condiciones se usó los parámetros a condiciones ambientales.

$$PV = nRT$$

$$n = \frac{PV}{RT} \quad (ecuación\ 4)$$

**Donde**:

P = Presión 1 atm

n = número de moles

V = volumen desplazado (L)

R = constante de los gases (0,0821 L*atm/mol*K)

T = temperatura ambiental (298,15 K)

### 2.2.7 Determinación de la eficacia de degradación de la carga contaminante del lixiviado y comparación entre tratamientos aplicados

Para determinar las diferencias que se presenten ente los tratamientos y las semanas, se aplicará un análisis de varianza (ANOVA), ya que esto facilitará comparar múltiples grupos de manera simultánea. Este enfoque resulta óptimo en función a los distintos tratamientos y controles que se aplicará a lo largo de las 12 semanas. Para ello, se hará uso del programa estadístico *InfoStat*, el cual garantizará precisión en los resultados y permitirá crear informes detallados que incluirán tablas de ANOVA y pruebas de contraste entre tratamientos y controles.

Además, se aplicará la prueba de Tukey como parte del análisis *post hoc*, loque permitirá identificar cuales tratamientos tienen diferencia significativa entre sí. Esto resultará fundamental para determinar cuáles tratamientos serán estadísticamente diferentes a los controles entre ellos mismos.

## CAPÍTULO III.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La digestión anaerobia se ha convertido en una de las tecnologías más útiles para el tratamiento de residuos y producción de energía renovable (biogás), cuyo rendimiento puede maximizarse incorporando materias primas adecuadas en sistemas diseñados para dicho proceso, entre ellos, vertederos biorreactores y biodigestores. En este contexto, los lodos centrifugados provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), representan un material atractivo para mejorar la eficacia del proceso anaerobio al aportar compuestos orgánicos con un alto valor energético. **Ramírez et al. (2018)** menciona que es fundamental realizar una caracterización fisicoquímica de los componentes que formen parte de los sistemas, ya que esto facilita comprender su comportamiento en función del tiempo y su efecto en el proceso anaerobio.

En la **Tabla *8*** se presentan los resultados de la caracterización de los componentes empleados en los sistemas de tratamiento, siendo estos, lodos centrifugados, compost (para el caso de los vertederos biorreactores) y residuos verdes.

**Tabla 8**

*Caracterización de los componentes para los sistemas*

| | **pH** | **% Humedad base húmeda** | **% Sólidos totales** | **% Sólidos volátiles** | **% Nitrógeno total base seca** | **% Fósforo total en base seca** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Lodos centrifugados (PTAR) | 7,3 ± 0,03 | 90,69 ± 0,64 | 9,31 ± 0,64 | 68,54 ± 1,55 | 3,00 ± 0,08 | 1,10 ± 0,04 |
| Compost | 8,1 ± 0,06 | 69,49 ± 0,27 | 30,51 ± 0,27 | 40,54 ± 0,21 | 2,10 ± 0,02 | 0,21 ± 0,07 |
| Residuos verdes | 5,20 ± 0,03 | 97,01 ± 0,05 | 2,99 ± 0,05 | 81,87 ± 0,23 | 0,27± 0,07 | 0,83 ± 0,09 |

*Nota*. El símbolo ± indica error estándar de los valores medidos.

En términos de pH, se muestra que los lodos presentan un pH de 7,3, encontrándose en el rango óptimo de 6,5 a 8,5 en el cual las bacterias metanogénicas alcanzan su mejor rendimiento. El compost muestra

un pH levemente más alto (8,1), lo que favorece la hidrólisis inicial, aunque puede requerir de un ajuste en posteriores etapas. Por el contrario, los residuos verdes muestran un pH ácido (5,20) el cual puede ser causado por la presencia de ácidos orgánicas de cadena corta, pudiendo llegar a inhibir o ralentizar los procesos anaerobios.

Los lodos centrifugados tienden a tener valores de humedad elevados debido al proceso de centrifugación al que son sometidos. Los lodos caracterizados corroboran dicha información al presentar un 90,69 % de humedad, lo cual es similar a los valores reportados por **Ramírez et al. (2018)**. Este valor indica la presencia de materia orgánica que puede ser degradada durante la biodigestión. Del mismo modo, los residuos verdes presentan un porcentaje de humedad de 97,01 %.

Por otra parte, los lodos muestran un 68,54% de sólidos volátiles, siendo este un valor ligeramente elevado a los comunes reportados de lodos llevados a procesos de digestión anaerobios, como lo menciona **Das et al. (2023)**. Esto sugiere una alta cantidad de materia orgánica biodegradable y, por ende, un mayor potencial de producción de biogás. No obstante, su mezcla con compost (en vertederos biorreactores) y residuos verdes resulta necesaria, ya que se busca alcanzar un equilibrio entre el consumo de nutrientes, la actividad metanogénica de las bacterias y la producción de biogás, evitando problemas de sobresaturaciones que ocasionen ralentizaciones del proceso.

En cuanto a los valores bajos reportados de nitrógeno y fósforo en los lodos, y en el resto de los componentes, estos se deben al tratamiento previo al que son sometidos. Gran parte del nitrógeno disminuye en procesos de desnitrificación, mientras que el fósforo sufre una transformación química a fosfato.

La caracterización del lixiviado resulta un paso fundamental para la operación de los sistemas anaerobios, ya que estos al ser una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos influyen directamente en la eficacia del proceso de descontaminación y producción de biogás. **Medina et al. (2020)** menciona que la caracterización permite identificar de manera temprana posibles inhibidores, como metales pesados o concentraciones demasiado elevadas de amonio, que limiten la actividad biológica de las bacterias. Además, con la información registrada se puede ajustar los parámetros operativos, como la proporción del lixiviado en el sistema, así como implementar componentes adicionales para alcanzar un balance de nutrientes.

La **Tabla 9** muestra los resultados obtenidos de la caracterización del lixiviado previo a su uso en los sistemas de tratamiento.

**Tabla 9**

*Caracterización inicial del lixiviado*

| Parámetro | Unidad | Valor |
|---|---|---|
| pH | pH | 8,1 ± 0,06 |
| Fósforo total | mg/L | 85,67 ± 0,1 |
| Conductividad | mS-cm | 37,4 ± 0,1 |
| Demanda química de oxígeno (DQO) | mg/L | 11494±33,83 |
| Sólidos totales (ST) | g/L | 22,89 ± 0,3 |
| Sólidos suspendidos totales (SST) | g/L | 1,45 ± 0,2 |
| Sólidos volátiles (SV) | g/L | 4,2 ± 0,07 |
| Sulfuro | mg/L | 35,67 ± 0,1 |
| Sulfatos | mg/L | 166,67 ± 3,3 |
| Fosfatos | mg/L | 239,67 ± 0,3 |
| Potencial oxidación-reducción (ORP) | mV | -94,6 ± 0,2 |
| Hierro | mg/L | 8,6 ± 0,03 |
| Magnesio | mg/L | 105,67 ± 1,86 |
| Amonio | mg/L | 7176,67±0,67 |
| Cromo VI | ug/L | 431,6 ± 0,99 |
| Cadmio | ug/L | 14,2 ± 1,43 |
| Cromo total | ug/L | 1416,4 ± 11,11 |

*Nota*. El símbolo ± indica error estándar de los valores medidos.

El pH presenta un valor de 8,1, situándose por encima del rango óptimo (6,5 a 8) en sistemas anaerobios. No obstante, este pH ligeramente alcalino, puede beneficiar la neutralización de ácidos grasos volátiles generados en las primeras etapas de digestión **(Chang et al., 2012).** La conductividad de 37,4 uS/cm, indica que existe una alta concentración de sales disueltas, lo que es común en lixiviados de rellenos sanitarios como este. Sin embargo, este valor elevado puede generar estrés osmótico en los microrganismos, motivo por el cual su monitoreo resulta crucial **(Pazmiño, 2022).**

En términos de carga orgánica, el lixiviado presenta una DQO de 11538,3 mg/L, siendo elevado y favorable para el proceso anaerobio, ya indica una alta carga orgánica biodegradable. Esto también se evidencia en los resultados sólidos totales y sólidos volátiles, 22,89 g/L y 4,2 g/L, respectivamente. No obstante, los 1,45 mg/L de sólidos suspendidos indican una composición mayormente soluble, lo que lo vuelve ideal para biodigestores en los que se prioriza la degradación de la materia orgánica **(Budihardjo et al, 2021).**

En cuanto a los nutrientes, elementos taza y metales, el contenido de nitrógeno total es de 4,9 mg/L, lo que sugiere una fuente adecuada para la actividad microbiana, aunque requiere un monitoreo constante para evitar la excesiva acumulación de amoniaco. El valor del fósforo total es de 86 mg/L, lo que resulta

beneficioso para el metabolismo microbiana **(Akunna, 2019).** Por su parte, también se observa una concentración de hierro (8,6 mg/L), magnesio (106 mg/L), amonio (7177,13 mg/L), cromo VI (431,6 µg/L), cadmio (14,2 µg/L) y cromo total (1416,4 µg/L), siendo estos componentes que pueden causar inhibición de los procesos metabólicos.

A continuación, se presentan los resultados y discusión de la caracterización fisicoquímica en vertederos biorreactores y biodigestores durante las 12 semanas de operación

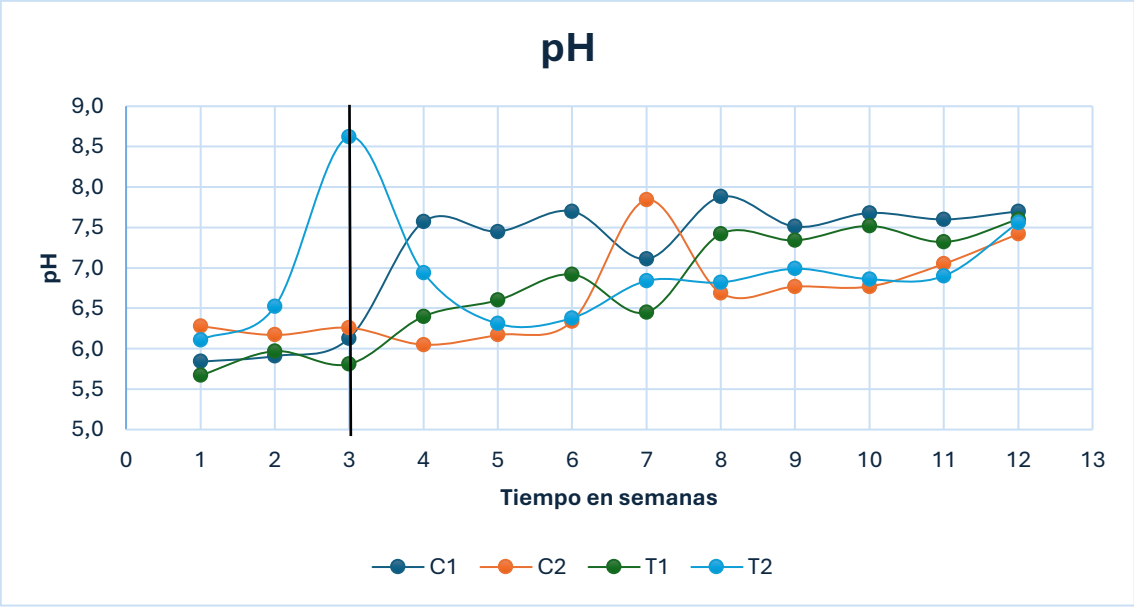
## pH

El pH juega un papel importante para el mantenimiento de un conjunto saludable de microorganismos ya que, varios estudios han confirmado que el pH a rangos más altos como 6,5 – 8,2 pueden incrementar la producción de biogás hasta 7,57 veces, sobre todo en los primeros cinco días iniciado el proceso de digestión anaerobia **(Goodarzi et al., 2024)**. Además, la composición química de los sustratos puede influir en este parámetro durante todo el proceso de fermentación, según **Slopiecka et al. (2022)** menciona que el pH puede ser el responsable de bacterias metanogénicas las cuales producen el biogás por ello, se evita la acidificación dentro del reactor.

En la **Figura 3** se observa el comportamiento del pH en biodigestores a lo largo de las 12 semanas de operación.

**Figura 3**

*Monitoreo semanal de pH en biodigestores.*



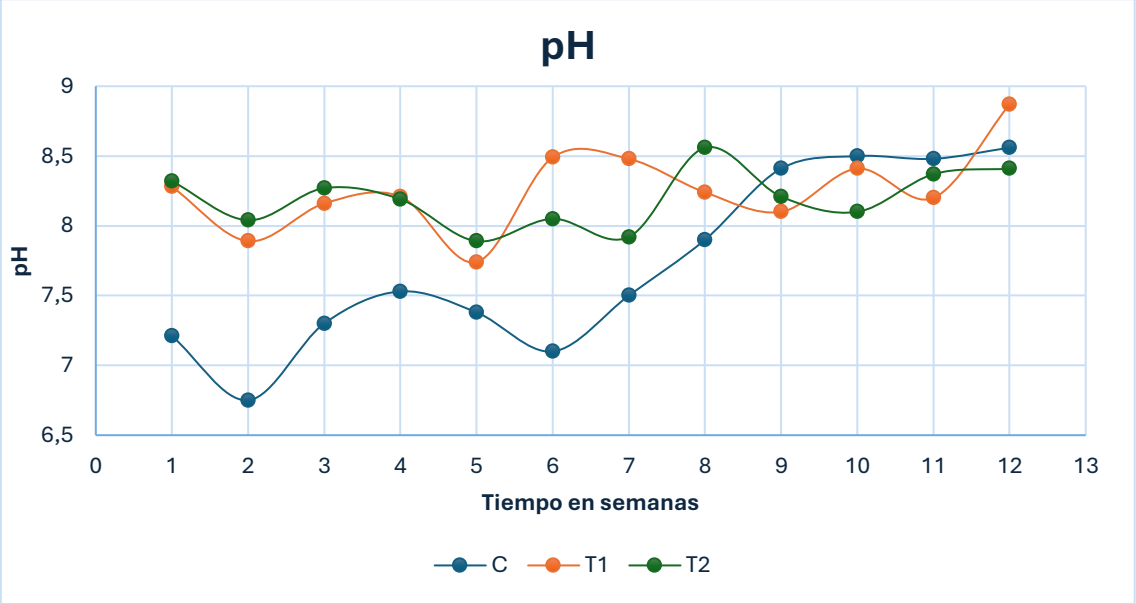
*Nota*. C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En la primera etapa del proceso de digestión anaerobia, el pH es ácido en todos los sistemas esto debido a que, inicia el proceso de digestión anaerobia con la hidrólisis y el pH disminuye manteniendo valores entre 6,0 – 7,0. A la tercera semana se observa un cambio radical en el biodigestor T2 el cual aumenta hasta alcanzar un pH cercano a 8,5 este puede deberse a que el sistema se está estabilizando, a pesar de ello, a la cuarta semana después de la alimentación el pH de los biodigestores T2 y C1 van alcanzando valores cercanos a 8,0 por otro lado, en los biodigestores C2 y T1 alcanzan valores cercanos a 6,5 el cual es más ácido, según **Nuhu et al. (2021)** la formación de compuestos como ácido acético, butírico y propiónico puede provocar que, el medio se vuelva ácido lo cual puede afectar la producción de biogás, por ello se va realizando la alimentación continua y evitar que los sistemas tenga una sobresaturación de compuestos que se generan en el proceso. Lo que se puede interpretar entre estas diferencias es que los sistemas se encuentran en una fase de estabilización y se podría decir que se encuentran entre la fase hidrolítica y acidogénica del proceso de digestión anaerobia. Con el pasar de las semanas el pH alcanza valores cercanos a 8,0 en todos los biodigestores como en el estudio de **Singh et al. (2022)** en donde el pH de los biodigestores alcanzó estos valores lo cual puede indicar las etapas de estabilización donde se debe producir el biogás. Si los sistemas alcanzan valores superiores a 8,5 puede verse afectada la actividad microbiana y el amoníaco se inhibe, esto puede ocurrir cuando se añaden sustratos con altas cantidades de nitrógeno **(Cai et al., 2021).**

En La **Figura 4** se muestra el aumento del pH durante las 12 semanas de operación en los vertederos biorreactores.

**Figura 4**

*Monitoreo semanal de pH en vertederos biorreactores.*




*Nota*. C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

La columna control empieza con un pH de 7,2 mientras que las dos restantes (tratamiento y réplica del tratamiento) en 8,32. Además, se observa variaciones durante las 4 primeras semanas y un crecimiento exponencial del pH en todas las columnas a partir de la semana 5. Según --- dichas variaciones al inicio operativo son típicas debido a que la materia orgánica y las actividades metanogénicas de las bacterias no logran a estabilizarse completamente **(Budihardjo et al, 2021).**

Un punto relevante es que el pH de las columnas del tratamiento y su réplica tienen a mantenerse por encima de 7,5, un rango ligeramente alcalino, siendo esto un factor favorable en la actividad metanogénica para la conversión de ácidos grasos volátiles en metano y dióxido de carbono. Dicha conversión favorable sugiere que no existe acumulación excesiva de estos componentes, lo que indica que las etapas acidogénenicas y metanogénicas se encuentran balanceadas **(AhmedIsmail et al, 2020).** Por otro lado, la columna control presenta un comportamiento menos optimizado y desfavorable para la producción de biogás al mantener en sus primeras semanas un pH cercano a un rango neutro (pH 7,2). Según **Tian & Zhang (2019),** este comportamiento puede deberse a una escaza adaptación de los microorganismos anaerobios a las condiciones operativas, lo cual afecta negativamente a la cantidad de biogás que se genera y un estancamiento en las primeras etapas de hidrólisis y acidogénesis

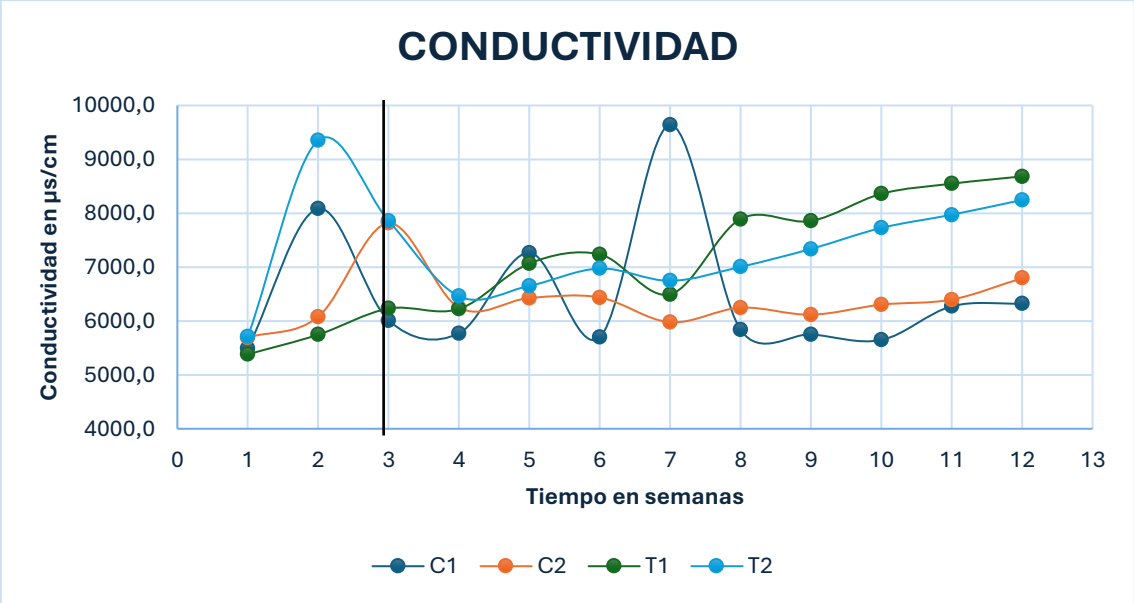
**Conductividad**

La conductividad es esencial en la digestión anaerobia ya que, involucra la transferencia de electrones en los procesos microbianos. Una alta conductividad en el proceso puede facilitar la transferencia de electrones entre especies microbianas lo que, mejora el rendimiento en la eliminación de contaminantes, reducción de ácidos grasos volátiles (AGV) y mayor producción de biogás **(Liu et al., 2021).** Según **Lv et al. (2025)** en condiciones anaerobias los electrones que producen los microorganismos en su compartimento intracelular cruzan la membrana celular no conductora e interactúa con los contaminantes macromoleculares extracelulares presentes en el medio lo cual facilita su degradación, lo que es importante en los procesos de biorremediación, este proceso es conocido como transferencia de electrones de microorganismos a contaminantes.

En la **Figura 5** se puede observar la conductividad en los diferentes biodigestores a lo largo de las 12 semanas de operación.

**Figura 5**

*Monitoreo semanal de conductividad en biodigestores.*




*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

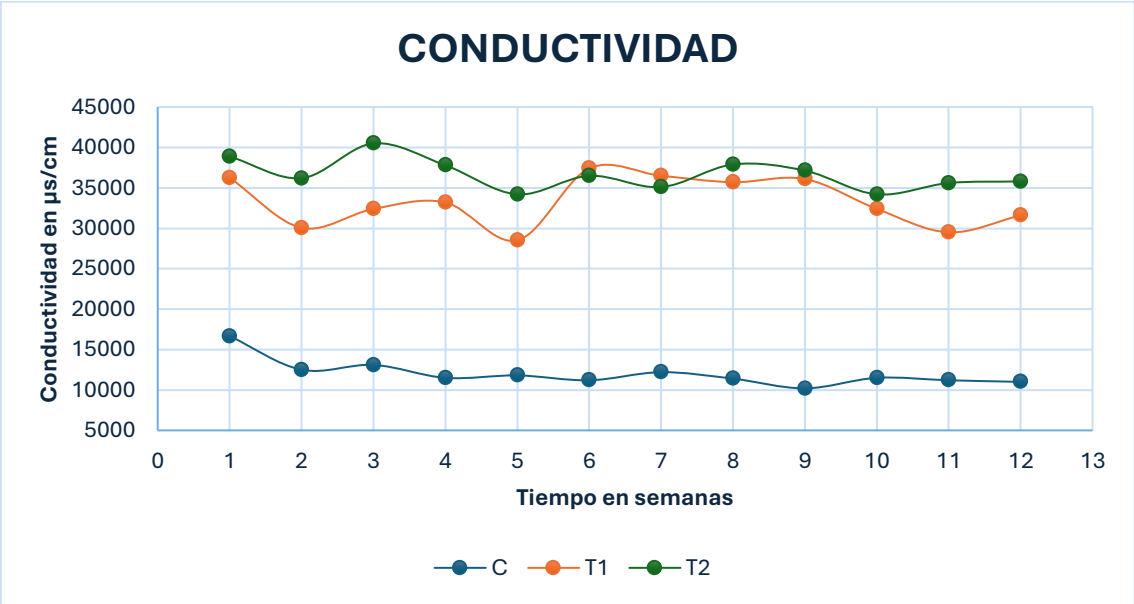
En las primeras tres semanas la conductividad varía significativamente entre ellos, se observa que C1 y T2 aumentan sus valores hasta 9000 – 9500 µS/cm, por otro lado, C2 y T1 mantienen valores menores y estables entre 5000 – 7000 µS/cm. Luego de la alimentación se observa varios cambios en los sistemas, en las semanas 6 – 8 se producen picos en los biodigestores, en T2 con valores máximos de 9500 µS/cm y C2 con valores mínimos de 6000 µS/cm.

Aunque no existan datos precisos de valores de conductividad ideales para el proceso de digestión anaerobia, mayores valores de conductividad puede ayudar a la transferencia de electrones entre las especies microbianas, en un estudio realizado por **Zeynali et al. (2024)** cuando se tiene una mayor cantidad de conductividad eléctrica el crecimiento de comunidad microbiana en la digestión anaerobia se ve favorecida y por ello, existe una conversión eficiente de materia orgánica en biogás.

En la **Figura 6** se presentan los valores de conductividad para cada vertedero biorreactor durante las 12 semanas de operación.

**Figura 6**

*Monitoreo semanal de conductividad en vertederos biorreactores.*




*Nota.* C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Siendo la columna control la que presenta valores más bajos al mantenerse en un rango entre 10000 y 15000 µS/cm. Este rango infiere una concentración baja de iones, sales y nutrientes, lo cual es una limitación significativa para la actividad microbiana y la producción de biogás al no existir una buena disponibilidad de estos componentes **(Park et al., 2018)**. Además, la baja conductividad en este caso también indica que la recirculación no genera cambios significativos en la composición del medio, razón por la que el rendimiento de la producción de biogás se ve limitado.

Durante la recirculación del lixiviado en las columnas tratamiento 1(T1) y su réplica (T2) se evidencian conductividades significativamente más altas, entre 30000 y 40000 µS/cm, siendo estos valores comunes en lixiviados altamente concentrados o en lixiviados en primeras etapas de tratamientos en los cuales las sales solubles todavía no se han degradado o precipitado. Estos valores repercuten en una

mayor carga iónica y una mejor acumulación de compuestos solubles provenientes del lixiviado, lo que permite una mayor distribución y disponibilidad de nutrientes para los microorganismos, optimizando la producción de biogás **(Liu et al., 2021)**. Además, la alta similitud entre el tratamiento y su réplica confirma la reproducibilidad de los resultados  Sin embargo, es importante considerar que conductividades demasiado elevadas pueden llegar a tener un efecto inhibitorio en el metabolismo de los microorganismos metanogénicos, esto debido a la excesiva acumulación de sales disueltas, las cuales pueden generar taponamiento en el sistema y en consecuencia una escaza distribución y disponibilidad de los nutrientes, motivo por el cual que resulta indispensables monitorear las variaciones de este parámetro **(Wu et al., 2020**).

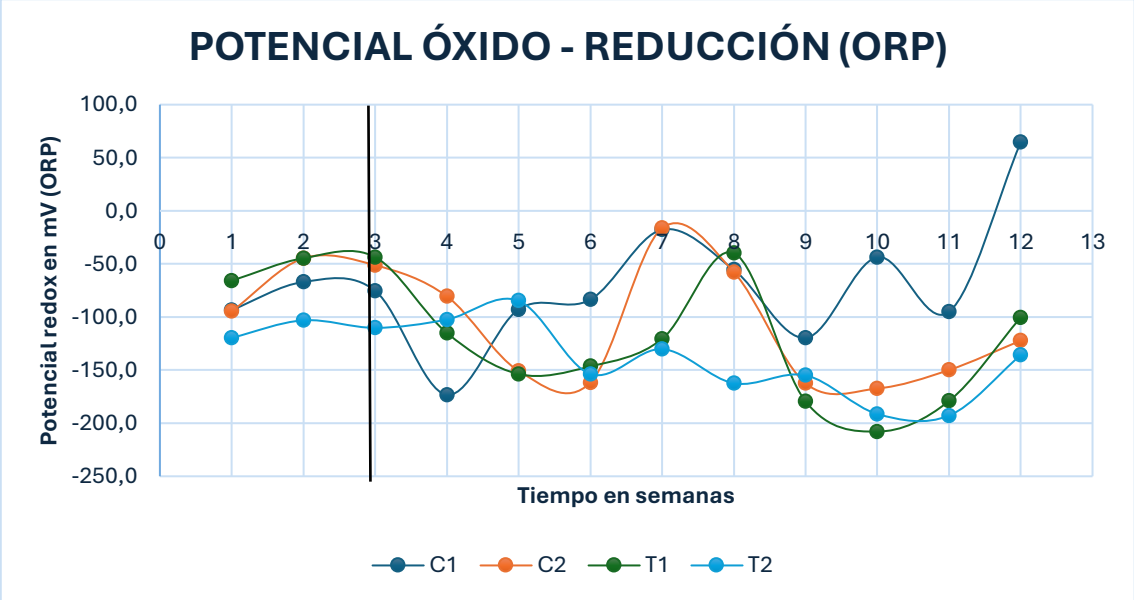
### Potencial de óxido – reducción (ORP)

El potencial óxido reducción (ORP) influye en la actividad y las interacciones de los microorganismos que se encuentran en el proceso, ya que, la transferencia de electrones entre especies (DIET) esta mediada por nanocables microbianos, citocromos o materiales conductores lo cuales mejoran las interacciones sintróficas entre bacterias acidogénicas y arqueas metanogénicas aumentando la producción de biogás **(Yu et al., 2019).**

En la **Figura 7** se observa cómo cambia el potencial redox (ORP) durante el período de 12 semanas de operación.

**Figura 7**

*Monitoreo semanal de potencial óxido - reducción (ORP) en biodigestores.*




*Nota*. C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

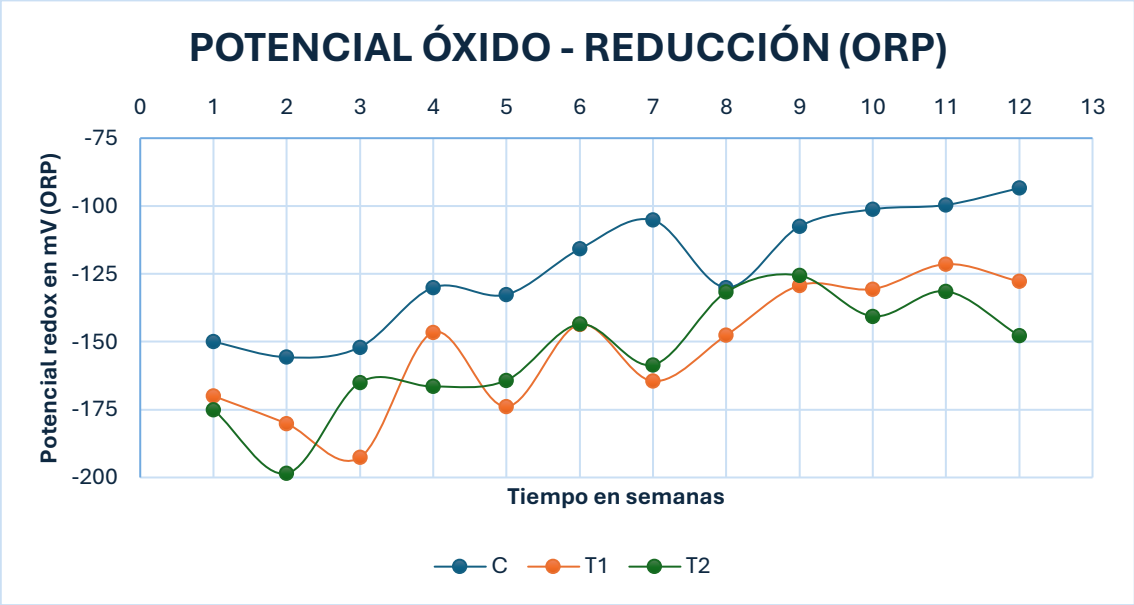
Los valores de todos los biodigestores al inicio tienen valores entre 0 y -150mV, luego durante la estabilización del sistema estos tienden a ser más negativos especialmente en los biodigestores C1 y T2 alcanzando valores de -150mV. Después de la semana 3 de la alimentación los biodigestores C1 y T2 alcanzan valores más negativos de hasta -200mV esto indica un aumento de especies redox reducidas, como menciona **Fazzino et al. (2024)** esto puede aumentar las interacciones microbianas a través de contactos directos entre células, esto puede mejorar la producción de biogás.

Por otro lado, C2 y T1 presentan picos hacia valores cercanos a -50mV, en la semana 8 todos los biodigestores tienen un incremento hacia valores menos negativos. Y finalmente a medida que las semanas transcurren los sistemas tienden a estabilizarse donde C1 y T2 mantiene valores negativos y, por otro lado, C2 y T1 tienen valores más variables. El lixiviado puede producir carbono orgánico como reductor, lo que va a mejorar las reacciones redox que disminuyen oxidantes inorgánicos como $NO_3^-$, Fe (III), Mn (IV) y $SO_4^{2-}$ esto va a provocar que también disminuya el ORP **(Kim et al., 2024)**.

La **Figura 8** ilustra la evolución del potencial redox en los vertederos biorreactores a lo largo de las 12 semanas de operación.

**Figura 8**

*Monitoreo semanal de ORP en vertederos biorreactores*




*Nota.* C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

En las primeras 3 semanas, T1 y T2 presentan condiciones más reductoras en comparación con el control, siendo estas -198 y -180 mV, respectivamente, mientras que el control se sitúa en valores aproximados a -150 mV. En T1 y T2, su comportamiento se debe a la mayor disponibilidad de

compuestos orgánicos y reductores presentes en la composición del lixiviado recirculante **(Diaz et al., 2021)**. Entre las semanas 4 y 9, las condiciones de los tres sistemas muestran fluctuaciones evidentes, siendo el control el que presenta un aumento constante hasta la semana 7, alcanzando un pico de -105 mV, lo que representa un ambiente moderadamente reducido. Por el contrario, la naturaleza oscilante de T1 y T2, refleja una mayor naturaleza dinámica del lixiviado recirculado, lo que permite introducir compuestos reductores **(Kong & Zhang, 2023)**

En las semanas finales (9 -12) el ORP tiende a estabilizarse en los tres casos, siendo el comportamiento del control más predecible en comparación con el tratamiento y su réplica. Esto debido a la diferencia química presente entre la composición del medio basal y el lixiviado. Los valores finales obtenidos en T1 y T2, menores a -125 mV mantienen un ambiente reducido en sus sistemas, lo que permite mantener la actividad bacterias metanogénicas y la producción de biogás.

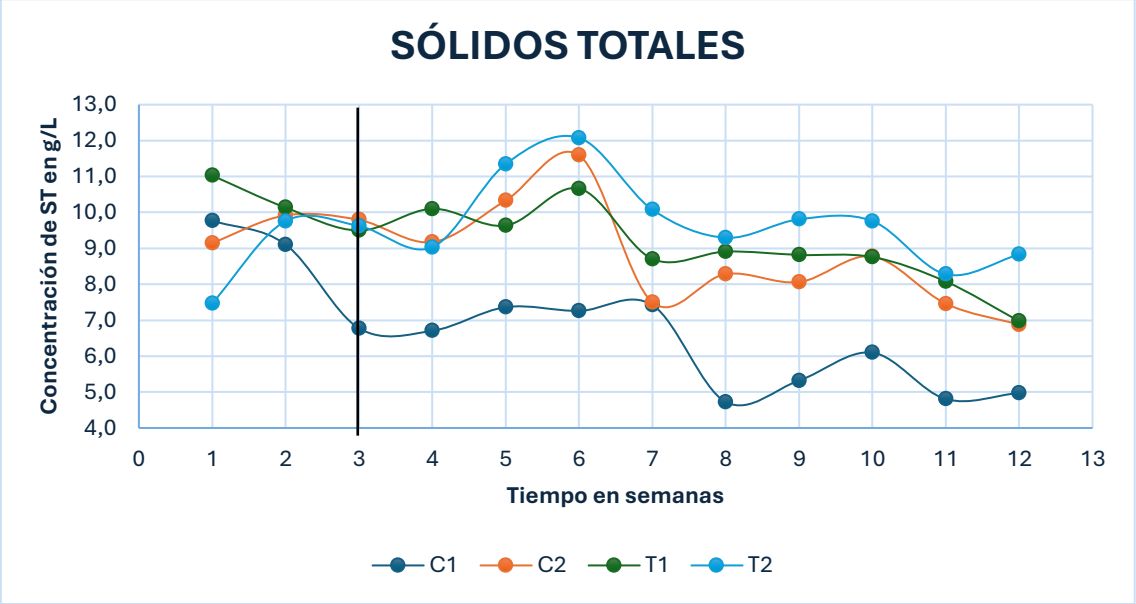
## Sólidos Totales (ST)

Los sólidos totales (ST) tienen un gran efecto en la producción de metano, según **Wang et al., (2020)** en varios estudios se menciona que el rendimiento de la producción de metano acumulada disminuyó cuando los sólidos aumentaron en un rango de 10% - 25% dentro de proceso de digestión anaerobia.

La **Figura 9** indica el monitoreo semanal de sólidos totales (ST) en los biodigestores en todo el período de operación.

**Figura 9**

*Monitoreo semanal de sólidos totales en biodigestores.*




*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

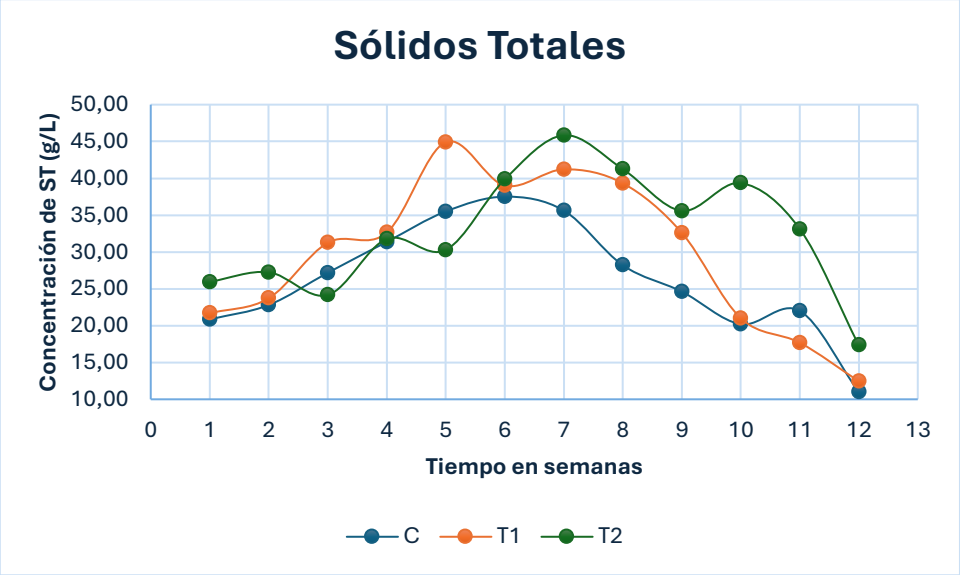
Las concentraciones de ST comienzan en 9 y 12 g/L con pequeñas variaciones entre ello, por lo que, se puede decir que la carga inicial de los sistemas fue homogénea. Durante las primeras semanas las concentraciones de ST disminuyen gradualmente, sobre todo en el C1 y T2. Luego de la alimentación en C2 y T1 tienen un incremento de ST hasta la semana 7, y C1 y T2 tienen un descenso continuo hasta alcanzar valores de 8 y 9 g/L como se menciona en el estudio de **Paramaguru et al. (2017),** el reactor el contenido de ST para producir en gran cantidad biogás debe estar en el rango de 7% - 9%.

Finalmente, los sistemas tienden a estabilizarse y se observa que C1 tiene concentraciones más bajas de ST alcanzando valores cercanos a 4 g/L, por el contrario de T1 y T2 los cuales tienden a la disminución de ST hasta alcanzar valores mínimos cercanos a 7 g/L. Según **Indren et al. (2020)** si existen concentraciones de sólidos del 20% se puede reducir 7 veces el rendimiento de producción de biogás, sin embargo, tomando en cuenta la viabilidad económica los digestores que tienen una alta cantidad de sólidos reduce costos.

La **Figura 10** muestra el monitoreo semanal de sólitos totales (ST) en los vertederos biorreactores con relación a las semanas de operación.

**Figura 10**

*Monitoreo semanal de sólidos totales en vertederos biorreactores.*




*Nota.* C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Se observa que los tratamientos 1 (t1) y su réplica (t2) los que presentan un aumento considerable en la concentración de sólitos totales alcanzando un pico máximo de 45 g/L y 46 g/l, respectivamente. Este aumento se atribuye a la liberación de partículas finas y a la materia orgánica presentes en cada vertedero biorreactor **(Abbassi et al., 2012)**. Además, la recirculación del lixiviado amplifica dicho proceso permitiendo que los sólidos previamente retenidos en los distintos materiales que forman cada columna sean redistribuidos por todo el sistema de tratamiento. El control, en contraste, presenta un aumento más moderado de sólidos totales, teniendo un pico máximo de 38 g/L en comparación con los otros tratamientos. Esto se puede explicar principalmente a la ausencia del lixiviado lo que limita la carga inicial de sólidos suspendidos en el sistema, lo que sugiere que, en ausencia de lixiviado, el sistema depende únicamente de la lixiviación de los materiales de cada sistema, siendo esta una condición limitante **(Deepanraj et al., 2015)**.

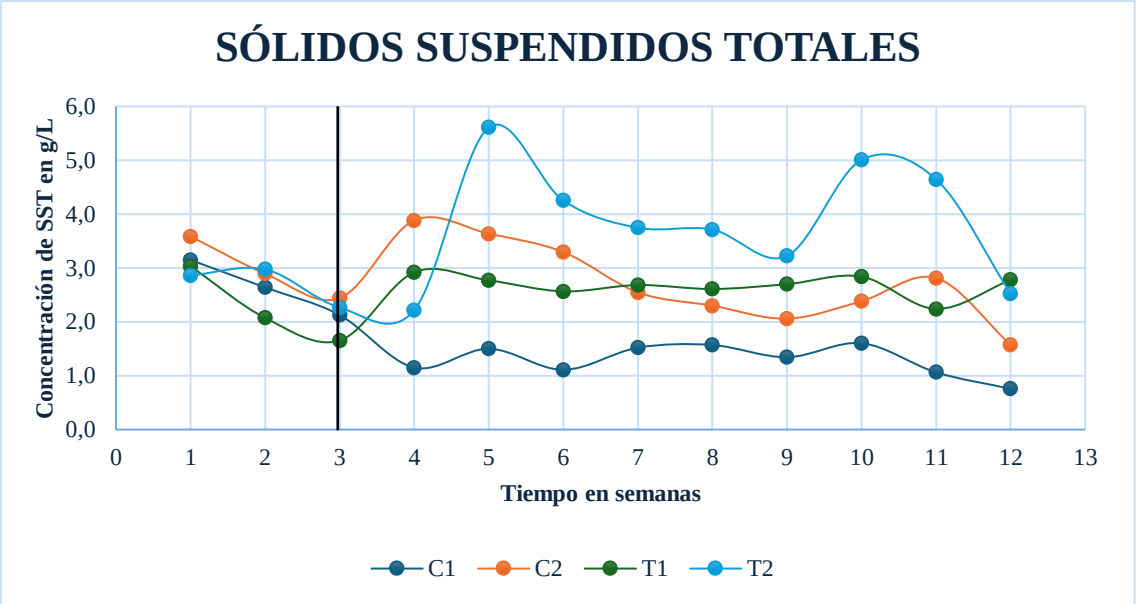
### Sólidos suspendidos totales (SST)

Según **Yang & Deng (2020)** los sólidos suspendidos totales (SST) son importantes en el proceso de digestión anaerobia, ya que, altos niveles de sólidos sobre todo mayores a 2000 mg/L presentes en las aguas residuales va a provocar que se vea afectada la transferencia de masa en el sistema, por ello, debe existir una mezcla adecuada.

En la **Figura 11** se observa el comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) en todos los biodigestores a lo largo de las semanas.

**Figura 11**

*Monitoreo semanal de sólidos suspendidos totales en biodigestores.*



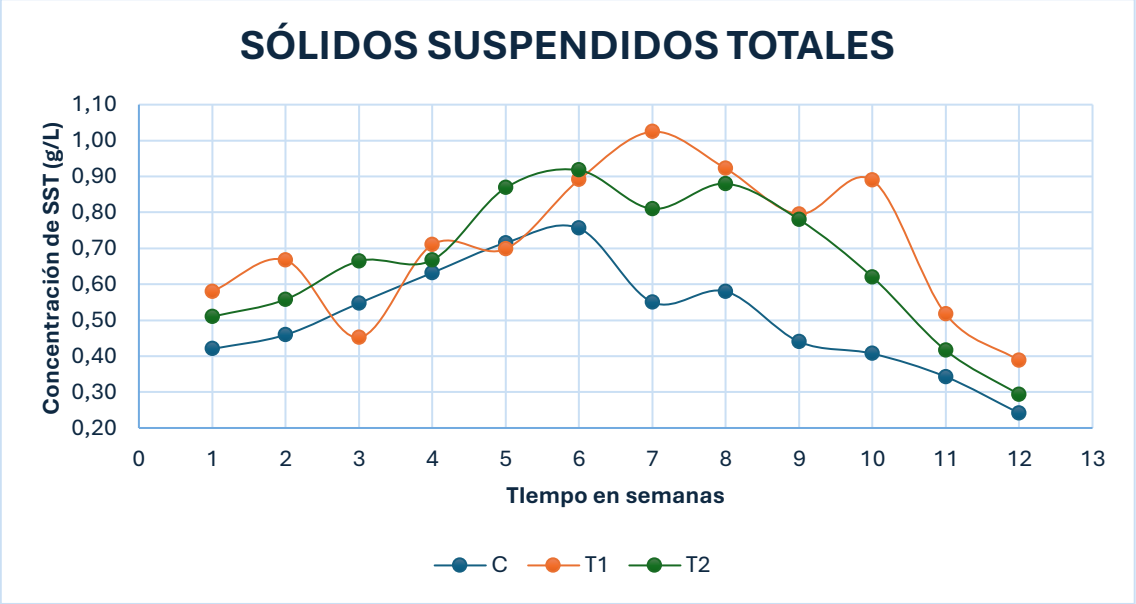

*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En la fase inicial en todos los sistemas se observa una disminución ligera de SST sobre todo T1 y T2 con valores menores a 2 g/L. Después de la alimentación con lixiviado se incrementa los SST en T1 y T2 sobre todo en las semanas 4 y 5 llegando a alcanzar valores de 5 g/L. A partir de la semana 6 los SST se estabilizan en casi todos los biodigestores, T2 presenta valores más altos de SST cercanos a 5 g/L. Finalmente en las últimas semanas los ST disminuyen hasta alcanzar valores menores a 4,0 según **Duan et al. (2016)** una baja cantidad puede ayudar a que los procesos de la digestión anaerobia la acetogénesis y metanogénesis respectivamente, se desarrollen adecuadamente mejorando así la producción de biogás.

La siguiente figura representa el comportamiento semanal de todos los vertederos biorreactores a lo largo de las 12 semanas de operación.

**Figura 12**

*Monitoreo semanal de sólidos suspendidos totales en vertederos biorreactores.*




*Nota*. C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

En la **Figura 12** se evidencia cómo durante las tres primeras semanas, los SST presentan un incremento progresivo en los 3 vertederos biorreactores. El control inicia con el valor más bajo de 0,42 g/L, lo cual refleja la escaza disponibilidad de partículas suspendidas debido a la ausencia del lixiviado recirculado, mientras que el tratamiento 1 (t1) y su réplica (t2), poseen concentraciones más elevadas de 0,58 y 0,51, respectivamente. Esto indica que la recirculación moviliza los sólidos suspendidos provenientes del lixiviado y el resto de los materiales empleado en cada columna. Además, los valores iniciales bajos resultan normales ya que los sistemas apenas han comenzado con su funcionamiento y que las partículas suspendidas aún no alcanzan un equilibrio dinámico **(Kong et al., 2021)**.

Se observan picos máximos entre las semanas 4 y 7 en los cuales el tratamiento 1 y su réplica alcanzan valores cercanos a 1 g/L, mientras que el control no supera los 0,80 g/L. Este último al tener el pico más bajo en esta etapa sugiere tener una dinámica menos activa, lo que corrobora que el control está sujeto únicamente a la liberación de partículas por lixiviación de los materiales de la columna. A partir de la semana 8, las concentraciones de SST disminuyen progresivamente en todos los casos, logrando estabilizarse para la semana 12. Este descenso resulta ser más notorio en el control teniendo una concentración muy cercana a 0,20 g/L. Dichos descensos pueden explicarse por distintos factores, entre ellos, las capas de arena y compost logran retener las partículas suspendidas reduciendo la cantidad final de SST, la sedimentación de sólidos más grandes, y la capacidad microbiana para degradar la materia orgánica presente **(Wang et al., 2020).** Este último punto puede verse afectado ya que, aunque

el control al tener la concentración de SST más baja logra reducir el peligro de sobresaturación y colapso del sistema, no deja de ser una limitante para la actividad microbiana y generación de biogás.

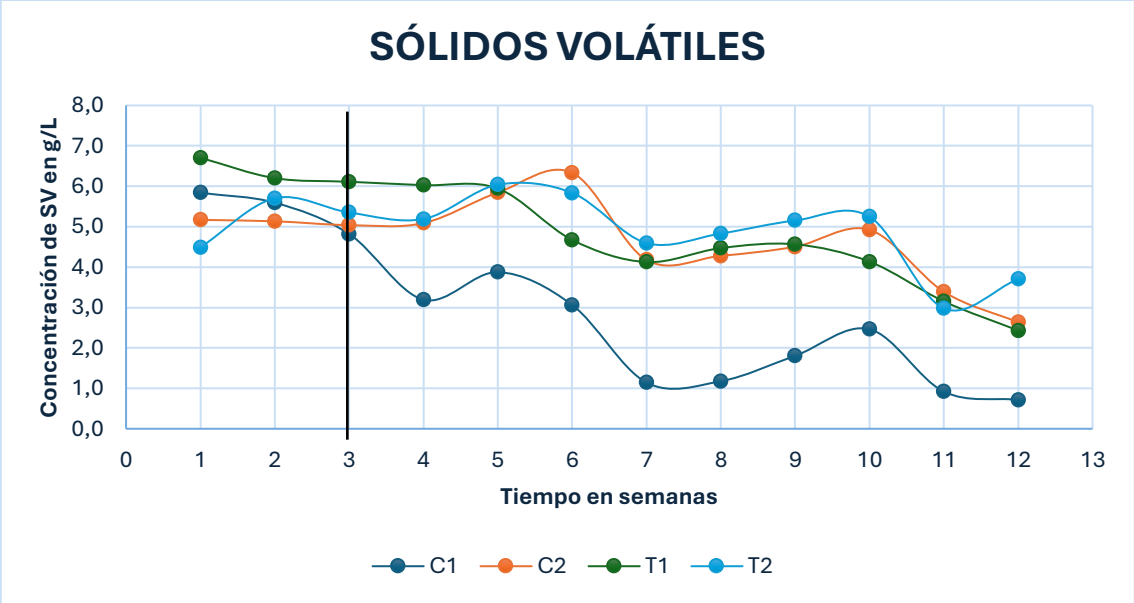
### Sólidos Volátiles (SV)

Los sólidos volátiles incluyen en su composición una alta cantidad de ácidos grasos volátiles (AGV) sobre todo en desechos vegetales. Estos desechos se utilizan en gran cantidad en el tratamiento anaeróbico por su alta concentración de materia orgánica lo cual ayuda a la producción de biogás. Cabe destacar que los sólidos volátiles constituyen aproximadamente el 90% del contenido total de sólidos en estos residuos **(Yang & Deng 2020)**.

La **Figura 13** muestra el comportamiento a lo largo de las semanas de los sólidos volátiles (SV)

**Figura 13**

*Monitoreo semanal de sólidos volátiles en biodigestores.*




*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

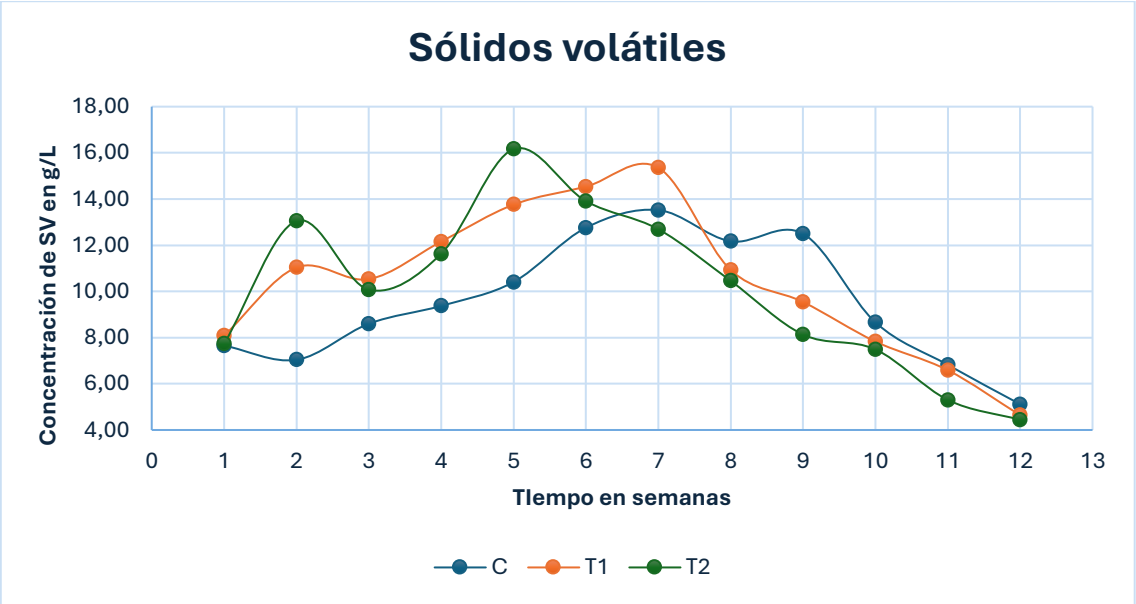
En la fase inicial donde las concentraciones de SV se mantienen constantes en todos los biodigestores los cuales alcanzan valores entre 5 y 7 g/L. Luego de la semana de alimentación se observa que el C1 y C2 presentan una disminución gradualmente, a partir de la semana 4 y desciende conforme avanzan las semanas llegando a concentraciones de 2 – 3 g/L, además se observa que el T1 y T2 también se presenta una disminución de SV, sin embargo, sus valores mínimos se mantienen entre 3 y 5 g/L. Según **Granzotto et al. (2021)** los SV corresponden a la materia orgánica presente en el sistema, por ello, si

sus valores disminuyen quiere decir que los microorganismos anaeróbicos consumen fácilmente la carga orgánica por lo que, la producción de biogás puede llegar a ser más efectiva.

La **Figura 14** muestra el monitoreo semanal de los SV en los vertederos biorreactores.

**Figura 14**

*Monitoreo semanal de sólidos volátiles en vertederos biorreactores.*




*Nota*. C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Se observa que durante las 4 primeras semanas de operación la concentración de este parámetro aumenta gradualmente, en especial en el tratamiento 1 y su réplica, llegando a registrar valores máximos de 11 y 13 g/L, respectivamente. Este incremento elevado se asocia a la recirculación del lixiviado que moviliza una mayor cantidad de materia orgánica por todo el sistema, lo que repercute también condiciones favorables para la producción de biogás **(Vargas et al., 2021).**

Entre las semanas 5 y 7 se registran los mayores picos en los tres vertederos biorreactores, no obstante, a partir de esta última se evidencia una reducción progresiva en los valores de las concentraciones hasta la semana 12. Este descenso y posterior estabilización de SV puede ser asociado a la capacidad que poseen los microorganismos metanogénicos para descomponer la materia orgánica biodegradable presente en cada sistema, además de que la recirculación y el filtrado constante pueden dificultar la cantidad de materia disponible **(Paritosh & Vivekanand, 2019).**

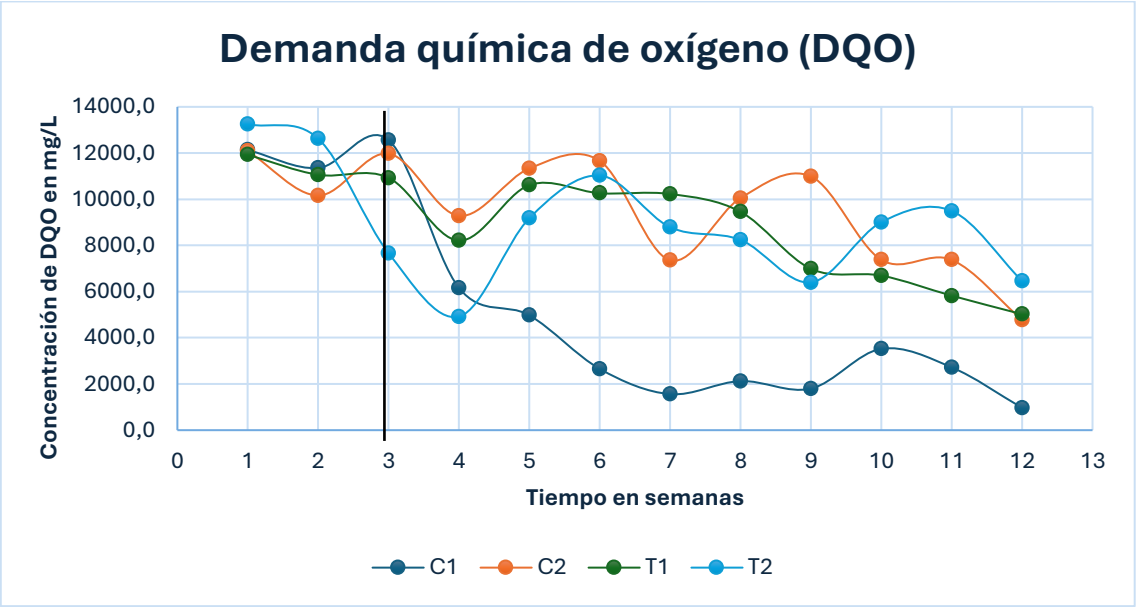
### Demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) influye directamente en el proceso de digestión anaerobia sobre todo en la eficiencia de remoción de materia orgánica y en el rendimiento de los sistemas **(Zeng et al., 2019)**.

En la **Figura 15** se observa el comportamiento semanal de la demanda química de oxígeno (DQO) en los diferentes biodigestores.

**Figura 15**

*Monitoreo semanal de DQO en biodigestores.*




*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En la fase inicial del proceso las concentraciones iniciales se encuentran dentro de los 10000 y 12000 mg/L. Luego de la alimentación los biodigestores C1 y C2 el DQO tiende a empezar a descender, sobre todo C1 alcanza valores cercanos a 2000 mg/L desde la semana 6, por otro lado, C2 alcanza concentraciones cercanas a 4000 mg/L. Además, T1 y T2 también presenta una disminución en los valores de DQO, sin embargo, en menor cantidad, alcanzando valores entre 6000 y 8000 mg/L, según **Nuhu et al. (2021)** esto indica una buena reducción de contaminación en los sistemas, y que, si el DQO aumenta, también aumenta la concentración de compuestos orgánicos oxidables y eso produciría que el medio se contamine.

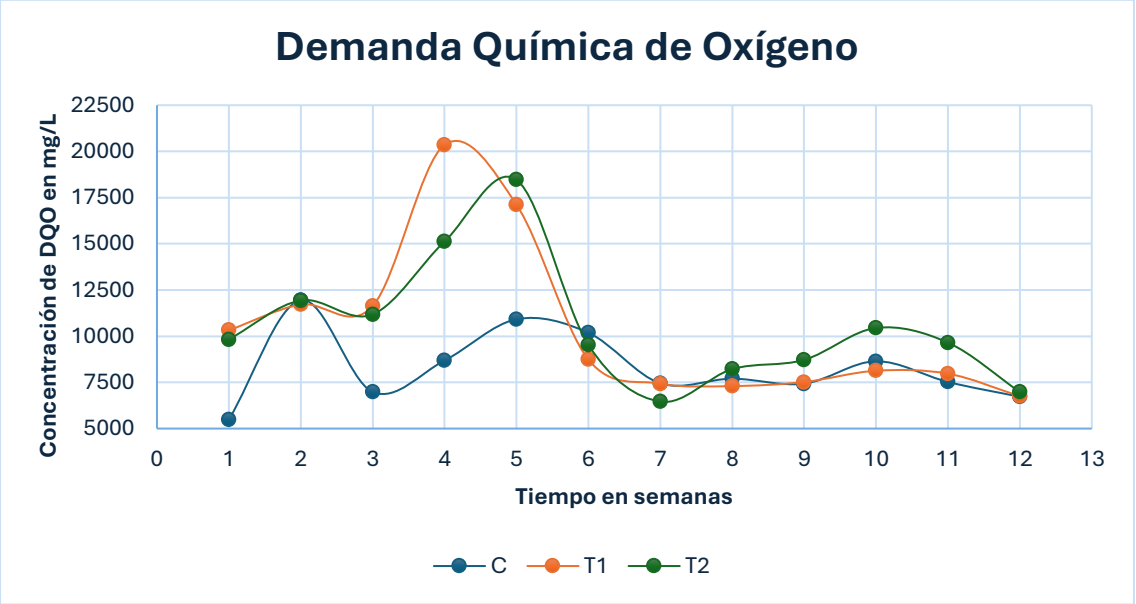
Finalmente, en las últimas semanas los sistemas ya no tienen variación en sus valores, por lo que, se puede decir que los sistemas se empiezan a estabilizar y no presentan variaciones. En el estudio de **Fulazzaky et al. (2024)** se menciona que los lixiviados pueden tener altas concentraciones de DQO el

cual puede ayudar a producir un aumento en la producción de biogás usando el proceso de digestión anaerobia de los residuos sólidos municipales.

La **Figura 16** muestra la evolución del DQO registrada durante las 12 semanas en los vertederos biorreactores.

**Figura 16**

*Monitoreo semanal de DQO en vertederos biorreactores.*




*Nota.* C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Se observa que durante las 3 primeras se genera un aumento progresivo en la concentración de cada sistema. En el caso del control, su bajo valor inicial de 5493 mg/L, en contraste con los valores cercanos a 10000 mg/L, del tratamiento 1 y su réplica, pueden ser justificados debido a la limitada cantidad de materia orgánica disponible, dependiendo de la lixiviación de los sólidos orgánicos de las capas de la columna para aumentar su concentración **(Long et al., 2021)**. Entre las semanas 4 y 5 se alcanza los valores más altos de DQO, siendo en el caso del tratamiento 1 20000 mg/L, y su réplica 18000 mg/L, mientras que en el control su valor más alto registrado es cercano a 12000 mg/L. Estos picos representan el momento máximo de lixiviación de todos los componentes de cada vertedero biorreactor hacia el lixiviado impulsado por su recirculación constante. Además, los microorganismos anaerobios durante las primeras semanas descomponen los compuestos orgánicos complejos, como carbohidratos, proteínas y grasas, en moléculas más sencillas como azúcares, aminoácidos y ácidos grados, lo que de igual manera ocasiona un aumento del DQO **(Masebinu et al., 2019).**

A partir de la semana 5 en adelante, se contempla un descenso notorio en cada sistema finalizando en una estabilización hacia la semana 12, presentando un DQO final cercano a 6000 m/l en los tres sistemas. Esta disminución se justifica debido a la que las bacterias metanogénicas consumen los productos descompuestos en las semanas previas para transformarlos en metano y dióxido de carbono, evitando la acumulación excesiva de ácidos grasos volátiles y generando una disminución significativa de la DQO **(Van et al., 2019).**

Usando los datos recolectados de los sistemas de tratamiento, vertederos biorreactores y biodigestores, a continuación, se presentan los análisis estadísticos pertinentes. Estos análisis buscan evaluar la eficacia de los tratamientos en la reducción de la DQO (Demanda Química de Oxígeno) a lo largo del tiempo, permitiendo identificar diferencias significativas entre los métodos empleados y su evolución durante las semanas del estudio.

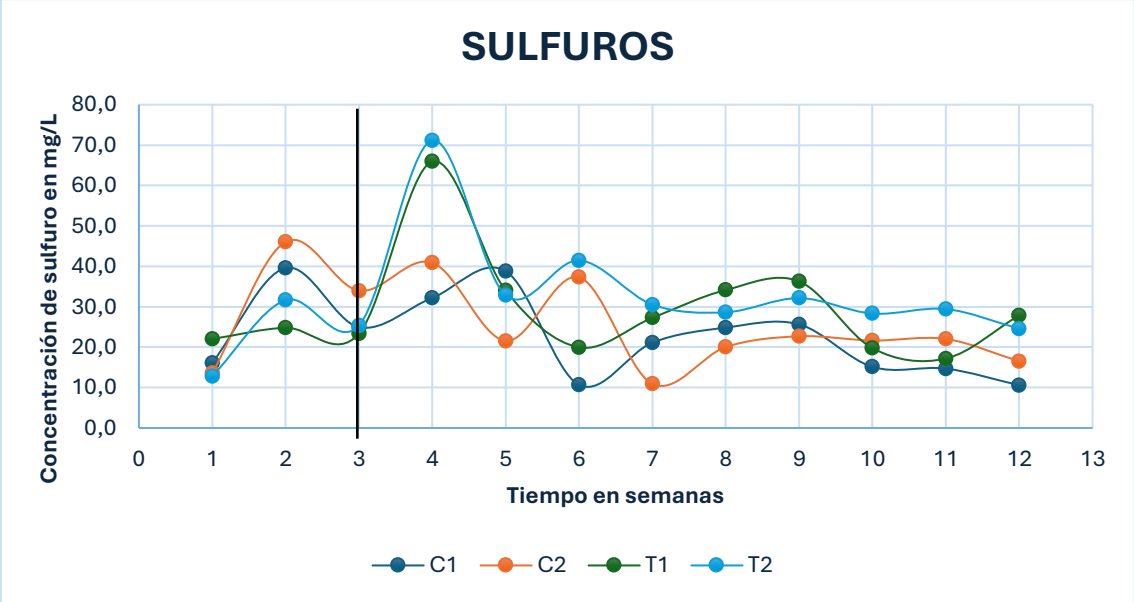
## Sulfuro

En lodos activados el azufre se encuentra principalmente en forma de azufre orgánico, sulfato y sulfuro, el cual favorece a la producción de $H_2S$ que es considerado como impureza en el biogás. Este compuesto es nocivo para las personas y corrosivo en materiales metálicos **(Mutegoa & Sahini, 2023).**

En la **Figura 17** se observa el comportamiento semanal de sulfuro en los biodigestores.

**Figura 17**

*Monitoreo semanal de sulfuro en biodigestores.*



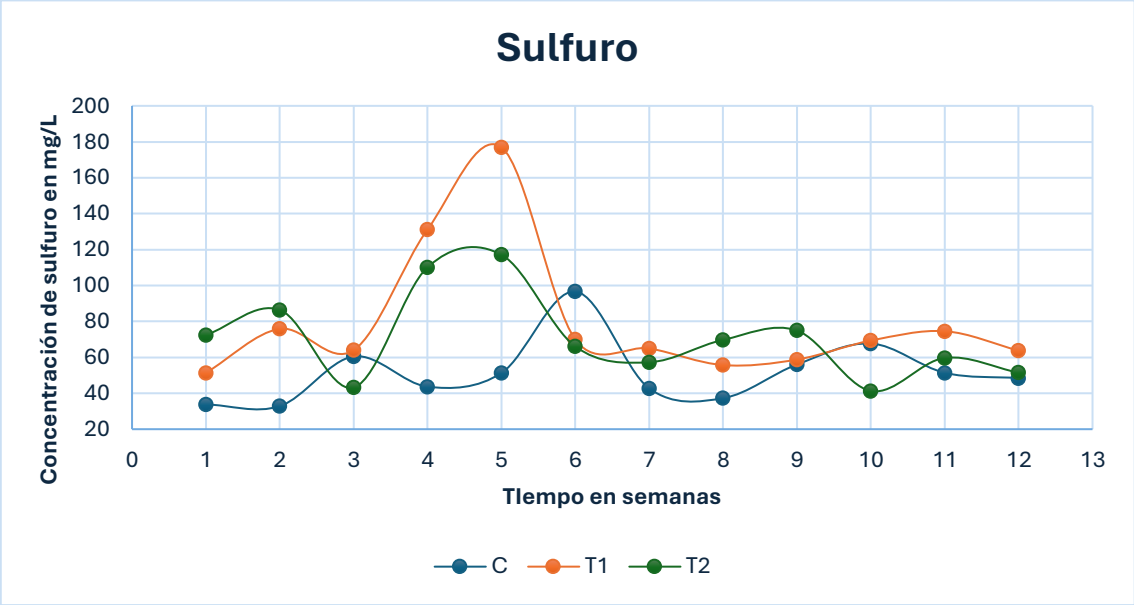

*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En las primeras semanas los sulfuros de todos los sistemas van aumentando gradualmente alcanzando valores entre 20 y 40 mg/L. Luego de la alimentación se observa un aumento significativo de sulfuros donde en la semana 4, T1 y T2 alcanzan los valores máximos con valores entre 50 – 70 mg/L, según **Vargas et al. (2023)** concentraciones aproximadas de 50 mg/L puede llegar a ser tóxicas para microorganismos metanogénicos que no se aclimataron inicialmente, y esto puede producir una inhibición en el proceso. Por otro lado, C1 y C2 alcanzan valores cercanos a 40 mg/L. A partir de la semana 5 los niveles de sulfuro disminuyen en todos los biodigestores y se estabilizan en valores entre 10 – 30 mg/L. Los biodigestores C1 y C2 tienen mayores picos de sulfuros y una disminución significativa en las últimas semanas, al contrario de T1 y T2 los cuales a pesar de que tiene concentraciones estables presenta valores altos hacia el final. Es importante verificar la disminución de sulfuros, ya que, los sustratos que se utilizan pueden tener altas cantidades de azufre como proteínas y cuando estas se digieren se forma sulfuro de hidrógeno ($H_2S$) el cual afecta la actividad de microorganismos **(Hashemi et al., 2022)**.

La **Figura 18** muestra las concentraciones de sulfuro registradas a lo largo de las 12 semanas en los vertederos biorreactores.

**Figura 18**

*Monitoreo semanal de sulfuro en vertederos biorreactores*




*Nota.* C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Se observa que durante las 4 primeras, el sulfuro aumenta significativamente con relación al valor inicial. En el caso del control, este presenta una concentración inicial de 33 mg/L, mientras que el tratamiento 1 y su réplica, 51 y 72 mg/L, respectivamente. Este crecimiento inicial, está relacionado

directamente con las bacterias reductoras, que transforman el sulfato ($SO_4^{2-}$) en sulfuro bajo condiciones anaerobias **(Masebinu et al., 2019).** En la semana 5, se observa los valores máximos de sulfuros en el tratamiento 1 y su réplica, siendo 179 mg/L y 120 mg/L, respectivamente. En la semana 6, el control registra su valor máximo de 96 mg/L, siendo este el más bajo y el que presenta menos variabilidad y crecimiento. Estos picos reflejan el flujo de sulfatos desde las capas de filtrado hacia el lixiviado recirculado, lo que favorece la actividad de las bacterias reductoras. De este modo, la mayor actividad metabólica de las bacterias reductoras presentes en el tratamiento 1 y su réplica, puede ser explicada a razón que existe una mayor disponibilidad de compuestos orgánicos capaces de donar electrones **(Lu et al., 2020).**

A partir del final de la semana 7, las concentraciones de sulfuro inician a disminuir gradualmente hasta que todos los valores finales se aproximan a 50 mg/L. Estos descensos se atribuyen a distintos factores, entre ellos, el sulfuro producido tiende a precipitarse al reaccionar con metales como el hierro, formando compuestos insolubles como el sulfuro de hierro. Otro factor radica en que a medida que el tratamiento biológico avanza, la lixiviación del sulfato desde las capas de los componentes se reduce, limitando así la producción de sulfuro. Dicha limitación, puede ser conveniente ya que, concentraciones demasiado elevadas pueden ser tóxicas para las bacterias metanogénicas y contribuir a la generación de ácido sulfhídrico en el biogás, el cual es un componente que limita el uso (**Yin et al., 2019)**

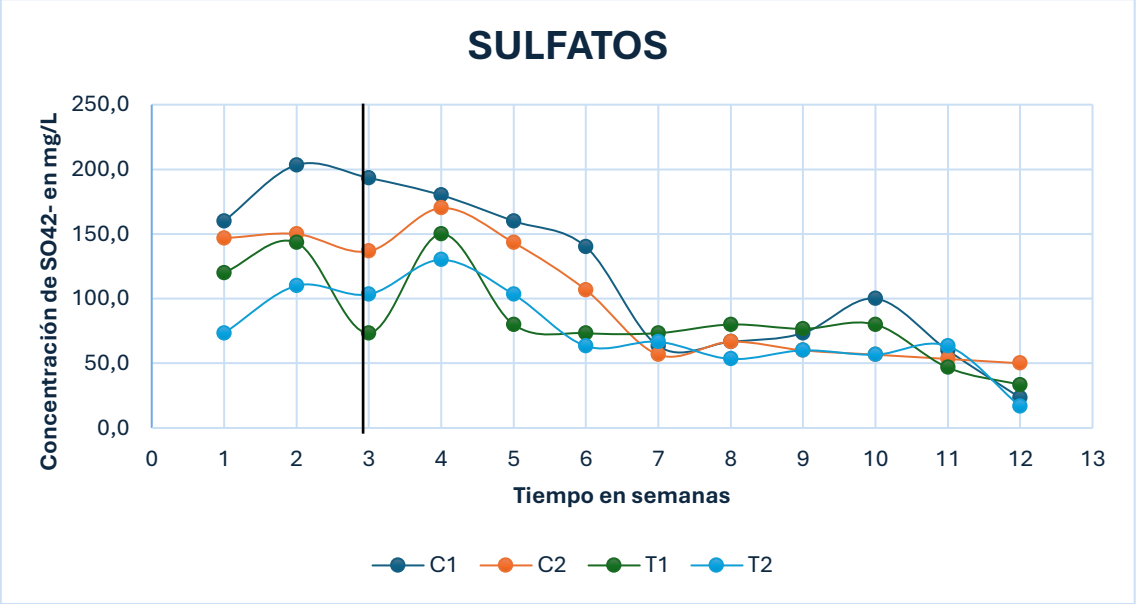
**Sulfatos**

Altas concentraciones de sulfatos en los sustratos pueden favorecer un incremento en la proliferación de bacterias reductoras de sulfato (SRB), responsables de transformar el sulfato en sulfuro. En entornos con altas concentraciones de sulfatos, las SRB pueden competir con los microorganismos metanogénicos por recursos como el acetato y el hidrógeno molecular ($H_2$), debido a su elevada afinidad por estos sustratos y su capacidad para alcanzar mayores tasas de crecimiento **(Huang et al., 2024)**.

En la **Figura 19** se observa el comportamiento de sulfatos ($SO_4^{2-}$) en los biodigestores a lo largo de las 12 semanas de operación.

**Figura 19**

*Monitoreo semanal de sulfatos en biodigestores.*



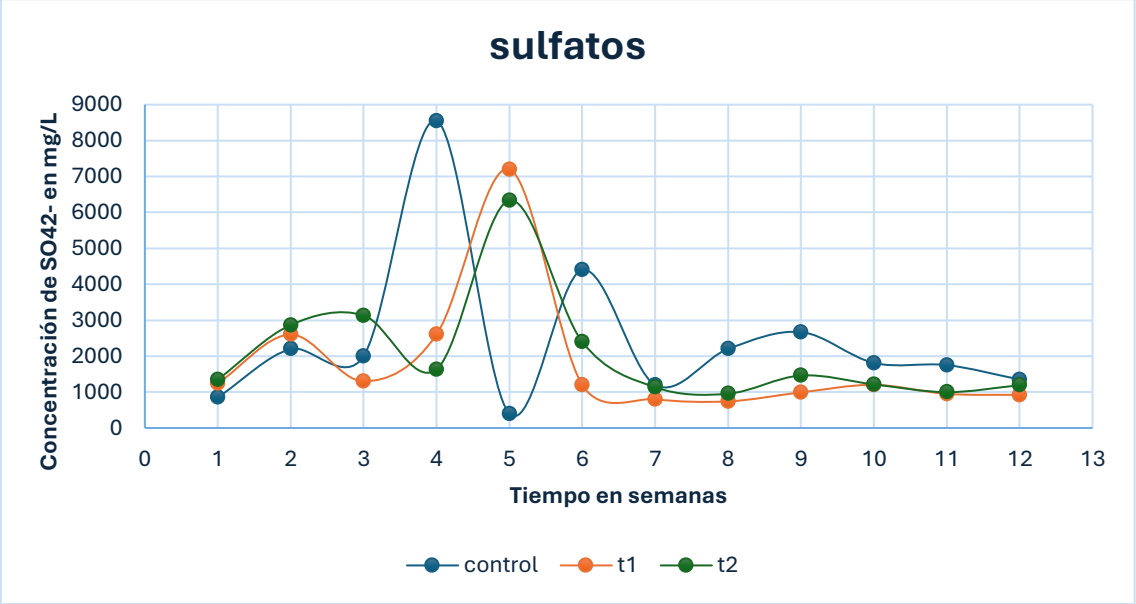

*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En las primeras semanas todos los sistemas inician con concentraciones entre 100 – 150 mg/L las cuales tienen pocas variaciones, luego de la alimentación en la semana 4 todos los sistemas alcanzan valores similares cercamos a 150 mg/L de ($SO_4^{2-}$), como menciona **Hashemi et al. (2022)** altas cantidad de sulfato pueden provocar la inhibición del proceso de digestión anaerobia debido a que, las bacterias que reducen el sulfato (SRB) van a competir con los donadores de electrones presentes en la actividad metanogénica y esto va a provocar la producción de sulfuro de hidrógeno $H_2S$ que es perjudicial para el proceso. A partir de la semana 5 los valores de los sistemas empiezan a descender significativamente hasta la semana 12 donde los valores terminan cercanos a 50 mg/L.

La **Figura 20** muestra la dinámica de los sulfatos en los vertederos biorreactores a lo largo de las 12 semanas de operación.

**Figura 20**

*Monitoreo semanal de sulfatos en vertederos biorreactores*




*Nota*. C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Se observa que en las 4 primeras semanas se presenta un incremento elevado en todos los sistemas, siendo el control el más notorio alcanzando una concentración máxima de 8000 mg/L con la recirculación del medio basal. En contrate, el tratamiento 1 y su réplica muestran picos más bajos, aproximadamente de 7000 y 6000 mg/L, respectivamente. Dicho comportamiento por parte del control puede justificarse a razón que presenta una menor cantidad de bacterias reductoras de sulfato, mientras que en los otros sistemas la recirculación de lixiviado promueve una mayor actividad microbiológica **(Lackner et al., 2020).**

A partir de la semana 5, se genera una reducción drástica de los sulfatos en todos los sistemas, en especial en el tratamiento 1 y su réplica, para finalmente en las semanas finales estabilizarse en un rango entre 1000 y 2000 mg/L, con diferencias mínimas. Esta estabilización final infiere que la mayoría de los sulfatos disponibles en los sistemas han sido consumidos y transformados en sulfuro.

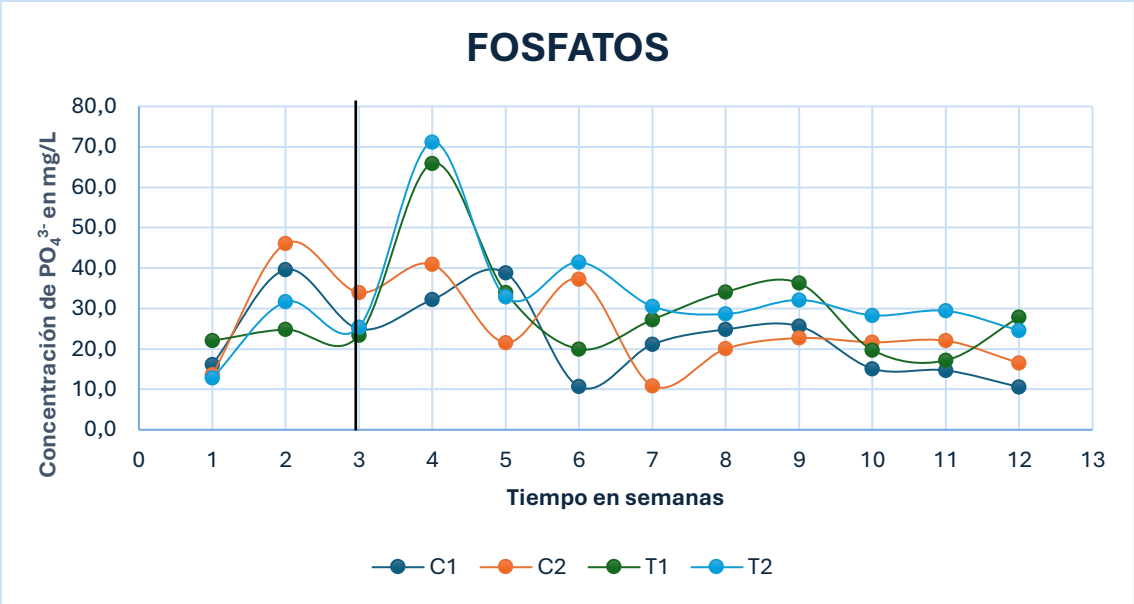
## Fosfatos

En las aguas residuales no tratadas se encuentra presente el fósforo los cuales varían en concentraciones entre 10 – 15 mg/L, para reducir las cargas sobre todo de fosfatos en las plantas de tratamiento se utilizan métodos como precipitación química y fósforo biológico **(Cheng et al., 2017)**

En la **Figura 21** se observa el comportamiento semanal durante las 12 semanas de operación de fosfatos ($PO_4^{3-}$) en todos los biodigestores.

**Figura 21**

*Monitoreo semanal de fosfatos en biodigestores.*



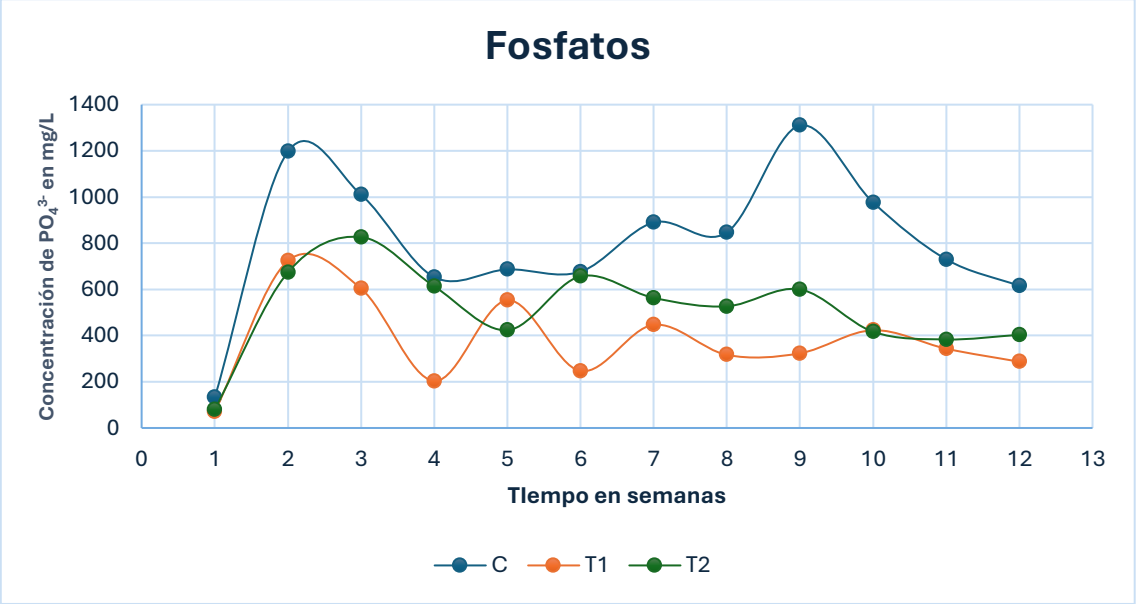

*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

Se observa que todos inician con concentraciones similares entre 10 – 20 mg/L de $PO_4^{3-}$, sin embargo, al transcurrir las semanas se observa variaciones notables. A la semana 4 después de la alimentación se observa que T1 y T2 aumentan abruptamente sus concentraciones de $PO_4^{3-}$ pero al continuar con las semanas sus valores van disminuyendo hasta alcanzar concentraciones entre 10 – 30 mg/L en todos los biodigestores, es importante la disminución de fosfatos ya que, altas concentraciones puede provocar la eutrofización en sistemas acuáticos, es decir, un enriquecimiento excesivo de nutrientes sobre todo de nitrógeno y fósforo, esto puede provocar la destrucción de la vida acuática, por ello es importante reducción de fosfatos en aguas residuales **(Liu et al., 2019).** A niveles menores a 6,0 de pH dentro de un biodigestor, puede ayudar a que hasta el 80% de P total se solubilice como $PO_4$, sin embargo, esto puede reducir la producción de metano **(Latif et al., 2018).**

La **Figura 22** demuestra la evolución de la concentración de fosfatos ($PO_4^{3-}$ ) en los vertederos biorreactores en las 12 semanas de funcionamiento.

**Figura 22**

*Monitoreo semanal de fosfatos en vertederos biorreactores.*




*Nota*. C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Durante las dos primeras semanas, las concentraciones de fosfatos aumentan constantemente, siendo el control el que presenta un incremento más pronunciado con un valor cercado a 1300 mg/L, mientras que el tratamiento 1 y su réplica, poseen valores próximos a 700 mg/L. Este comportamiento inicial se atribuye a una lixiviación del fósforo desde los materiales de cada sistema **(Xi et al., 2023)**. En el caso del control, este tiende a tener valores más altos debido a que la ausencia de recirculación del lixiviado propicia una acumulación de fosfato, siento esto una limitante para la redistribución en el sistema. En las semanas intermedias (4-8), el control muestra una reducción moderada hasta situarse entre 600 y 800 mg/L, mientras que los sistemas restantes un descenso más veloz, logrando mantenerse en un rango entre 400 y 600 mg/L. Esta reducción se explica debido al consumo microbiológico, ya que los fosfatos son usados como fuente de nutrientes para su crecimiento y metabolismo de los microorganismos **(Yuan et al., 2012).**

A partir de la semana 9 las concentraciones de fosfatos tienden a estabilizarse, aunque con diferencias significativas entre ellas. Esta estabilización representa el equilibrio existente entre la liberación del fósforo residual de las capas de los vertederos biorreactores, el consumo biológico y la eliminación química, siendo el tratamiento 1 y su réplica, los sistemas que obtuvieron un mejor desempeño en la reducción y estabilización de fosfatos.

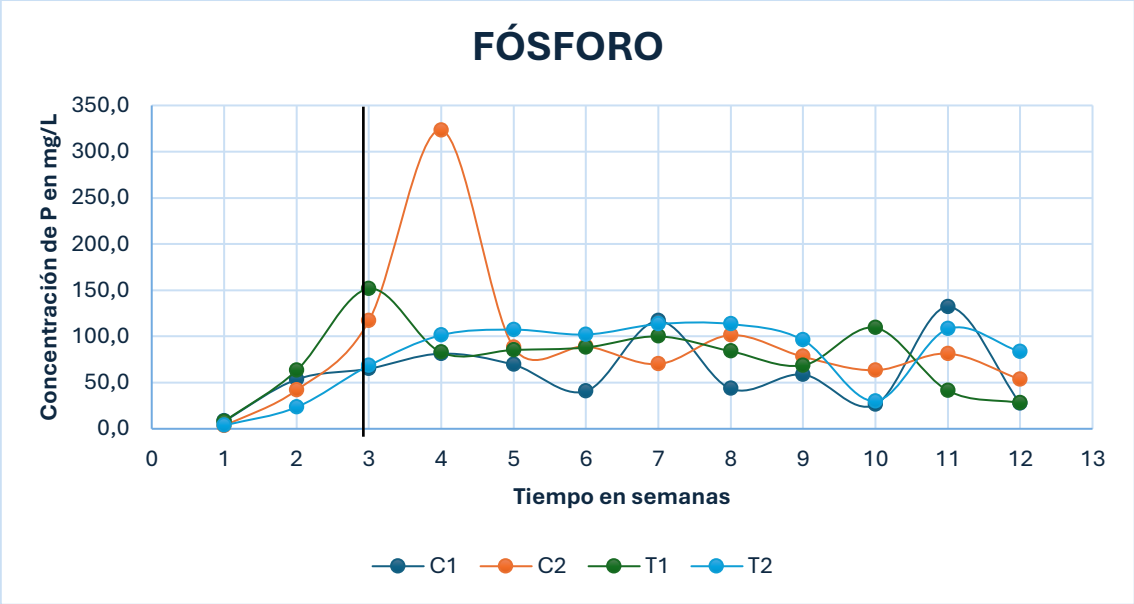
**Fósforo**

El fósforo (P) es un mineral que se encuentra en aguas residuales por lo general, llegan por el uso de fertilizantes fosfatados en las actividades agrícolas. Sin embargo, es usado en gran cantidad en la minería por ello, se utilizan tecnologías para la recuperación de P debido a que, su uso en gran escala se puede convertir en un problema ambiental, social y económico **(Zhang et al., 2021).**

En la **Figura 23** se observa el comportamiento semanal de fósforo (P) en los biodigestores durante todas las semanas de operación.

**Figura 23**

*Monitoreo semanal de fósforos en biodigestores.*



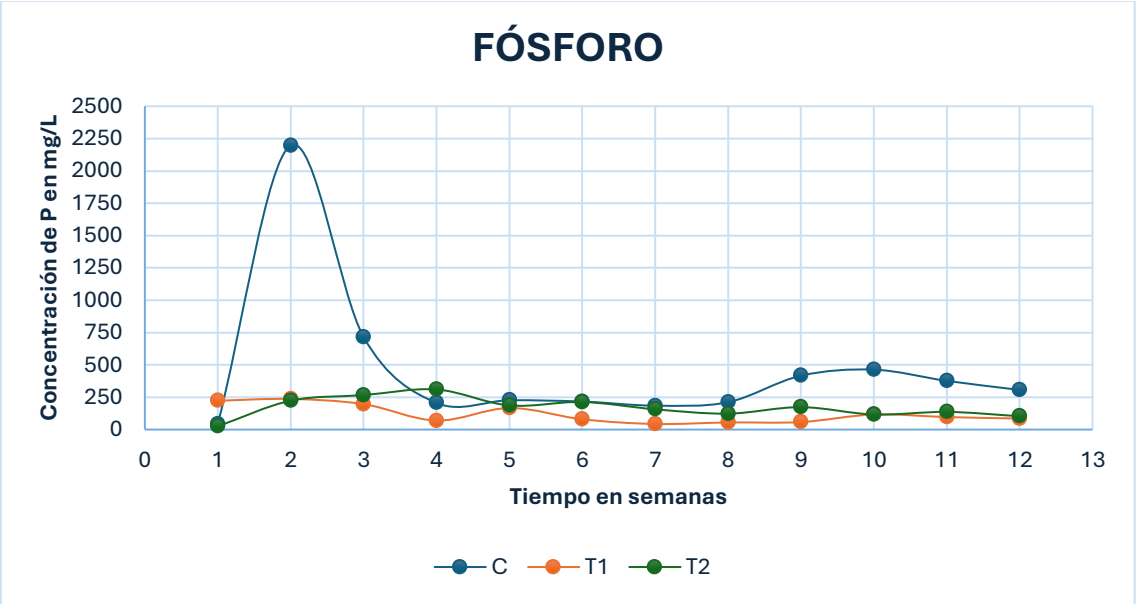

*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En las primeras semanas las concentraciones de P son bajas entre 3 – 8 mg/L de P y aumenta gradualmente hasta la semana 3. Luego de la alimentación en biodigestor C2 tiene un aumento significativo en donde alcanza valores aproximadamente de 300 mg/L, por otro lado, C1, T1 y T2 mantienen valores entre 50 – 100 mg/L de P. Con el pasar de las semanas los valores de P tienen valores menores a 150 mg/L y en las últimas semanas los valores se mantienen bajos constantemente. En un estudio de **Wang et al. (2024)** al aplicar un pretratamiento térmico los valores de fósforo disminuyeron a valores aproximados de 11 mg/L, eso quiere decir que el tratamiento aumenta la solubilización de fósforo permitiendo que se encuentre más disponible en la fase líquida para procesos bioquímicos y aumentando la producción de biogás.

La **Figura 24** presenta los resultados obtenidos del monitoreo semanal del P durante las 12 semanas de experimentación.

**Figura 24**

*Monitoreo semanal de fósforo en vertederos biorreactores.*




*Nota*. C: control, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

El control presenta un incremento significativo, alcanzando un foco máximo de 2,196 mg/L, mientras que el tratamiento 1 y su réplica presentan concentraciones más bajas, logrando estabilizarse en valores entre 100 y 200 mg/L. La particularidad de que el control sea mucho más elevado que el resto de los sistemas, se puede explicar a razón que, existe liberación de fósforo proveniente de la composición del medio basal, motivo por el cual en el tratamiento y su réplica tienen una distribución más homogénea, evitando una excesiva acumulación y generando valores más estables **(Masebinu et al., 2019).**

A partir de la semana 5, las concentraciones de fósforo tienden a ser estables en todos los sistemas, lo cual refleja una vez el equilibrio alcanzado entre la liberación residual del fósforo del medio basal, componentes de los sistemas y el consumo biológico, demostrando además que la recirculación del lixiviado en tratamiento 1 y su réplica, facilita el consumo y eliminación de fósforo **(Jiménez et al., 2020)**. No obstante, el control, al depender mayormente de la concentración del medio basal, presenta una acumulación inicial excesiva lo cual puede repercutir en una reducción menos efectiva en un tiempo más alargado.

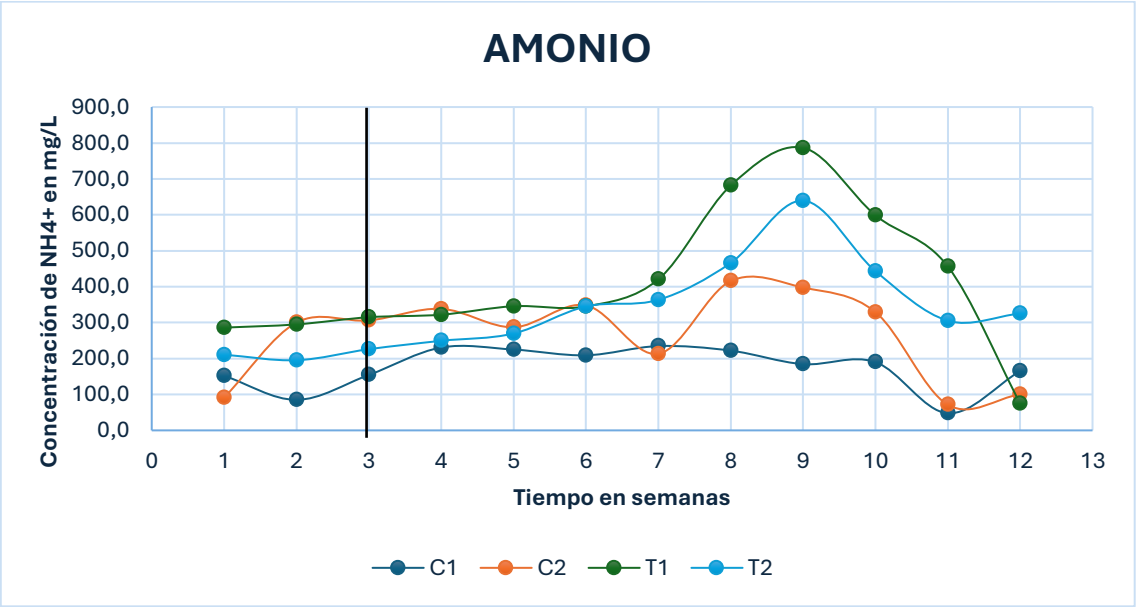
## Amonio

Un elemento importante en los procesos de digestión es el nitrógeno, esto debido a que es esencial para la formación de proteínas, ácidos nucleicos o enzimas, se lo puede encontrar en diversos desechos orgánicos como desechos orgánicos, de animales, residuos sólidos, entre otros. Algunos pueden tener una mayor cantidad lo cual puede causar contaminación en cuerpos de agua, es por ello que, se trata de buscar una manera eficaz de la reducción de estos compuestos **(Mohammadkhani et al., 2024).**

En la **Figura 25** se observa el comportamiento semanal de amonio ($NH_4^+$) en los biodigestores, a lo largo de las 12 semanas de operación.

**Figura 25**

*Monitoreo semanal de amonio en biodigestores.*




*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

Las primeras semanas los valores de $NH_4^+$ se mantienen estables entre concentraciones de 100 – 300 mg/L, estas concentraciones pueden a mantener los sistemas estables hasta el inicio de su proceso, ya que, **Lee et al. (2019)** mencionan que el amonio reacciona con el dióxido de carbono ($CO_2$) y forma bicarbonato de amonio el cual puede disminuir la acidez y mantener un pH en el rango adecuado. Sin embargo, es importante evitar el exceso de formación de amonio en el sistema ya que, este puede inhibir el proceso de digestión.

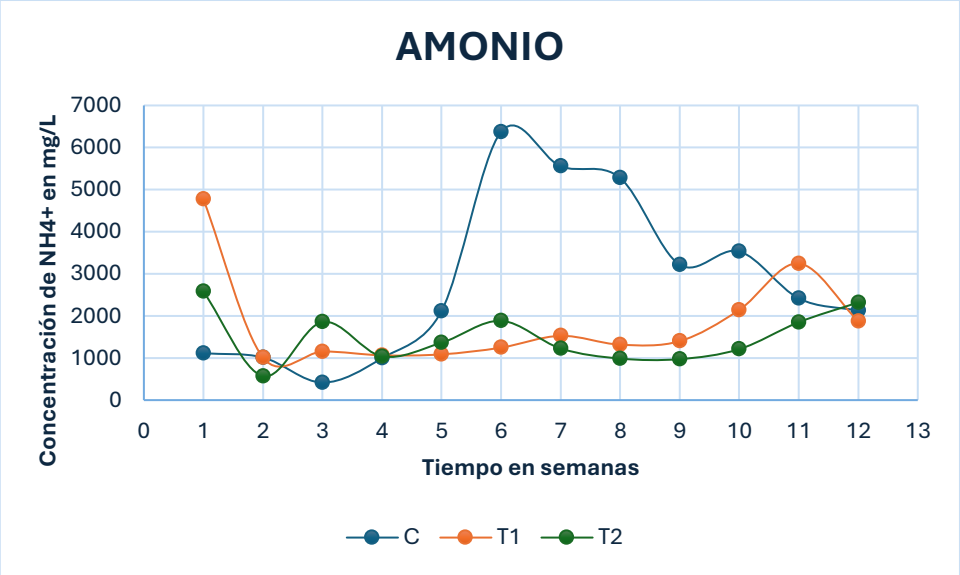
Después de la alimentación los valores en todos los biodigestores no cambiaron significativamente. A la semana 8 los valores de amonio comenzaron a aumentar sobre todo en el biodigestor T1 y T2. Sin embargo, al llegar a las últimas semanas, se puede observar una disminución de $NH_4^+$. La cantidad de

$NH_4^+$ afecta el rendimiento de la producción diaria de metano, en el estudio realizado por **Meng et al. (2024)** la influencia de una concentración inicial de 5000 mg/L de amonio en un proceso de digestión anaerobia tuvo una gran producción de biogás a diferencia de otro reactor en el que se incorporaba electrodiálisis.

La **Figura 26** presenta la evolución de las concentraciones de amonio ($NH_4^+$) en los vertederos biorreactores.

**Figura 26**

*Monitoreo semanal de amonio en vertederos biorreactores.*




*Nota*. C1: control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

Se observa que durante las 3 primeras semanas se genera un incremento gradual en T1 y t2, teniendo picos de 1150 y 1850 mg/L, respectivamente. En contraste, el control demuestra un comportamiento más moderado manteniendo valores entre 1000 y 2000 mg/L. Este incremento inicial se debe a la descomposición de la materia orgánica, la cual libera amonio como subproducto. En T1 y T2, la recirculación del lixiviado facilita la movilización de los compuestos nitrogenados, mientras que en el control estos tienden a acumularse debido a la naturaleza del medio basal empelado **(Chamem et al., 2020).**

Entre las semanas 4 y 8 se muestran valores contrastantes entre el control y los tratamientos. En el control, la concentración de amonio sufre un incremento drástico, llegando a un valor máximo aproximado a 6000 mg/L, mientras que en T1 Y T2, las concentraciones se mantienen estables cercanas a 1000 mg/L. Esto sugiere que los tratamientos, además de tener una mejor actividad microbiológica favorecida por la recirculación del lixiviado, también promueven un entorno homogéneo y dinámico.

Finalmente, en las últimas semanas, las concentraciones de amonio en los tres sistemas tienden a estabilizarse en el rango de 1800 a 2500 mg/L. Este comportamiento final representa el equilibrio alcanzado entra la liberación de amonio y su consumo por parte de los microorganismos presentes en el sistema (**Varnero, 2011)**. No obstante, T1 yT2 muestran una estabilización más temprana, lo que evidencia una mejor eficacia de eliminación y control de este parámetro.

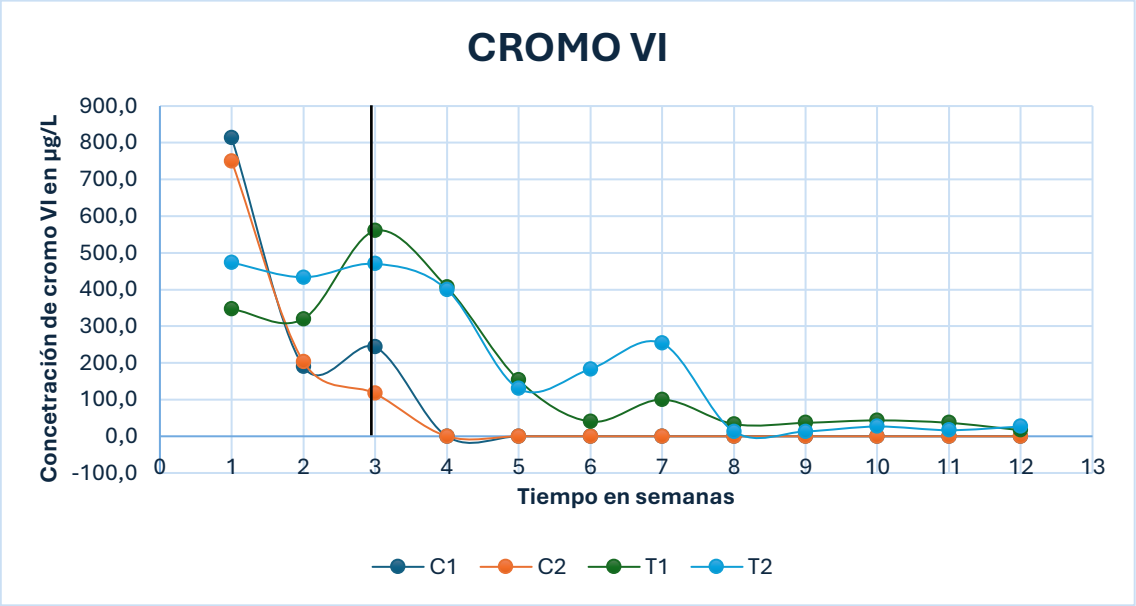
## CROMO VI

El cromo en su forma hexavalente (Cr VI) es un compuesto extremadamente tóxico y cancerígeno, el cual se encuentra en diferentes aguas residuales sobre todo industriales, con frecuencia en concentraciones excesivas a los límites **(Ociński et al., 2021)**. Por ello, se busca diversos tratamientos que puedan remover efectivamente, principalmente procedimientos biológicos que son de bajos costos.

La **Figura 27** representa

**Figura 27**

*Monitoreo semanal de Cromo VI en biodigestores*



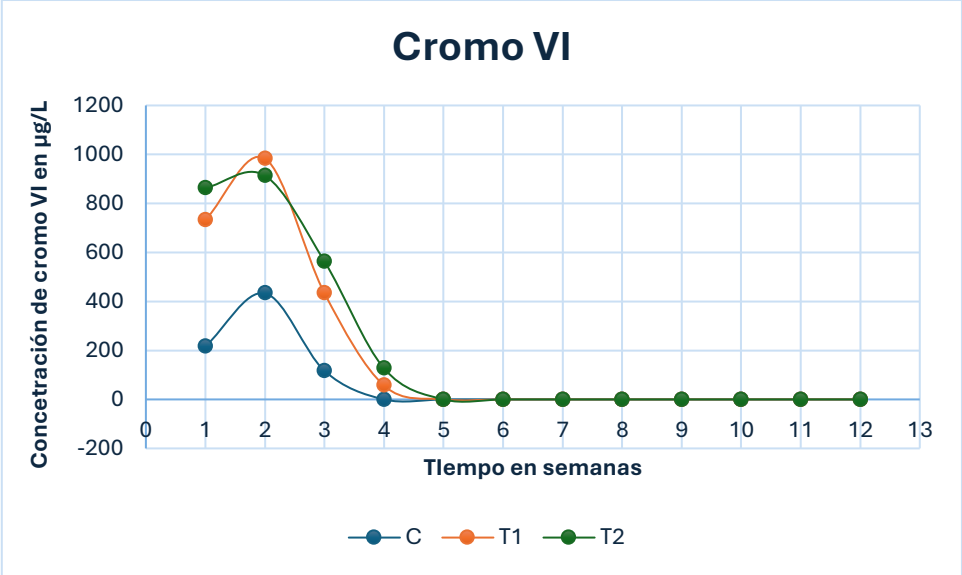

*Nota*. C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

Se puede observar en la **Figura 27** el comportamiento semanal de Cromo VI (Cr VI) al inicio del proceso se observa que los biodigestores inician con concentraciones máximas de hasta 800 µg/L y mínimas de 300 µg/L como menciona **Wang et al. (2024)** la alta presencia de Cr (VI) puede llegar a tener un comportamiento tóxico para los microorganismos e inhibir sus procesos reductores, sobre todo para bacterias reductoras de Cr (VI) como son *Comanonas testosteroni*, *Bacillus spp.* y *Geobacter spp.*

En la segunda semana los valores de Cr VI disminuyen, y así tiene un similar comportamiento hasta la semana 3, luego de la alimentación se observa que los valores disminuyen, sobre todo en C1 y C2 llegan a valores de 0 a partir de la 4 semana. Por otro lado, T1 y T2 mantienen valores menores a 50 µg/L y en las últimas semanas estos valores incluso disminuyen casi hasta llegar a 0. La disminución de Cr (VI) hasta llegar a valores nulos, según **Sun et al. (2024)** puede deberse a que, durante las primeras semanas de inicio de los sistemas se produce un proceso de aclimatación en donde las bacterias resistentes a Cr sobreviven en el medio y pueden empezar a reducir el Cr (VI) a Cr (III).

**Figura 28**

*Monitoreo semanal de Cromo VI en vertederos biorreactores*




*Nota*. C1: control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

En la Figura 28 se muestra la evolución de las concentraciones de como VI en los vertederos biorreactores. T1 y T2 presentan concentraciones iniciales altas de 730 y 860 µg/L, respectivamente, y mientras que el control un valor bajo de 210 µg/L. En el caso de T1 y T2, estas concentraciones iniciales y su incremento gradual se las atribuyen al mayor flujo de metales pesados propiciado por la recirculación del lixiviado, el cual facilita la solubilización y distribución del cromo VI por todo el sistema **(He et al., 2021)**. Por el contrario, control al poseer únicamente medio basal recirculante, este genera un entorno menos dinámico, limitando el flujo del cromo VI, resultando en concentraciones iniciales más reducidas y un crecimiento más lento.

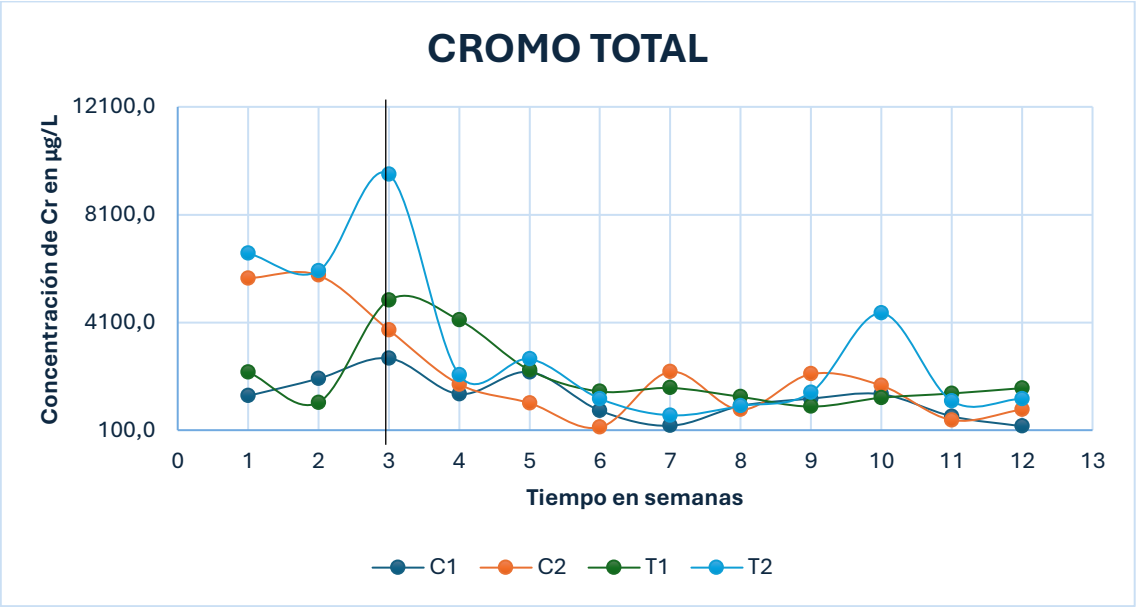
Durante de la semana 3, se evidencia una disminución drástica y constante en todos los sistemas, de tal manera que, a partir de la semana 5 en adelante, las concentraciones de cromo VI se mantienen en niveles indetectables o demasiado bajos para poder ser medidos. Este comportamiento se justifica a razón que los microorganismos anaerobios reducen el cromo VI en cromo III, demostrando la

efectividad del tratamiento en cada vertedero biorreactor. En el control, pese a que también se presenta la eliminación total del componente, el proceso resulta más lento, lo que alude a una menor eficacia inicial en contraste con T1 y T2 **(Zheng et al., 2019).**

**Cromo total**

**Figura 29**

*Monitoreo semanal de Cromo total en biodigestores*




*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

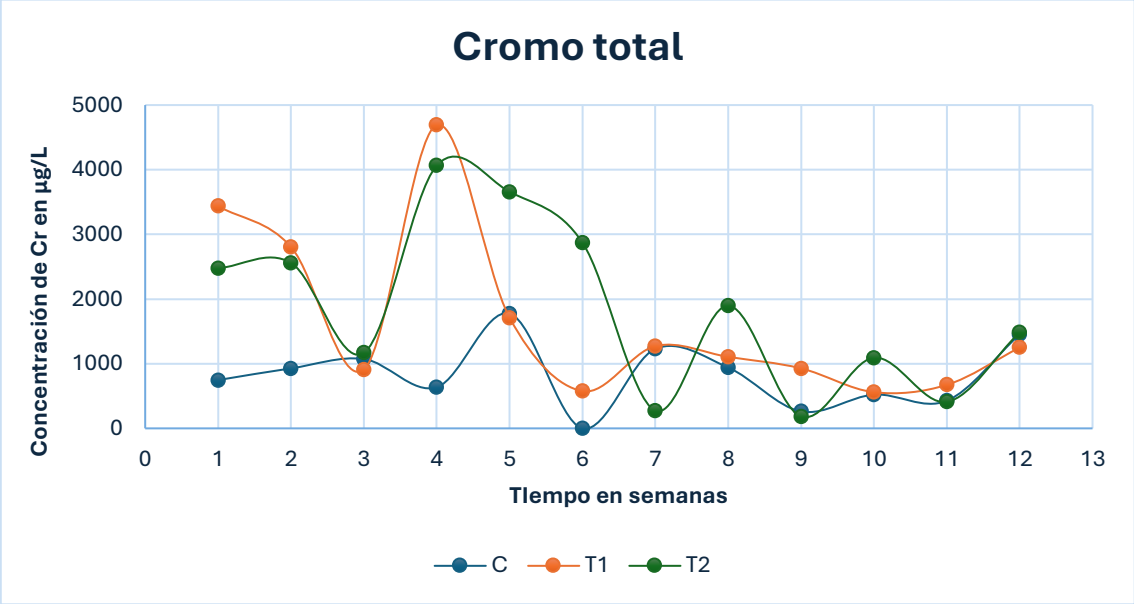
Se observa en la **Figura 29** el comportamiento semanal de Cromo Total (Cr). Se observa que los biodigestores C2 y T2 inicial con valores aproximadamente de 6000 µg/L de Cr, luego a la tercera semana en T2 se presenta un pico con valores aproximadamente de 9000 µg/L. Sin embargo, en las siguientes semanas hay una disminución general de la concentración de Cr en todos los biodigestores. Los valores que más varían son las de C1 y T2, algunas semanas llegan a tener picos, pero a la final todos se terminan reduciendo a valores menores a 3000 µg/L.

En el estudio **Ebrahimi et al. (2022)** se evaluó la reducción de diversos metales pesados como Cr utilizando procesos anaeróbicos, los resultados fueron entre 3000 – 1000 µg/L de concentración de Cr, cercanos a los que se obtuvieron en el sistema, esto puede decir que el tratamiento aplicado fue efectivo. El aumento de las concentraciones de Cr en los biodigestores de tratamiento puede deberse a la adición de lixiviados ya que, **Ahmad et al. (2021)** menciona que las concentraciones de Cr en lixiviados de

vertederos pueden llegar a estar en rangos de 2800 – 10000 µg/L. Además, es importante evitar la saturación de la carga orgánica porque puede producir condiciones tóxicas en el ambiente e inhibir los procesos metanogénicos.

**Figura 30**

*Monitoreo semanal de Cromo total en vertederos biorreactores*




*Nota.* C1: control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

En la figura se observa la evolución de las concentraciones de cromo total en los tres sistemas analizados (Control, T1 y T2) a lo largo de 12 semanas. En las primeras cuatro semanas, se evidencia que el sistema control (C) presenta concentraciones bajas, manteniéndose por debajo de los 1000 µg/L, mientras que los tratamientos T1 y T2 muestran valores superiores, con fluctuaciones entre 2000 y 3000 µg/L.

A partir de la semana 4, se observa un aumento brusco en las concentraciones de cromo en los sistemas T1 y T2, alcanzando un pico máximo en la semana 5 con valores cercanos a 5000 µg/L en T1. Este comportamiento podría estar asociado a cambios en las condiciones fisicoquímicas del sistema, como la variación del pH o el potencial redox, que habrían promovido la solubilización del cromo en la fase líquida **(Neri et al., 2023)**.

Después de la semana 6, se observa una tendencia general a la disminución de las concentraciones en los tres sistemas, con valores estabilizándose por debajo de los 2000 µg/L a partir de la semana 8. Sin embargo, en el control (C), la reducción ocurre de manera más irregular en comparación con los tratamientos, sugiriendo una menor eficiencia en la retención o eliminación del cromo total en este sistema. En T1 y T2, la estabilización se produce de manera más controlada, lo que podría indicar una

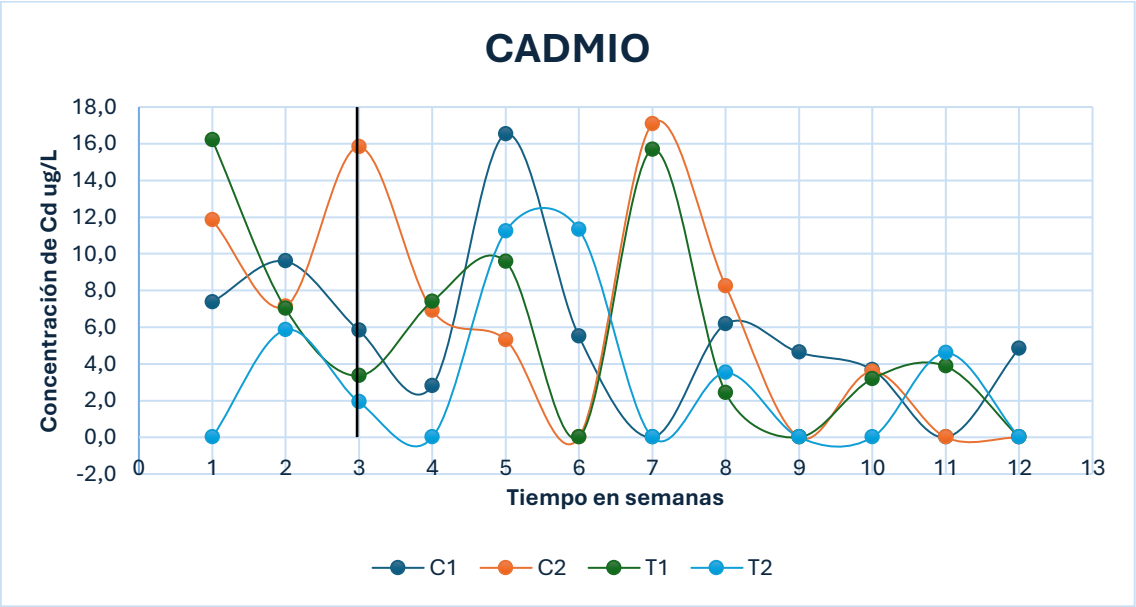
mayor capacidad de estos tratamientos para manejar el contenido de metales pesados en comparación con el control.

**Cadmio**

El cadmio (Cd) se encuentra principalmente en forma de complejos orgánicos divalentes, quelatos y iones complejos ($CdCl^-$, $CdOH^+$) los cuales pueden ser absorbidos por la materia orgánica y el ácido húmico y a pesar de sus bajas concentraciones en el ambiente estas pueden acumularse **(Zheng et al., 2021).**

**Figura 31**

*Monitoreo semanal de Cadmio en biodigestores*



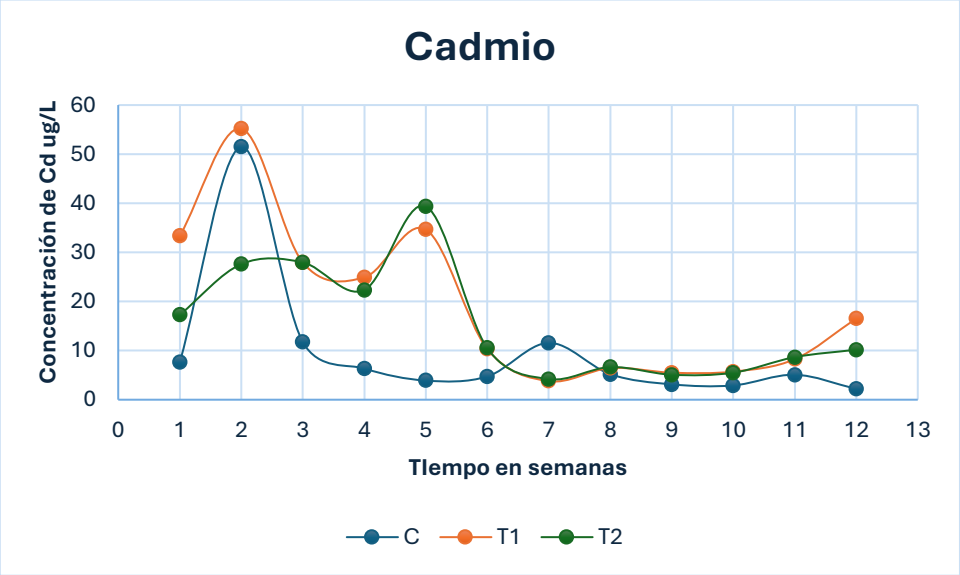

*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En la **Figura 31** se representa el comportamiento de cadmio (Cd) en los biodigestores a lo largo de las semanas, donde se observa que en las semanas iniciales existen cambios significativos con picos altos en C1, T1 y T2 alcanzando valores máximos de 16 µg/L. Después de la alimentación en la semana 4 se observa que los valores disminuyen y alcanzan valores menores a 7 µg/L, sin embargo, existen cambios significativos con el pasar del tiempo, lo que puede indicar, que las concentraciones en los sistemas no son estables. Los biodigestores C1 y T1 tienen variaciones más altas, sin embargo, eventualmente ambos sistemas convergen hacia valores más bajos, por otro lado, C2 y T2 tienen un comportamiento más estable con concentraciones de Cd menos variables. La variación de las concentraciones de Cd puede ser por la alimentación, sobre todo en T1 y T2 en el cual se agrega lixiviado, ya que, en el trabajo

de **Selvam et al. (2017)** mencionan que el lixiviado tiene concentraciones aproximadamente de 0,5 mg/L, además, que la cantidad de carga orgánica puede afectar la degradación de metales pesados.

**Figura 32**

*Monitoreo semanal de Cadmio en vertederos biorreactores*




*Nota.* C1: control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

La Figura 32 muestra la evolución de las concentraciones de Cadmio (Cd) en los vertederos biorreactores. En las 3 primeras semanas se evidencian incrementos significativos, siendo el pico más alto 55 ug/L, correspondiente al T1, seguido de 51 ug/L, del control, y 27 ug/L del T2. Este comportamiento inicial sugiere que en el control y T1, el flujo de cadmio es similar, debido a los procesos de lixiviación de los componentes de los sistemas y a la liberación de cadmio desde el medio basal **(Adelopo, 2018**). Sin embargo, en el caso del T2 su menor valor registrado puede estar relacionado a una ineficiente redistribución inicial de cadmio en el sistema, ocasionado por ligeras diferencias que afectaron la dinámica de recirculación de este componente (Tian et al., 2020).

Durante las semanas 4 hasta la 6, las concentraciones de cadmio disminuyen gradualmente, siendo esto más notorio en T1 y T2, mientras que el control permanece con valores bajos, lo que implica que la eliminación del cadmio fue eficiente desde el inicio de operación

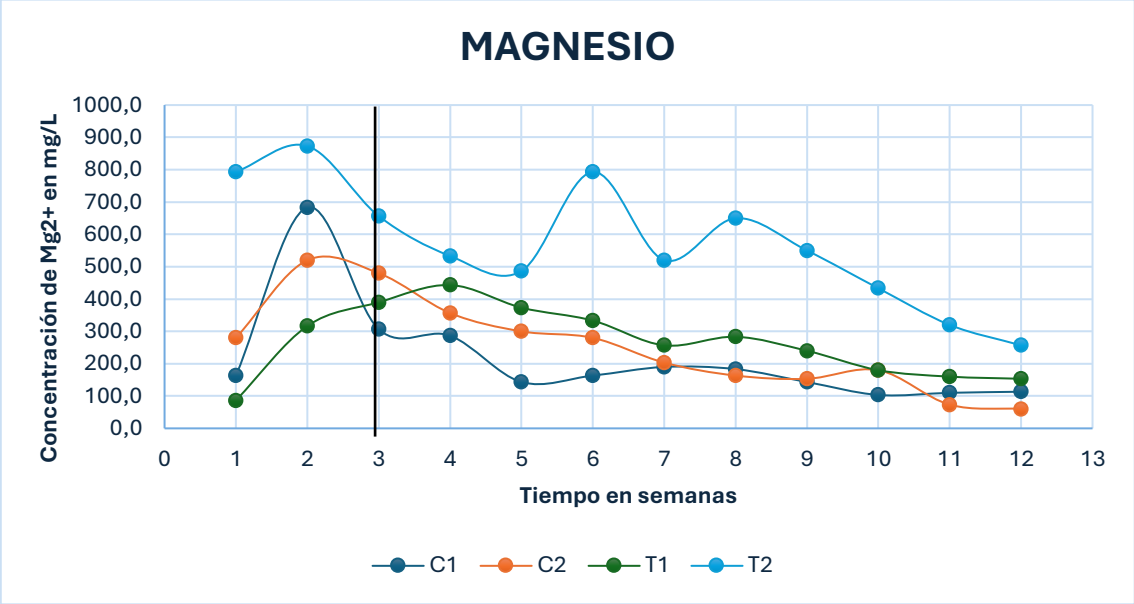
## Magnesio

El magnesio es un elemento importante ya que, ayuda a la producción de biogás en los sistemas anaerobios, ya que, se usa en una vía metabólica de producción de acetato que generalmente realizan

bacterias oxidantes de ácidos grasos, además el $Mg^{2+}$es un micronutriente fundamental para el desarrollo adecuado de la biomasa **(Koirala et al., 2021).**

**Figura 33**

*Monitoreo semanal de Magnesio en biodigestores*

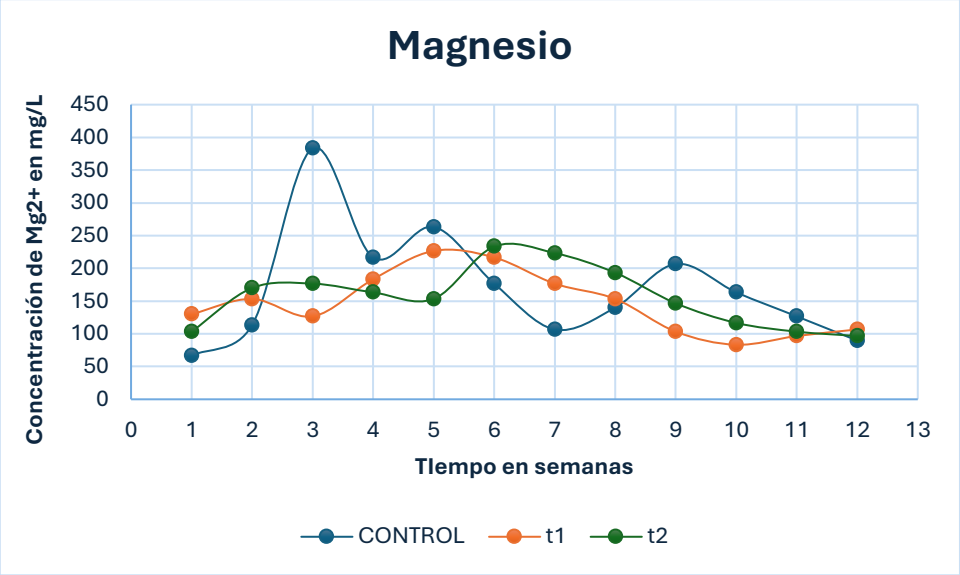



*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En la **Figura 33** se observa el comportamiento de magnesio ($Mg^{2+}$) a lo largo de las semanas, donde en las primeras semanas las concentraciones de los biodigestores C1, C2 y T1 comienzan con niveles bajos y T2 por otro lado, tiene valores más altos. Después de la alimentación, en los biodigestores se observó una disminución gradual, sin embargo, a la semana 6 se observó un pico en T2, lo cual puede ser por la alimentación de lixiviado en el sistema. A pesar de ello, a las últimas semanas, los valores de los sistemas van reduciendo hasta alcanzar valores menores a 200 mg/L de $Mg^{2+}$ en el estudio de **Romero et al. (2016)** se menciona que valores mayores a 2000 mg/L de $Mg^{2+}$ provoca la inhibición progresiva de metano, es por ello, evitar que los compuestos que se agreguen al sistema sean mayores a estos valores.

**Figura 34**

*Monitoreo semanal de Magnesio en vertederos biorreactores*




*Nota.* C1: control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

En la Figura 34 se presentan las concentraciones obtenidas en los vertederos biorreactores. En un inicio todos los sistemas presentan niveles bajos de magnesio aproximados a 150 mg/L, siendo el control en la semana 3, el que alcanza un valor máximo cercano a 400 mg/L. Por su parte, T1 y T2, presentan crecimientos más moderados, siendo en la semana 5 el pico de T1 con 220 mg/L, y 230 mg/L en la semana 6 para el caso de T2. El comportamiento de acumulación del control en la semana 3, refleja que el medio basal recirculante aporta magnesio al sistema, mientras que en T1 y T2, la recirculación de lixiviado presenta una redistribución más uniforme, evitando acumulaciones significativas **(Silva et al., 2019).**

A partir de la semana 7, las concentraciones de magnesio tienden a disminuir gradualmente y a estabilizarse, situándose hasta la semana 12 en valores cercanos a 100 mg/L. Este comportamiento se la relaciona con la precipitación del magnesio, especialmente en T1 y T2. El control por su parte presenta una disminución más pronunciada, lo que sugiere una distribución ineficiente en estas semanas, permitiendo su precipitación más temprana.

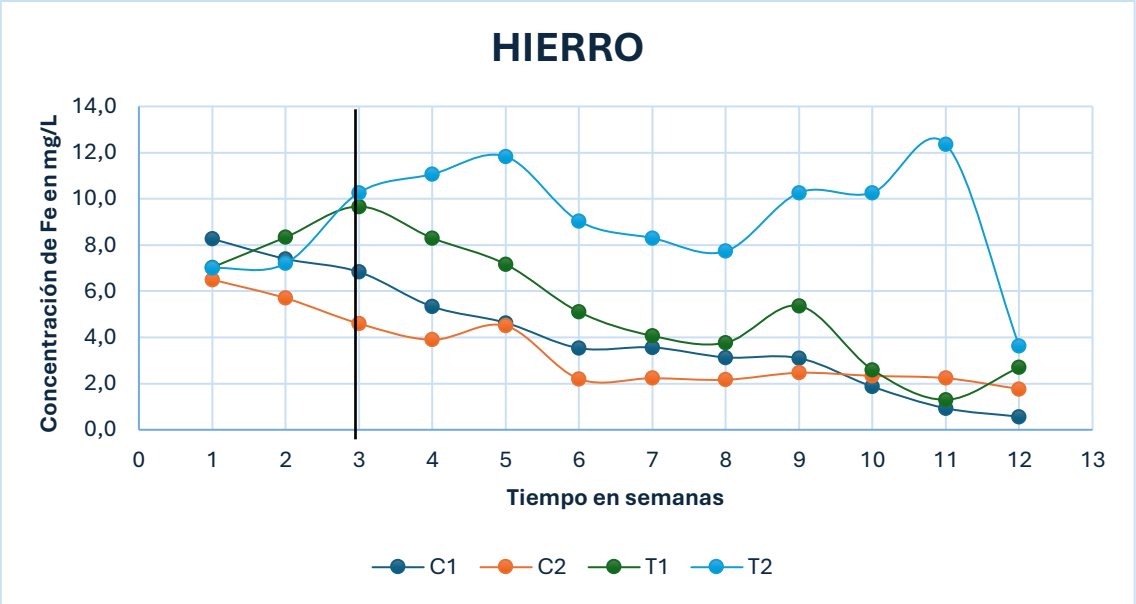
## Hierro

El hierro (Fe) es un elemento importante que participa en el metabolismo anaerobio, en donde ayuda a la transferencia de electrones durante la degradación de materia orgánica, Por ello, mejora la actividad de bacterias acidogénicas y acetogénicas. promoviendo la transformación de compuestos orgánicos

complejos en intermediarios como ácidos grasos volátiles (AGVs) y después en biogás **(Antwi et al., 2022).**

**Figura 35**

*Monitoreo semanal de Hierro en biodigestores*

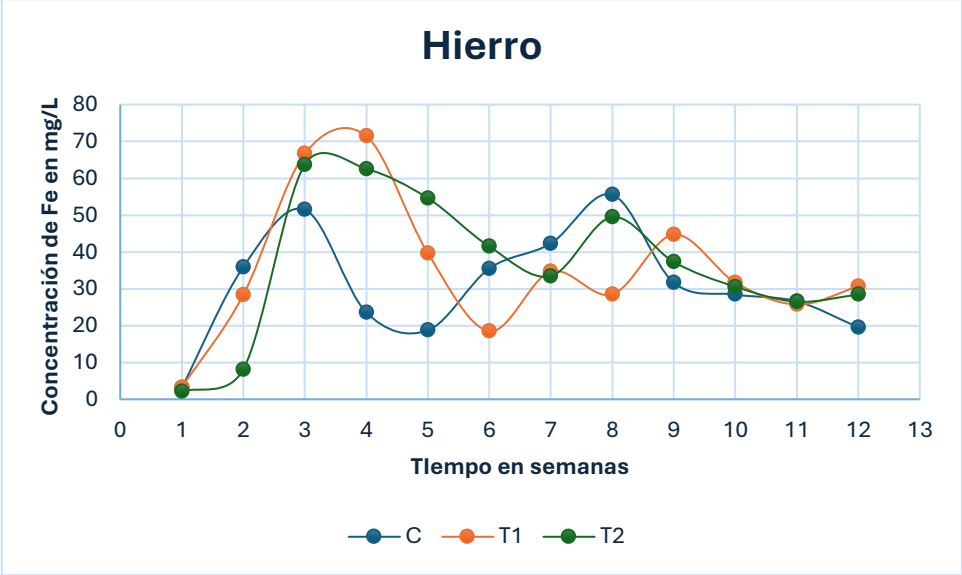



*Nota.* C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En la **Figura 35** se observa el comportamiento semanal de Hierro (Fe) en todos los biodigestores, en las primeras semanas las concentraciones de Fe son bajas y cercanas a 8 mg/L. A partir de la semana de alimentación C2, C1 y T1 empiezan a descender sus valores hasta el final del proceso, por otro lado, T2 tiene un leve incremento en la semana 5 y luego empieza a descender como los demás biodigestores, hasta que todos alcanzaron concentraciones de Fe menores a 4 mg/L. En un estudio realizado por **Hao et al (2017)** se menciona que el hierro puede ayudar a la producción de biogás debido a que, puede participar como electrón donante en el proceso metanogénico, con ello, la tasa de transporte de electrones (ETR) de la metanogénesis tiene un buen desarrollo.

**Figura 36**

*Monitoreo semanal de Hierro en vertederos biorreactores*




*Nota.* C1: control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

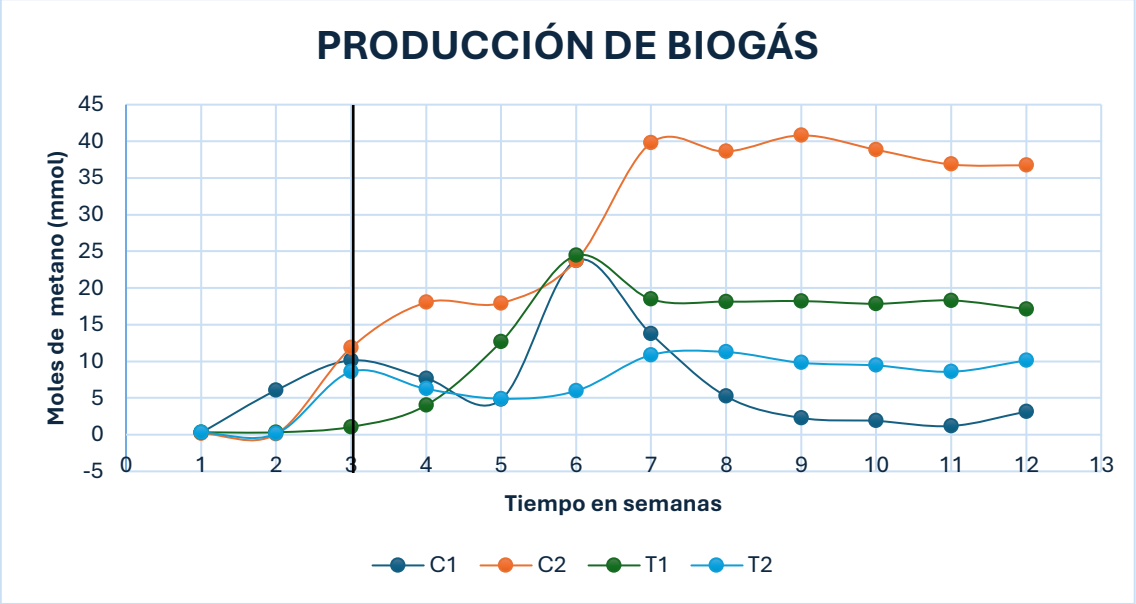
La Figura 36 muestra la evolución de las concentraciones de hierro (Fe) para el caso de los vertederos biorreactores. Como se observa, durante las 3 primeras semanas los valores presentan un crecimiento acelerado, en T1y T2 aproximado a 70 mg/L, siendo el control cuyo aumento es menor hasta 50 mg/L. Este incremento inicial refleja la movilización del hierro desde los materiales empleados, siendo el control el que presenta una limitada distribución inicial **(Borowski et al., 2023).**

A partir de la semana 4, se muestra disminuciones contantes en las concentraciones de cada sistema, para posterior a ello presentar un crecimiento gradual hasta la semana 8. Este comportamiento puede atribuir a la dinámica de recirculación, la cual promueve una redisolución temporal del hierro atrapado o precipitado del sistema. No obstante, también puede deberse a cambios en el potencial redox, afectando la forma química del hierro **(Feng et al., 2014).** Finalmente, en las semanas restantes (9-12), las concentraciones de hierro logran estabilizarse, siendo el control el realizarlo de manera más rápida en función a la naturaleza estática de su sistema, ya que el menor flujo inicial favorece la eliminación temprana del componente. Por el contrato T1 y T2, permiten una mayor movilización de hierro en el sistema, permitiendo mantener su disponibilidad en un tiempo más prolongado.

## BIOGÁS

**Figura 37**

*Monitoreo semanal de Biogás en biodigestores.*




*Nota*. C1: control 1, C2: réplica de control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1. La línea negra representa la semana en que inicia la alimentación.

En la **Figura 37** se observa la producción semanal de biogás en los sistemas biodigestores. En las primeras semanas se observa que los todos sistemas presentan bajas condiciones de producción de biogás, esto puede deberse a que el sistema inicia su fase de estabilización inicial, aquí los microorganismos se empiezan a adaptar a sus condiciones metabólicas del ambiente del biodigestor, sobre todo en los biodigestores C1 y C2 tienen una producción ligeramente alta que T1 y T2. Después de la alimentación a partir de la semana 6 los biodigestores empiezan a tener diferentes comportamientos donde C2 se mantiene en una producción estable, con oscilaciones de 40 – 50 moles de metano.

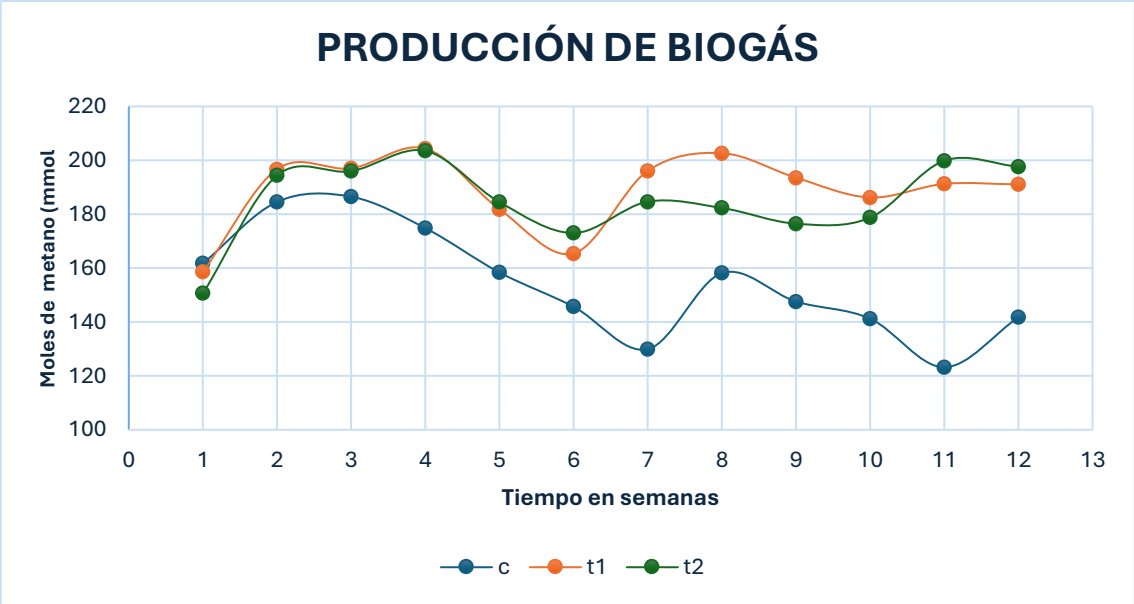
Por su parte, T1 y T2 presentan un comportamiento más estable, con niveles moderados de producción de metano en el rango de 15 a 25 moles. En contraste, C1 muestra una reducción significativa en la producción, lo que podría atribuirse a la acumulación de inhibidores como ácidos grasos volátiles (AGVs) o sulfuro de hidrógeno. Según **Hanum et al. (2022)**, la incorporación de compuestos con una relación C/N más alta que las condiciones iniciales puede alterar el equilibrio del sistema, afectando negativamente la producción de biogás.

Por otro lado, C2 se destaca como el sistema más eficiente, logrando un rendimiento constante y elevado después de la alimentación. Cabe mencionar que la producción de biogás está influenciada principalmente por la composición de la biomasa inicial y parámetros operativos como humedad,

temperatura y pH. En este contexto, los desechos animales se posicionan como el sustrato con mayor potencial para biodigestores, tal como lo señala **Pinto et al. (2023)**.

**Figura 38**

*Monitoreo semanal de Biogás en vertederos biorreactores.*




*Nota.* C1: control 1, T1: tratamiento 1, T2: réplica de tratamiento 1

La Figura 38 muestra la cuantificación del biogás producido durante las 12 semanas de operación de los vertederos biorreactores. Durante las 3 primeras semanas, los tres sistemas presentan comportamientos similares en la producción de biogás, siendo en T1 y T2 los que presentan picos más elevados, cercanos a 200 moles, mientras que el control un valor máximo de 180 moles. Este comportamiento se debe a que la recirculación en T1 y T2 facilita una mayor disponibilidad de nutrientes orgánicos y elementos biodegradables, beneficiando a la actividad metanogénica de los microorganismos. Por el contrario, el control al tener medio basal recirculando, refleja limitaciones de sustrato, ocasionando su producción ligeramente menor.

A partir de la semana 4 se evidencian diferencias más notorias entre los sistemas. El control disminuye drásticamente la producción de biogás, alcanzando un mínimo de 130 moles en la semana 7. En contaste, T1 y T2, muestran valores más estables, manteniendo su producción en valores entre 180 y 200 moles. Esto indica que la recirculación del lixiviado permite mantener estabilidad en las condiciones fisicoquímicas del sistema, aportando además nutrientes de manera continua. Por contrario, el control al no aportar los suficientes sustratos biodegradables a largo plazo puede ocasionar acumulación de inhibidores, como amonio o sulfuro, lo que afecta significativamente la actividad metanogénica.

Finalmente, en las últimas semanas, T1 y T2 logran estabilizar su producción de biogás en un rango de 4500 a 5000 milimoles/semana, lo que muestra un equilibrio entre la actividad metanogénica y el consumo de los nutrientes aportados por la recirculación del lixiviado. En contraste, el control logra estabilizarse a niveles más bajos, con una producción aproximada de 141 moles, lo que refleja que el medio basal no es capaz de sostener una actividad metanogénica a largo plazo.

## Análisis estadístico

### Sólidos Totales

**Tabla 10**

*Análisis de la varianza de sólidos totales*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| ST | 144 | 0,86 | 0,85 | 25,90 |

En la Tabla 11 se muestra el análisis de la varianza para la variable ST. El coeficiente de determinación ($R^2$=0,86) indica que el modelo explica el 86% de la variabilidad en la variable ST, lo cual representa una excelente capacidad explicativa. El $R^2$ ajustado (0,85) confirma la robustez del modelo, incluso al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 25,90%) refleja una variabilidad moderada relativa a la media, lo que indica que las diferencias en los tratamientos y el tiempo tienen un impacto significativo sobre la variable estudiada.

**Tabla 11**

*Cuadro de Análisis de la Varianza a los sólidos totales en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 17606,87 | 14 | 1257,63 | 57,85 | <0,0001 |
| Semanas | 2817,44 | 11 | 256,13 | 11,79 | <0,0001 |
| Tratamientos | 14789,43 | 3 | 4929,82 | 227,42 | <0,0001 |
| Error | 2804,24 | 129 | 21,73 | | |
| Total | 20411,11 | 143 | | | |

El análisis muestra que el modelo general es altamente significativo (p<0,0001), confirmando que las variables semanas y tratamientos tienen efectos importantes sobre la variable ST. Las semanas presentan un valor F de 11,78 (p<0.0001), indicando que el tiempo tiene un impacto significativo en las

variaciones de ST. Por su parte, los tratamientos muestran un valor F de 226,87 (p<0.0001) lo que evidencia que el tipo de tratamiento utilizado (biodigestores o vertederos con lixiviado o medio basal) es el principal factor determinante en la variabilidad de la variable ST

**Tabla 12**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función a los sólidos totales*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -20,51 | 1.10 | 7568,60 | 1 | 7568,60 | 348,17 | <0,0001 |
| Contraste2 | -19,56 | 1.10 | 7484,65 | 1 | 7484,65 | 316,71 | <0,0001 |
| Total | | | 14453,25 | 2 | 7226,62 | 332,44 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados muestran diferencias significativas entre tratamientos específicos. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), presenta un valor F de 348,17 (p<0,0001), indicando una diferencia altamente significativa entre estos tratamientos. Por otro lado, el contraste **2**, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), muestra un valor F elevado de 316,71 (p<0,0001), reflejando también una diferencia significativa. Esto demuestra que los tratamientos con lixiviado tienen un impacto significativamente diferente al de los tratamientos con medio basal.

**Tabla 13**

*Prueba de Tukey para los tratamientos (ST)*

| Tratamientos | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 6,69 | 36 | 0,78 | A |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 9,28 | 36 | 0,78 | A |
| Vertedero MB (C) | 26,25 | 36 | 0,78 | B |
| Vertedero Lixiviado (T) | 29,78 | 36 | 0,78 | C |

Nota: Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

Esta tabla muestra las diferencias entre los tratamientos en cuanto a ST, utilizando la prueba de Tukey con un DMS de 2,82798. Los tratamientos con Biodigestor MB (C) y Biodigestor Lixiviado (T) presentan las medias más bajas (6,69 y 9,28, respectivamente) y están en la categoría A, lo que indica una mayor efectividad en la reducción de ST. En contraste, los tratamientos con Vertedero MB (C) (26252) se encuentran en la categoría B, y el Vertedero Lixiviado (T) (2978) en la categoría C, mostrando que los vertederos son significativamente menos efectivos en comparación con los biodigestores. Esto evidencia que el tipo de tratamiento tiene un impacto notable en la variable ST, siendo los biodigestores más eficientes que los vertederos, independientemente de si utilizan lixiviado o medio basal.

**Sólidos Suspendidos Totales**

***Tabla 14***

*Análisis de la Varianza de los sólidos suspendidos totales*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| SST | 144 | 0,8 | 0,78 | 32,75 |

En la Tabla 15 se analiza la variable SST mediante un modelo ANOVA. El coeficiente de determinación ($R^2$=0,80) indica que el modelo explica el 80 % de la variabilidad en la variable SST, reflejando una buena capacidad explicativa. El $R^2$ ajustado (0,78) confirma la robustez del modelo, incluso al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 32,75 %) sugiere una moderada dispersión relativa, lo que refuerza la confiabilidad del análisis. Esto evidencia que las semanas y los tratamientos tienen un impacto significativo sobre la variable SST.

**Tabla 15**

*Cuadro de Análisis de la Varianza de sólidos suspendidos totales en función a semanas y tratamientos*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 102,21 | 14 | 7,3 | 37,07 | <0,0001 |
| Semanas | 5,44 | 11 | 0,49 | 2,51 | 0,0068 |
| Tratamientos | 96,77 | 3 | 32,26 | 163,8 | <0,0001 |
| Error | 25,4 | 129 | 0,2 | | |
| Total | 127,61 | 143 | | | |

El análisis de varianza muestra que el modelo general es altamente significativo (p<0,0001), indicando que las variables independientes afectan significativamente a la variable SST. Las semanas presentan un valor F de 4,25 (p=0,0068), evidenciando que el tiempo tiene un efecto relevante pero moderado. En contraste, los tratamientos tienen un valor F de 316,60 (p<0,0001), siendo el factor más influyente en la variación de SST. Esto confirma que el tipo de tratamiento es determinante en las diferencias observadas.

**Tabla 16**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función de los sólidos suspendidos totales*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | 1,86 | 0,1 | 62,35 | 1 | 62,35 | 316,6 | <0,0001 |
| Contraste2 | 1,12 | 0,1 | 22,56 | 1 | 22,56 | 114,54 | <0,0001 |
| Total | | | 84,9 | 2 | 42,45 | 215,57 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes muestran diferencias significativas entre los tratamientos. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), tiene un valor F de 316,60 (p<0,0001), reflejando una diferencia altamente significativa entre estos tratamientos. El contraste 2, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), muestra un valor F de 114,54 (p<0,0001) confirmando también una diferencia significativa. Esto demuestra que los tratamientos con lixiviado (T) tienen un impacto más fuerte en la variable SST en comparación con los tratamientos con medio basal (C).

**Tabla 17**

*Prueba de Tukey para los tratamientos de los sólidos suspendidos totales*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Vertedero MB (C) | 0,51 | 36 | 0,07 | A |
| Vertedero Lixiviado (T) | 0,71 | 36 | 0,07 | A |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 1,63 | 36 | 0,07 | B |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 2,57 | 36 | 0,07 | C |

Nota: Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

En esta tabla se analizan las medias de SST entre los tratamientos. El Vertedero MB (C) y el Vertedero Lixiviado (T) tienen los valores más bajos (0,51 y 0,71, respectivamente) y se agrupan en la categoría A, lo que indica que son los tratamientos menos efectivos en términos de reducción de SST. El Biodigestor MB (C) presenta un promedio de 1,631,631,63 y se encuentra en la categoría B, mostrando un rendimiento intermedio. Por otro lado, el Biodigestor Lixiviado (T) tiene el valor más alto (2,57) y pertenece a la categoría C, evidenciando que es el tratamiento más efectivo para aumentar SST, posiblemente debido a la mayor actividad biológica asociada con este tipo de tratamiento. Estos resultados confirman que el biodigestor con lixiviado tiene un impacto significativamente diferente en comparación con los demás tratamientos.

## Sólidos Volátiles

**Tabla 18**

*Análisis de la Varianza de sólidos volátiles*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| SV | 144 | 0,82 | 0,8 | 25,2 |

En esta tabla se analiza la variable SV mediante un modelo ANOVA. El coeficiente de determinación ($R^2$=0,82) indica que el modelo explica el 82% de la variabilidad en la variable SV, lo que refleja una alta capacidad explicativa. El $R^2$ ajustado (0,80) confirma que el modelo sigue siendo sólido al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 25,20 %) sugiere una dispersión moderada en relación con la media, lo que respalda la confiabilidad de los resultados. Esto demuestra que tanto las semanas como los tratamientos tienen un impacto significativo en la variabilidad de la variable SV

**Tabla 19**

*Cuadro de Análisis de la Varianza de los sólidos volátiles en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 1800,36 | 14 | 128,6 | 42,13 | <0,0001 |
| Semanas | 376,87 | 11 | 34,26 | 11,22 | <0,0001 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Tratamientos | 1423,49 | 3 | 474,5 | 155,44 | <0,0001 |
| Error | 393,78 | 129 | 3,05 | | |
| Total | 2194,15 | 143 | | | |

El análisis muestra que el modelo general es altamente significativo (p<0,0001), lo que indica que las variables semanas y tratamientos tienen efectos importantes sobre la variable SV. Las semanas presentan un valor F de 22,13 (p<0,0001), lo que sugiere un impacto temporal significativo en los resultados. Por otro lado, los tratamientos muestran un valor F aún mayor (155,44, p<0,0001), destacándose como el factor más influyente en la variación de SV. Esto evidencia que el tipo de tratamiento es clave para explicar las diferencias observadas

**Tabla 20**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función de los sólidos volátiles*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -5,53 | 0,41 | 550,4 | 1 | 550,4 | 180,31 | <0,0001 |
| Contraste2 | -6,66 | 0,41 | 799,13 | 1 | 799,13 | 261,79 | <0,0001 |
| Total | | | 1349,53 | 2 | 674,77 | 221,05 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados revelan diferencias significativas entre los tratamientos. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), presenta un valor F de 180,31 (p<0,0001p), indicando una diferencia significativa entre estos tratamientos. El contraste 2, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), muestra un valor F aún más alto (261,79, p<0,0001), confirmando diferencias altamente significativas. Esto demuestra que los tratamientos con lixiviado (T) tienen un impacto más fuerte en la variable SV en comparación con los tratamientos con medio basal (C).

**Tabla 21**

*Prueba de Tukey para los tratamientos de los sólidos volátiles*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 4,88 | 36 | 0,29 | A |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor Lixiviado (T) | 4,88 | 36 | 0,29 | B |
| Vertedero MB (C) | 9,55 | 36 | 0,29 | C |
| Vertedero Lixiviado (T) | 10,41 | 36 | 0,29 | C |

Nota: Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

La tabla compara las medias de SV entre los tratamientos, utilizando la prueba de Tukey con un DMS de 1,05973. El Biodigestor MB (C) muestra el valor promedio más bajo (2,88) y pertenece al grupo A, lo que indica que es el tratamiento más efectivo para reducir SV. El Biodigestor Lixiviado (T) tiene un promedio de 4,88 y está en el grupo B, siendo también efectivo pero menos que el tratamiento anterior. Por otro lado, el Vertedero MB (C) (9,55) y el Vertedero Lixiviado (T) (10,41) presentan los valores más altos y se agrupan en la categoría C, reflejando una menor efectividad en la reducción de SV. Estos resultados confirman que los biodigestores son más eficientes que los vertederos para reducir la variable SV, y que el lixiviado mejora la efectividad de ambos tratamientos, aunque con resultados más destacados en los biodigestores.

## DQO

**Tabla 22**

*Análisis de la Varianza de DQO*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| DQO | 144 | 0.62 | 0,58 | 29,91 |

En la **Tabla 10** se observa que el modelo tiene un coeficiente de determinación de $R^2$ de 0,62, indicando que el 62% de la variabilidad de la variable dependiente es explicada por las variables independientes. El $R^2$ ajustado, ligeramente inferior (0,58), confirma que el modelo sigue siendo adecuado incluso al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV) de 29,91% refleja una moderada dispersión relativa de los datos en relación con la media, lo que sugiere que el modelo tiene una precisión aceptable en la explicación de la variabilidad observada.

**Tabla 23**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del DQO en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 1260592797,88 | 14 | 90042342,71 | 14,91 | <0,0001 |
| Semanas | 742560553,69 | 11 | 67505050,34 | 11,18 | <0,0001 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Tratamientos | 518032244,19 | 3 | 172677414,73 | 28,59 | <0,0001 |
| Error | 779154005,46 | 129 | 6039995,53 | | |
| Total | 2039746082.94 | 143 | | | |

El análisis desglosado indica que el modelo completo es significativo (p<0,0001), confirmando que las variables semanas y tratamientos tienen un efecto importante en la DQO. Las semanas presentan un valor F de 11,18 (p<0.0001), indicando que el tiempo influye significativamente en los cambios de la DQO. Los tratamientos muestran un valor F de 28,59 (p<00001), siendo este el factor más determinante, lo que confirma que el tipo de tratamiento aplicado (biodigestor o vertedero con lixiviado o medio basal) afecta considerablemente la reducción de la DQO.

**Tabla 24**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al DQO.*

| **Tratamientos** | **Contraste** | **E.E.** | **SC** | **gl** | **CM** | **F** | **p-valor** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -1482,50 | 579,27 | 39560512,50 | 1 | 39560512,50 | 6,55 | 0,0116 |
| Contraste2 | -3095,53 | 579,27 | 172481260,01 | 1 | 172481260,01 | 28,56 | <0,0001 |
| Total | | | 212041772,51 | 2 | 106020886,26 | 17,55 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados muestran diferencias significativas entre tratamientos específicos. El contraste 2, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), muestra un valor F mucho mayor (28,56 p<0.0001), presenta un valor F de 6,55 (p=0,0116), indicando diferencias significativas entre estos tratamientos. Por otro lado, el contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), reflejando diferencias altamente significativas. Esto indica que los tratamientos con lixiviado son más efectivos que aquellos con medio basal para reducir la DQO.

**Tabla 25**

*Prueba de Tukey para los tratamientos (DQO)*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 5210,83 | 36 | 409,61 | A |
| Vertedero MB (C) | 8036,46 | 36 | 409,61 | B |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 8932,78 | 36 | 409,61 | B C |
| Vertedero Lixiviado (T) | 10415,28 | 36 | 409,61 | C |

Nota: Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

Esta tabla muestra la comparación de medias de los tratamientos mediante la prueba de Tukey con un DMS de 1490,67. Los tratamientos se agrupan en categorías según sus diferencias significativas. El Biodigestor MB (C) tiene el menor valor promedio de DQO (5210,83) y pertenece al grupo A, indicando una menor efectividad en la reducción de la DQO. Por otro lado, el Vertedero Lixiviado (T) presenta el mayor valor promedio (10415.,28) y está en el grupo C, reflejando una mayor carga orgánica residual. Los tratamientos Vertedero MB (C) y Biodigestor Lixiviado (T) se encuentran en un grupo intermedio (B y B C), mostrando una efectividad moderada. En general, los tratamientos con lixiviado (T) tienen mayor impacto que los que utilizan medio basal (C), aunque con resultados diferenciados entre biodigestores y vertederos.

**Sulfuro**

**Tabla 26**

*Análisis de la Varianza del sulfuro*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| SULFURO | 144 | 0,69 | 0,65 | 39,54 |

En esta tabla se analiza la variable Sulfuro mediante un modelo ANOVA. El coeficiente de determinación ($R^2$=0,69) indica que el modelo explica el 69 % de la variabilidad en la variable Sulfuro, lo cual es una capacidad explicativa moderada. El $R^2$ ajustado (0,65) confirma que el modelo es adecuado, aunque pierde algo de capacidad predictiva al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 39,54 %) sugiere una dispersión alta relativa a la media, indicando que hay una variabilidad considerable en los datos.

**Tabla 27**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del sulfuro en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 93460,09 | 14 | 6675,72 | 20,23 | <0,0001 |
| Semanas | 22142,13 | 11 | 2012,92 | 6,1 | <0,0001 |
| Tratamientos | 71317,96 | 3 | 23772,65 | 72,03 | <0,0001 |
| Error | 42573,1 | 129 | 329,64 | | |
| Total | 136033,19 | 143 | | | |

El análisis de varianza revela que el modelo general es significativo (p<0,0001), lo que indica que las variables semanas y tratamientos tienen un efecto importante sobre la variable Sulfuro. Las semanas presentan un valor F de 6,10 (p<0,0001), indicando un impacto temporal moderado. Por su parte, los tratamientos tienen un valor F de 72,03 (p<0,0001), lo que evidencia que el tipo de tratamiento es el principal factor que afecta la variabilidad en los niveles de sulfuro.

**Tabla 28**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al sulfuro*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -50,31 | 4,28 | 45567,15 | 1 | 45567,15 | 138,07 | <0,0001 |
| Contraste2 | -28,99 | 4,28 | 15124,28 | 1 | 15124,28 | 45,83 | <0,0001 |
| Total | | | 60691,43 | 2 | 30345,72 | 91,95 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes específicos entre los tratamientos muestran diferencias significativas. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), presenta un valor F de 138,07 (p<0,0001), indicando que estos tratamientos tienen efectos significativamente diferentes. El contraste 2, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), también presenta un valor F elevado de 45,83 (p<0,0001), confirmando diferencias significativas. Estos resultados destacan que los

tratamientos con lixiviado tienen un impacto considerablemente mayor en los niveles de sulfuro en comparación con los tratamientos con medio basal.

**Tabla 29**

*Prueba de Tukey para los tratamientos en función al sulfuro*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 22,86 | 36 | 3,03 | A |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 29,38 | 36 | 3,03 | A |
| Vertedero MB (C) | 51,85 | 36 | 3,03 | B |
| Vertedero Lixiviado (T) | 79,69 | 36 | 3,03 | C |

Nota: Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

La prueba de Tukey para los tratamientos muestra diferencias significativas en los niveles de Sulfuro, con un DMS de 11,01885. El Biodigestor MB (C) (22,86) y el Biodigestor Lixiviado (T) (29,38) están agrupados en la categoría A, destacándose como los tratamientos más efectivos para mantener bajos los niveles de sulfuro. En contraste, el Vertedero MB (C) tiene un promedio más alto (51,85) y pertenece al grupo B, mientras que el Vertedero Lixiviado (T) presenta el nivel más alto de sulfuro (79,69) y está en la categoría C, indicando que es el tratamiento menos efectivo. Estos resultados confirman que los biodigestores, en particular el Biodigestor MB (C), son más eficientes en el control de sulfuro, mientras que los vertederos, especialmente con lixiviado, tienen un impacto considerablemente menor en la reducción de esta variable.

## Sulfato

**Tabla 30**

*Análisis de la Varianza de sulfatos*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| SULFATO | 144 | 0,52 | 0,47 | 111,71 |

En esta tabla se analiza la variabilidad de la variable Sulfato mediante un modelo ANOVA. El coeficiente de determinación ($R^2$=0,52) indica que el modelo explica el 52 % de la variabilidad de la variable, mientras que el $R^2$ajustado (0,47) sugiere que, al considerar la cantidad de predictores, la capacidad explicativa disminuye ligeramente. El coeficiente de variación (CV = 111,71 %) muestra una dispersión considerable, lo que refleja que los valores de Sulfato tienen una variabilidad alta en relación

con la media. Esto indica que las diferencias en Sulfato están influenciadas por varios factores, incluidos los tratamientos y las semanas.

**Tabla 31**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del sulfato en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 218473022 | 14 | 15605215,9 | 10,07 | <0,0001 |
| Semanas | 63726955,6 | 11 | 5793359,6 | 3,74 | 0,0001 |
| Tratamientos | 154740667 | 3 | 51580222,2 | 33,28 | <0,0001 |
| Error | 199949333 | 129 | 1549994,83 | | |
| Total | 418422356 | 143 | | | |

El análisis de varianza revela que el modelo general es altamente significativo (p<0,0001), indicando que las variables semanas y tratamientos tienen un impacto significativo sobre el Sulfato. Las semanas tienen un valor F de 3,74 (p=0,0001), lo que muestra un efecto moderado del tiempo en los niveles de Sulfato. En contraste, los tratamientos presentan un valor F de 33,28 (p<0,0001), lo que los posiciona como el principal factor que afecta la variabilidad en los niveles de Sulfato. Esto confirma que el tipo de tratamiento aplicado es determinante en las diferencias observadas.

**Tabla 32**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al sulfato.*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -1695 | 293,45 | 51714450 | 1 | 51714450 | 33,36 | <0,0001 |
| Contraste2 | -2340,56 | 293,45 | 98607605,6 | 1 | 98607605,6 | 63,62 | <0,0001 |
| Total | | | 150322056 | 2 | 75161027,8 | 48,49 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados entre los tratamientos muestran diferencias altamente significativas. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), presenta un valor F de 33,36 (p<0,0001), lo que indica que estos tratamientos tienen efectos

significativamente diferentes sobre los niveles de Sulfato. Por su parte, el contraste 2, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), muestra un valor F de 63,62 (p<0,0001), reflejando diferencias aún mayores entre estos tratamientos. Estos resultados destacan que los tratamientos con lixiviado tienen un impacto más fuerte en los niveles de Sulfato en comparación con los tratamientos con medio basal.

**Tabla 33**

*Prueba de Tukey para los tratamientos en función al sulfato*

| Tratamientos | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor Lixiviado (T) | 91,67 | 36 | 207,5 | A |
| Biodigestor MB (C) | 119,44 | 36 | 207,5 | A |
| Vertedero Lixiviado (T) | 1786,67 | 36 | 207,5 | B |
| Vertedero MB (C) | 2460 | 36 | 207,5 | B |

**Nota:** Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

En cuanto a los tratamientos, la prueba de Tukey con un DMS de 755,14226 muestra que los niveles de Sulfato varían significativamente entre ellos. El Biodigestor Lixiviado (T) (91,67) y el Biodigestor MB (C) (119,44) están agrupados en la categoría A, lo que demuestra que estos tratamientos son los más efectivos en la reducción de los niveles de Sulfato. En contraste, el Vertedero Lixiviado (T) (1786,67) y el Vertedero MB (C) (2460,00) se encuentran en la categoría B, indicando que estos sistemas son significativamente menos efectivos que los biodigestores para manejar esta variable. Estos resultados destacan que los biodigestores son las mejores opciones para reducir los niveles de Sulfato, mientras que los vertederos, especialmente aquellos con lixiviado, presentan un menor desempeño en este aspecto.

**Fosfato**

**Tabla 34**

*Análisis de la Varianza de fosfato*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| FOSFATO | 144 | 0,74 | 0,72 | 51,35 |

En esta tabla se analiza la variabilidad de la variable Fosfato mediante un modelo ANOVA. El coeficiente de determinación ($R^2$=0,74) indica que el modelo explica el 74 % de la variabilidad de la variable, mientras que el $R^2$ ajustado (0,72) sugiere que el modelo sigue siendo robusto incluso al

considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 51,35 %) señala una moderada dispersión de los datos en relación con la media, lo que refuerza la confiabilidad de los resultados obtenidos en el análisis.

**Tabla 35**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del fosfato en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 16749680,2 | 14 | 1196405,73 | 26,84 | <0,0001 |
| Semanas | 3567390,16 | 11 | 324308,2 | 7,27 | <0,0001 |
| Tratamientos | 13182290 | 3 | 4394096,67 | 98,57 | <0,0001 |
| Error | 5750801,37 | 129 | 44579,86 | | |
| Total | 22500481,5 | 143 | | | |

El análisis de varianza demuestra que el modelo es altamente significativo (p<0,0001), lo que indica que tanto las semanas como los tratamientos tienen un impacto relevante sobre los niveles de Fosfato. Las semanas presentan un valor F de 7,27 (p<0,0001), reflejando un efecto moderado del tiempo en los niveles de Fosfato. En contraste, los tratamientos tienen un valor F de 98,57 (p<0,0001), lo que los posiciona como el factor más influyente en la variación de la variable Fosfato, confirmando que el tipo de tratamiento es determinante para explicar las diferencias observadas.

**Tabla 36**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al fosfato*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM |
|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -170,17 | 49,77 | 521220,5 | 1 | 521220,5 |
| Contraste2 | -769,43 | 49,77 | 10656343,9 | 1 | 10656343,9 |
| Total | | | 11177564,4 | 2 | 5588782,2 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados entre los tratamientos muestran diferencias altamente significativas. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), tiene un valor F de 11,69 (p=0,0008), indicando una diferencia significativa entre estos tratamientos. El

contraste 2, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), presenta un valor F de 239,04 (p<0,0001), reflejando una diferencia aún mayor entre estos tratamientos. Estos resultados destacan que los tratamientos con lixiviado tienen un impacto más fuerte en los niveles de Fosfato en comparación con los tratamientos con medio basal.

**Tabla 37**

*Prueba de Tukey para los tratamientos*

| Tratamientos | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 144,49 | 36 | 35,19 | A |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 208,14 | 36 | 35,19 | A |
| Vertedero Lixiviado (T) | 378,93 | 36 | 35,19 | B |
| Vertedero MB (C) | 913,92 | 36 | 35,19 | C |

**Nota:** Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

La prueba de Tukey para los tratamientos muestra diferencias significativas en los niveles de Fosfato, con un DMS de 128,06575. El Biodigestor MB (C) (144,49) y el Biodigestor Lixiviado (T) (208,14) están agrupados en la categoría A, demostrando que estos tratamientos son los más efectivos para mantener bajos los niveles de Fosfato. Por otro lado, el Vertedero Lixiviado (T) (378,92) se encuentra en la categoría B, mostrando niveles intermedios de Fosfato. Finalmente, el Vertedero MB (C) presenta el promedio más alto (913,92) y pertenece a la categoría C, indicando que es el menos eficiente para controlar los niveles de Fosfato. Estos resultados destacan que los biodigestores son significativamente más efectivos que los vertederos para manejar esta variable, especialmente cuando se utiliza lixiviado.

## Fósforo

**Tabla 38**

*Análisis de la Varianza del fósforo*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| FÓSFORO | 144 | 0,48 | 0,43 | 147,03 |

El análisis de varianza para la variable Fósforo muestra que el modelo tiene un coeficiente de determinación ($R^2$=0,48), indicando que el 48 % de la variabilidad de esta variable es explicada por el modelo. Sin embargo, el $R^2$ ajustado (0,43) refleja que la capacidad explicativa disminuye ligeramente al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 147,03 %) evidencia una alta dispersión en los datos, lo que sugiere que los niveles de fósforo varían significativamente entre los tratamientos y las semanas.

**Tabla 39**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del fósforo en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 12529549,5 | 14 | 894967,82 | 8,56 | <0,0001 |
| Semanas | 4683069,17 | 11 | 425733,56 | 4,07 | <0,0001 |
| Tratamientos | 7846490,34 | 3 | 2615493,45 | 25,02 | <0,0001 |
| Error | 13487580,9 | 129 | 104570,54 | | |
| Total | 26017130,4 | 143 | | | |

El análisis de varianza revela que tanto las semanas como los tratamientos tienen un efecto significativo sobre los niveles de fósforo ($p<0,0001$). Las semanas presentan un valor F de 4,07 ($p<0,0001$), indicando un efecto moderado del tiempo en la variación de los niveles de fósforo. Por otro lado, los tratamientos tienen un valor F de 25,02 ($p<0,0001$), confirmando que este factor es el principal determinante de las diferencias en los niveles de fósforo. Estos resultados destacan la importancia del tipo de tratamiento en la reducción o aumento de los niveles de fósforo.

**Tabla 40**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función del fósforo*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -42,09 | 76,21 | 31882,33 | 1 | 31882,33 | 0,3 | 0,5818 |
| Contraste2 | -561,32 | 76,21 | 15671375,2 | 1 | 15671375,2 | 54,24 | <0,0001 |
| Total | | | 5703257,54 | 2 | 2851628,77 | 27,27 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes muestran diferencias significativas entre los tratamientos. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), tiene un valor F de 0,30 ($p=0,5818$), indicando que no hay diferencias significativas entre estos dos tratamientos. Sin embargo, el contraste 2, que compara el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), presenta un valor F de

54,24 (p<0,0001), evidenciando diferencias altamente significativas entre estos tratamientos. Esto sugiere que los tratamientos con lixiviado tienen un impacto más notable en los niveles de fósforo, especialmente en los vertederos.

**Tabla 41**

*Prueba de Tukey para los tratamientos en función al fósforo*

| Tratamientos | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 61,27 | 36 | 53,89 | A |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 76,89 | 36 | 53,89 | A |
| Vertedero Lixiviado (T) | 118,97 | 36 | 53,89 | A |
| Vertedero MB (C) | 622,58 | 36 | 53,89 | B |

**Nota:** Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

La prueba de Tukey para los tratamientos muestra diferencias significativas en los niveles de Fósforo, con un DMS de 196,12630. El Biodigestor MB (C) (61,27), el Biodigestor Lixiviado (T) (76,89), y el Vertedero Lixiviado (T) (118,97) están agrupados en la categoría A, lo que demuestra que estos tratamientos son más efectivos para mantener niveles bajos de Fósforo. En cambio, el Vertedero MB (C) presenta el promedio más alto (622,58622,58622,58) y pertenece a la categoría B, mostrando que este tratamiento es el menos eficiente en el manejo de esta variable. Estos resultados resaltan que los biodigestores, independientemente del tipo de medio utilizado, son significativamente mejores en la reducción de Fósforo en comparación con los vertederos, particularmente cuando estos últimos usan medio basal.

## Amonio

**Tabla 42**

*Análisis de la Varianza de amonio*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| AMONIO | 144 | 0,61 | 0,57 | 77,57 |

El análisis de varianza para los niveles de Amonio muestra un $R^2$=0,61, lo que indica que el 61 % de la variabilidad en esta variable puede explicarse por el modelo. El $R^2$ ajustado (0,57) confirma una buena capacidad explicativa al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 77,57

%) refleja una alta dispersión de los datos, lo que indica una notable variabilidad en los niveles de Amonio entre las diferentes condiciones experimentales y temporales.

**Tabla 43**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del amonio en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 208711800 | 14 | 14907985,7 | 14,37 | <0,0001 |
| Semanas | 38929645,5 | 11 | 3539058,68 | 3,41 | 0,0004 |
| Tratamientos | 169728154 | 3 | 565694051 | 54,57 | <0,0001 |
| Error | 133788515 | 129 | 103720,27 | | |
| Total | 342500315 | 143 | | | |

El análisis de la varianza muestra que tanto las semanas (F=3,41; p=0,0004) como los tratamientos (F=54,57; p<0,0001) tienen un efecto significativo sobre los niveles de Amonio. Esto sugiere que las diferencias temporales y los tipos de tratamiento aplicados influyen de manera importante en los niveles de esta variable, siendo los tratamientos el factor con mayor impacto en la variación observada.

**Tabla 44**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función al amonio*

| **Tratamientos** | **Contraste** | **E.E.** | **SC** | **gl** | **CM** | **F** | **p-valor** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -1409,14 | 240,04 | 35742103,4 | 1 | 35742103,4 | 34,46 | <0,0001 |
| Contraste2 | -2670,97 | 240,04 | 128413667 | 1 | 128413667 | 123,82 | <0,0001 |
| Total | | | 164155770 | 2 | 82077885,2 | 79,14 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

La Tabla 45 presenta los contrastes realizados, el contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), muestra un valor F de 34,46 (p<0,0001), lo que evidencia una diferencia altamente significativa entre estos dos tratamientos. El contraste 2, que evalúa el el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), también presenta una diferencia significativa (F=123,82; p<0,0001). Estos resultados indican que el uso de lixiviados, tanto en biodigestores como en vertederos, tiene un impacto notablemente mayor en los niveles de Amonio en comparación con los medios basales.

**Tabla 45**

*Prueba de Tukey para los tratamientos en función al amonio*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupo |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 175 | 36 | 169,73 | A |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 410,58 | 36 | 169,73 | A |
| Vertedero Lixiviado (T) | 1819,72 | 36 | 169,73 | B |
| Vertedero MB (C) | 2045,37 | 36 | 169,73 | C |

**Nota:** Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

La prueba de Tukey para los tratamientos refleja diferencias significativas en los niveles de Amonio, con un DMS de 617,70. El Biodigestor MB (C) (175,00) y el Biodigestor Lixiviado (T) (410,58) están agrupados en la categoría A, lo que indica niveles relativamente bajos de Amonio. El Vertedero Lixiviado (T) (1819,72 se clasifica en el grupo B, mientras que el Vertedero MB (C) (2045,50) se encuentra en la categoría C, presentando las concentraciones más altas. Esto destaca que el uso de vertederos, especialmente con medio basal, genera mayores niveles de Amonio en comparación con los biodigestores.

**Cormo VI**

**Tabla 46**

*Análisis de la Varianza de cromo VI*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| CROMO VI | 144 | 0,74 | 0,72 | 89,01 |

El análisis de varianza para la variable Cromo VI muestra un coeficiente de determinación ($R^2$ =0,74), lo que indica que el 74 % de la variabilidad en los niveles de esta variable es explicada por el modelo. El $R^2$ ajustado (0,72) refuerza que el modelo mantiene su capacidad explicativa al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 89,01 %) refleja una alta dispersión de los datos, lo que indica una notable variabilidad en los niveles de Cromo VI bajo diferentes condiciones experimentales.

**Tabla 47**

*Cuadro de Análisis de la Varianza de cromo VI en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 5972115,28 | 14 | 426579,66 | 26,69 | <0,0001 |
| Semanas | 5742007,64 | 11 | 520000,69 | 32,67 | <0,0001 |
| Tratamientos | 230107,56 | 3 | 76702,55 | 4,8 | 0,0033 |
| Error | 2061400,69 | 129 | 15987,85 | | |
| Total | 8033515,97 | 143 | | | |

En el análisis de varianza, se observa que las semanas (F=32,67; p<0,0001) tienen un impacto significativo en los niveles de Cromo VI, lo que refleja que esta variable fluctúa a lo largo del tiempo. Los tratamientos también tienen un efecto significativo (F=4,80; p=0,0033), aunque de menor magnitud en comparación con el efecto del tiempo. Esto sugiere que tanto las condiciones experimentales temporales como el tipo de tratamiento contribuyen a explicar la variación en los niveles de Cromo VI.

**Tabla 48**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función de cromo VI*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -3,89 | 29,8 | 272,22 | 1 | 272,22 | 0,02 | 0,8964 |
| Contraste2 | 3,61 | 29,8 | 234,72 | 1 | 234,72 | 0,01 | 0,9037 |
| Total | | | 506,94 | 2 | 253,47 | 0,02 | 0,9843 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados entre los tratamientos no muestran diferencias significativas. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), presenta un valor F de 0,02 (p=0,8964), indicando que no existen diferencias significativas entre estos tratamientos. De manera similar, el contraste 2, que evalúa el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), tiene un valor F de 0,01 (p=0,9037), también sin diferencias significativas. Esto sugiere que, en términos de reducción de Cromo VI, no hay diferencias relevantes entre el uso de lixiviados y medios basales en los biodigestores y vertederos.

**Tabla 49**

*Prueba de Tukey para los tratamientos en función de cromo VI*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Vertedero MB (C) | 100,28 | 36 | 21,07 | A |
| Biodigestor MB (C) | 103,89 | 36 | 21,07 | A B |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 180 | 36 | 21,07 | B C |
| Vertedero Lixiviado (T) | 183,89 | 36 | 21,07 | C |

**Nota:** Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

El análisis de Tukey para los tratamientos revela diferencias significativas en los niveles de Cromo VI, con un DMS de 76,67433. El Vertedero MB (C) (100,28) y el Biodigestor MB (C) (103,89) están agrupados en la categoría A, mostrando los valores más bajos de esta variable. El Biodigestor Lixiviado (T) (180,00) está clasificado en el grupo B, mientras que el Vertedero Lixiviado (T) (183,89) se encuentra en la categoría C, mostrando los niveles más altos de Cromo VI. Estos resultados destacan que los lixiviados incrementan los niveles de Cromo VI en comparación con los tratamientos con medio basal, siendo más notable en los vertederos.

## Magnesio

**Tabla 50**

*Análisis de la Varianza de magnesio*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| MAGNESIO | 144 | 0,54 | 0,49 | 41,36 |

El análisis de varianza para la variable Magnesio muestra que el modelo tiene un coeficiente de determinación ($R^2$=0,54R) lo que indica que el 54 % de la variabilidad en los niveles de Magnesio es explicada por el modelo. El $R^2$ajustado (0,49) refleja una ligera disminución en la capacidad explicativa al considerar el número de predictores. El coeficiente de variación (CV = 41,36 %) muestra una moderada dispersión en los datos, lo que sugiere que los tratamientos y las semanas tienen una influencia significativa en esta variable.

**Tabla 51**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del magnesio en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 1051677,8 | 14 | 75119,85 | 10,9 | <0,0001 |
| Semanas | 727494,24 | 11 | 66135,84 | 9,59 | <0,0001 |
| Tratamientos | 324183,63 | 3 | 108061,21 | 15,67 | <0,0001 |
| Error | 889360,96 | 129 | 6894,27 | | |
| Total | 1941038,49 | 143 | | | |

El análisis indica que tanto las semanas como los tratamientos afectan significativamente los niveles de Magnesio (p<0,0001). Las semanas presentan un valor F de 9,59 (p<0,0001), evidenciando un efecto notable del tiempo en la variabilidad del Magnesio. Por otro lado, los tratamientos tienen un valor F de 15,67 (p<0,0001), lo que confirma que este factor es el principal determinante en las diferencias observadas en los niveles de Magnesio. Esto destaca la importancia del tipo de tratamiento aplicado.

**Tabla 52**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función del magnesio*

| Tratamientos | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | 125 | 19,57 | 281250 | 1 | 281250 | 40,79 | <0,0001 |
| Contraste2 | 43,08 | 19,57 | 33411,13 | 1 | 33411,13 | 4,85 | 0,0295 |
| Total | | | 314661,13 | 2 | 157330,56 | 22,82 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados entre los tratamientos para los niveles de Magnesio muestran diferencias significativas en sus efectos. El contraste 1, que compara el Biodigestor Lixiviado (T) con Vertedero biorreactor con Lixiviado (T), presenta un valor F de 40,79 (p<0,0001), lo que indica que el uso de lixiviado en el biodigestor genera un impacto significativamente mayor en los niveles de Magnesio en comparación con el medio basal. Por otro lado, el contraste 2, que evalúa el Biodigestor MB (C) con el Vertedero MB (C), muestra un valor F de 4,85 (p=0,0295), evidenciando una diferencia significativa aunque de menor magnitud. Esto sugiere que los tratamientos con lixiviado, tanto en biodigestores como en vertederos, tienen un efecto relevante en los niveles de Magnesio, siendo más marcado en los biodigestores.

**Tabla 53**

*Prueba de Tukey para los tratamientos en función del magnesio*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Vertedero Lixiviado (T) | 146,39 | 36 | 13,84 | A |
| Vertedero MB (C) | 171,08 | 36 | 13,84 | A B |
| Biodigestor MB (C) | 214,17 | 36 | 13,84 | B |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 271,39 | 36 | 13,84 | C |

**Nota:** Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

En cuanto a los tratamientos, la prueba de Tukey revela diferencias significativas, con un DMS de 50,36255. El Vertedero Lixiviado (T) (146,39) está clasificado en la categoría A, indicando que este tratamiento es el menos eficiente para mantener bajos los niveles de Magnesio. El Vertedero MB (C) (171,08) y el Biodigestor MB (C) (214,17) están clasificados en las categorías A y B, mostrando un desempeño intermedio. Por otro lado, el Biodigestor Lixiviado (T) (271,39) pertenece exclusivamente a la categoría C, reflejando los valores más altos de Magnesio. Estos resultados destacan que los biodigestores, especialmente con lixiviado, son significativamente menos efectivos en la reducción de Magnesio en comparación con los vertederos.

## Hierro

**Tabla 54**

*Análisis de la Varianza de hierro*

| Variable | N | $R^2$ | $R^2$ Aj | CV |
|---|---|---|---|---|
| HIERRO | 144 | 0,74 | 0,72 | 51,67 |

El análisis de varianza (ANOVA) para la variable "Hierro" muestra un coeficiente de determinación $R^2$=0,74, indicando que el 74% de la variabilidad observada se explica por el modelo. Los tratamientos presentan un efecto significativo (F=101,66; p<0,0001), lo que confirma diferencias notables entre los tratamientos evaluados. Además, el efecto de las semanas también es significativo (F=6,51; p<0,0001), mostrando variaciones en la concentración de hierro a lo largo del tiempo

**Tabla 55**

*Cuadro de Análisis de la Varianza del hierro en función a semanas y tratamientos.*

| F.V. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 36006,62 | 14 | 2571,9 | 26,9 | <0,0001 |
| Semanas | 6845,18 | 11 | 622,29 | 6,51 | <0,0001 |
| Tratamientos | 29161,44 | 3 | 9720,48 | 101,66 | <0,0001 |
| Error | 12334,96 | 129 | 95,66 | | |
| Total | 48341,58 | 143 | | | |

El análisis de la varianza demuestra que los tratamientos tienen un efecto altamente significativo sobre los niveles de hierro ($F=101,66$; $p < 0,0001$), lo que indica diferencias marcadas entre los tratamientos empleados. Asimismo, las semanas también influyen de manera significativa ($F=6,51$;$p<0,0001$), lo que sugiere un cambio en los niveles de hierro con el tiempo.

**Tabla 56**

*Contrastes entre tratamientos y controles de vertederos biorreactores y biodigestores en función del hierro*

| TRATAMIENTOS | Contraste | E.E. | SC | gl | CM | F | p-valor |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Contraste1 | -29,65 | 2,3 | 15827,17 | 1 | 15827,17 | 165,52 | <0,0001 |
| Contraste2 | -26,95 | 2,3 | 13070,75 | 1 | 13070,75 | 136,7 | <0,0001 |
| Total | | | 28997,92 | 2 | 14448,96 | 151,11 | <0,0001 |

**Nota:** Contraste 1: Biodigestor con Lixiviado (Tratamiento) vs Vertedero biorreactor con Lixiviado (Tratamiento), Contraste 2: Vertedero biorreactor con medio basal (Control) vs Biodigestor con medio basal (Control)

Los contrastes realizados entre tratamientos destacan diferencias significativas ($p<0,0001$) en ambos niveles evaluados. El contraste 1 muestra una diferencia marcada con $F=165,52$, mientras que el contraste 2 también refleja una variación considerable con $F=136,70$. Estos resultados confirman que las comparaciones entre los diferentes tratamientos tienen un impacto relevante en la variación de los niveles de hierro.

**Tabla 57**

*Prueba de Tukey para los tratamientos en función del hierro*

| TRATAMIENTOS | Medias | n | E.E. | Grupos |
|---|---|---|---|---|
| Biodigestor MB (C) | 4,1 | 36 | 1,63 | A |
| Biodigestor Lixiviado (T) | 5,45 | 36 | 1,63 | A |
| Vertedero MB (C) | 31,04 | 36 | 1,63 | B |
| Vertedero Lixiviado (T) | 35,1 | 36 | 1,63 | B |

**Nota:** Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<0,05), MB: Medio Basal

La tabla presenta del análisis Tukey de los tratamientos muestra diferencias significativas entre los tratamientos aplicados, con un valor crítico (DMS=5,93113). Los tratamientos con Biodigestor MB (C) y Biodigestor Lixiviado (T) presentan los niveles más bajos de hierro (Media=4,13, respectivamente), agrupándose en el literal "A". En contraste, los tratamientos Vertedero MB (C) y Vertedero Lixiviado (T) registran los valores más altos (Media=31,04 y 35,10, respectivamente), clasificándose en el literal "B". Estos resultados destacan la influencia de los lixiviados y los métodos de vertedero en el aumento del hierro.

## Biogás

Para determinar si existe estadísticamente diferencias significativas o no en los sistemas, se realizó una prueba t – student para comparar el Control de los dos sistemas de tratamiento, y también los dos tratamientos.

**CONTROL**

**Tabla 58**

*Producción de biogás por semana en el control de cada sistema de tratamiento.*

| Semana | Control vertederos biorreactores (mmoles de NH4) | Control biodigestores (mmoles de NH4) |
|---|---|---|
| 1 | 161,74 | 0,16 |
| 2 | 184,57 | 0,08 |
| 3 | 186,49 | 11,85 |
| 4 | 174,85 | 18,02 |
| 5 | 158,39 | 17,93 |
| 6 | 146,33 | 23,69 |
| 7 | 129,91 | 39,79 |
| 8 | 158,14 | 38,61 |
| 9 | 147,60 | 40,81 |
| 10 | 141,23 | 38,85 |
| 11 | 123,21 | 36,85 |
| 12 | 141,76 | 36,73 |

*Nota.* Los datos obtenidos son de la producción de biogás semanal en C1 de los vertederos biorreactores, y en C2 de los biodigestores.

**Hipótesis planteadas**

$\mathbf{H_o}$: $\mu_1 = \mu_2$

$\mathbf{H_l}$: $\mu_1 \neq \mu_2$

**Análisis**

**Tabla 59**

*Valores estadísticos para los diferentes sistemas.*

| Sistema | Media | Cantidad de elementos | Varianza |
|---|---|---|---|
| **Control 1 vertederos biorreactores** | 154,52 | 12 | 405,37 |
| **Control 2 biodigestores** | 25,28 | 12 | 239,45 |

**Tabla 60**

*Valores para prueba de hipótesis*

| | |
|---|---|
| **Varianza común** | 381,585761 |
| **Estadístico de prueba** | 16,21 |
| **Grados de libertad** | 22 |
| **Valor crítico** | 2,07 |
| **p – valor** | $1{,}03x10^{-13}$ |

**Conclusión**

Dado que el estadístico de prueba $t$ = 16,21 es mayor que el valor crítico (2,07) y el p- valor $1{,}03x10^{-13}$ es mucho menor que 0,05, se rechaza la hipótesis nula**.** Esto sugiere que existe una diferencia significativa entre las medias de las dos muestras en el nivel de significancia establecido. Siendo los sistemas de control de los vertederos con biorreactores los que generan más biogás que los biodigestores.

**TRATAMIENTO**

**Tabla 61**

*Producción de biogás por semana en el control de cada sistema de tratamiento.*

| **Semana** | **Tratamiento vertederos biorreactores (mmoles de $NH_4$)** | **Tratamiento biodigestores (mmoles de $NH_4$)** |
|---|---|---|
| 1 | 158,55 | 0,33 |
| 2 | 196,71 | 0,33 |
| 3 | 197,03 | 1,06 |
| 4 | 204,39 | 4,00 |
| 5 | 181,88 | 12,66 |
| 6 | 165,45 | 24,43 |
| 7 | 196,09 | 18,47 |
| 8 | 202,67 | 18,14 |
| 9 | 193,56 | 18,22 |
| 10 | 186,21 | 17,85 |
| 11 | 191,27 | 18,30 |
| 12 | 191,07 | 17,12 |

*Nota.* Los datos obtenidos son de la producción de biogás semanal en T1 de los vertederos biorreactores, y en T1 de los biodigestores.

**Hipótesis planteadas**

$\mathbf{H_o}$: $\mu_1 = \mu_2$

$\mathbf{H_l}$: $\mu_1 \neq \mu_2$

**Análisis**

**Tabla 62**

*Valores estadísticos para los diferentes sistemas.*

| Sistema | Media | Cantidad de elementos | Varianza |
|---|---|---|---|
| **Tratamiento 1 vertederos biorreactores** | 188,74 | 12 | 197,04 |
| **Tratamiento 1 biodigestores** | 12,58 | 12 | 75,04 |

**Tabla 63**

*Valores para prueba de hipótesis*

| | |
|---|---|
| **Varianza común** | 190,62 |
| **Estadístico de prueba** | 31,25 |
| **Grados de libertad** | 22 |
| **Valor crítico** | 2,07 |
| **p – valor** | $1{,}01 \times 10^{-19}$ |

**Conclusión**

Dado que el estadístico de prueba $t$ = 31,25 es mayor que el valor crítico (2,07) y el p- valor $1{,}01 \times 10^{-19}$ es mucho menor que 0,05, se rechaza la hipótesis nula**.** Esto sugiere que existe una diferencia significativa entre las medias de las dos muestras en el nivel de significancia establecido, lo que demuestra que el sistema " Tratamiento 1 vertederos biorreactores " es considerablemente más eficiente en la producción de biogás en comparación con " Tratamiento 1 biodigestores ". Esto está respaldado por las diferencias en las medias y la significancia estadística de la prueba realizada.

# CAPÍTULO IV.-CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

## 4.1 CONCLUSIONES

- La implementación de sistemas de tratamiento a escala de laboratorio permitió evaluar el comportamiento y rendimiento del lixiviado empleado bajo condiciones controladas, en los vertederos biorreactores y biodigestores. Los vertederos biorreactores sobresalieron por su versatilidad y eficacia, demostrando una mayor capacidad para manejar cargas contaminantes elevadas, gracias a su diseño que promueve gradientes anaerobios ideales para la actividad metanogénica. Los biodigestores por su parte, pese a presentar un rendimiento menor, lograron mantener un desempeño estable y contribuyeron a la estabilización de la materia orgánica.

- La caracterización de los productos generados durante las semanas de tratamiento no solo permitió evaluar su desempeño, sino también identificar fortalezas y debilidades, proporcionando información valiosa para su optimización en futuras investigaciones, donde se aplique estas tecnologías. En el caso de los vertedero biorreactores, el lixiviado tratado presentó una mayor reducción de la DQO, metales pesados y sólidos suspendidos, lo que indica una mayor capacidad para reducir la carga contaminante. Por su parte, los biodigestores, aunque la remoción de los contaminantes se registró de manera más modera, lograron la estabilización del lixiviado, volviendo a esta tecnología ideal en escenarios donde la simplicidad operativa sea prioritaria.

- El análisis estadístico basado en ANOVA, pruebas de contrastes y pruebas de Tukey, permitió evaluar de manera precisa la producción de biogás y la eficacia de la remoción de contaminantes del lixiviado, en ambos sistemas. Los vertederos biorreactores produjeron volúmenes significativamente mayores de biogás, demostrando también una mayor capacidad para poder remover contaminantes y degradar la materia orgánica, en especial metales pesados como el cromo y el cadmio. En comparación, los biodigestores pese a tener una menor producción de biogás, lograron mantener un funcionamiento estable, lo que lo vuelve una solución viable para el tratamiento de lixiviados y producción de biogás en escenarios específicos.

- El presente estudio corroboró la viabilidad de la producción de biogás a partir del tratamiento biológico de lixiviados crudos del relleno sanitario de Ambato, utilizando vertederos biorreactores y biodigestores. Lo que demuestra no solo el potencial de estas tecnologías para el aprovechamiento energético de los lixiviados, sino que también generó una base sólida de información para investigaciones futuras dirijas a optimizar el diseño, operación y escalamiento de estos sistemas

## 4.2 RECOMENDACIONES

- Se recomienda aplicar pretratamientos a las aguas residuales antes de su ingreso a los sistemas de digestión anaerobia. Estos pretratamientos pueden incluir procesos fisicoquímicos como sedimentación, filtración, ajuste de pH o coagulación-floculación, también pretratamientos biológicos como la hidrólisis anaerobia. La finalidad de estos procedimientos es reducir la carga de materia orgánica compleja, eliminar contaminantes que pueden funcionar como inhibidores, y mejorar la biodegradabilidad de los lixiviados, lo que favorecerá una mayor eficiencia en la producción de biogás y la remoción de contaminantes.

- Se recomienda investigar la posibilidad de integrar el tratamiento de otros tipos de residuos líquidos, además de lixiviados crudos, en los sistemas evaluados. Esto podría incluir residuos agroindustriales, aguas residuales domésticas o industriales, a fin de maximizar la utilidad de estas tecnologías en distintos contextos.

- Se recomienda realizar mediciones periódicas de la concentración de $CO_2$ en el biogás generado durante la operación, especialmente en la fase estacionaria del sistema. Esto permitirá determinar con mayor precisión los porcentajes de $CH_4$ y $CO_2$ presentes en el biogás, proporcionando una evaluación más completa de su calidad y potencial energético

## MATERIALES DE REFERENCIA


Abedi, S., Nozarpour, A., & Tavakoli, O. (2023). Evaluation of biogas production rate and leachate treatment in Landfill through a water-energy nexus framework for integrated waste management. *Energy Nexus*, *11*. https://doi.org/10.1016/j.nexus.2023.100218

Abubakar, A. M. (2022). Biodigester and Feedstock Type: Characteristic, Selection, and Global Biogas Production. *Journal of Engineering Research and Sciences*, *1*(3), 170–187. https://doi.org/10.55708/js0103018

Ahmad, I., Abdullah, N., Chelliapan, S., Krishnan, S., Koji, I., & Yuzir, A. (2021). Effect of organic loading rate on the performance of modified anaerobic baffled reactor treating landfill leachate containing heavy metals. *Materials Today: Proceedings*, *46*, 1913–1921. https://doi.org/10.1016/J.MATPR.2021.02.027

Almendariz, M. (2023). Incidencia de las aguas servidas afectando a los habitantes y productores, Parroquia Izamba- Ambato- Tungurahua. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, *7*(5), 10663–10686. https://doi.org/https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i5.8686

Atchala, M. S. R., Rao, P. V., Pilli, S., Pawar, A., Ganiga, R., & Tyagi, R. D. (2025). Pre-treatment and post-treatment strategies for enhancing anaerobic digestion in poultry slaughterhouse wastewater management. *Sustainable Chemistry for the Environment*, *9*, 100199. https://doi.org/10.1016/J.SCENV.2024.100199

Bonu, R., Anand, N., & Palani, S. G. (2023). Impact of thermal pre-treatment on anaerobic co-digestion of sewage sludge and landfill leachate. *Materials Today: Proceedings*, *72*, 99–103. https://doi.org/10.1016/J.MATPR.2022.06.130

Borja, R. (2011). Biogas Production. *Comprehensive Biotechnology, Second Edition*, *2*, 785–798. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00126-4

Budihardjo, M., Ramadan, B., Yohana, E., Syafrudin, Rahmawati, F., Ardiana, R., Susilo, D. B., 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). https://doi.org/10.1088/1755 1315/894/1/012013

Cai, Y., Gallegos, D., Zheng, Z., Stinner, W., Wang, X., Pröter, J., & Schäfer, F. (2021). Exploring the combined effect of total ammonia nitrogen, pH and temperature on anaerobic digestion of chicken

manure using response surface methodology and two kinetic models. *Bioresource Technology*, *337*. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125328

Castelo, P., Peñafiel, R. & Ochoa, V., (2014). Anaerobic digestion of fruit and vegetable waste in semi-continuous reactor from a municipal market in Tumbaco, Ecuador. *Avances En Ciencias E Ingeniería*, *6*(2). 31 - 39.

Cayo, J. L. (2024). *Efecto de la adición de lodos centrifugados de la PTAR – Ambato sobre el proceso de biodigestión de residuos verdes provenientes de mercados*. [Trabajo de Titulación previo a la obtención de título de Ingeniero Biotecnólogo, Universidad Técnica de Ambato]. Repositorio UTA. https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/40591.

Chaturvedi, H., Das, P., & Kaushal, P. (2018). Comparative study of different Biological Processes for non-segregated Municipal Solid Waste (MSW) leachate treatment. *Environmental Technology & Innovation*, *9*, 134–139. https://doi.org/10.1016/J.ETI.2017.11.008

Chávez, W. (2011). Tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, Méx. *Centro De Investigacion En Materiales Avanzados*, 111. https://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1004/858/1/Wendy Margarita Chávez Montes MCTA.pdf

Cheng, X., Wang, J., Chen, B., Wang, Y., Liu, J., & Liu, L. (2017). Effectiveness of phosphate removal during anaerobic digestion of waste activated sludge by dosing iron (III). *Journal of Environmental Management*, *193*, 32–39. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.02.009

Chu, Y., Wang, J., Jiang, L., Tian, G., & He, R. (2022). Intermittent aeration reducing N2O emissions from bioreactor landfills with gas–water joint regulation. *Waste Management*, *139*, 309–320. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.12.041

Clemente, E., Domingues, E., Quinta, R. M., Leitão, A., & Martins, R. C. (2024). European and African landfilling practices: an overview on MSW management, leachate characterization and treatment technologies. *Journal of Water Process Engineering*, *66*, 105931. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2024.105931

Córdoba, V., Ibarlucía, D., & Santalla, E. (2022). Desarrollo y validación de un mecanismo para remover CO2 y cuantificar la producción de CH4 en sistemas de digestión anaeróbica. *RedBioLAC*, 6(1), 40-45

Da Silva, J. B., Zat, T., Werner, E. S., Brehm, F. A., Gonçalves, J. P., Souza, M. T., & Rodríguez, E. D. (2024). Recycling of municipal sewage sludge from Brazilian wastewater treatment plants for the manufacture of environmentally friendly ceramic bricks. *Case Studies in Construction Materials*, *21*. https://doi.org/10.1016/J.CSCM.2024.E03610

Dagwar, P. P., & Dutta, D. (2024). Landfill leachate a potential challenge towards sustainable environmental management. *Science of The Total Environment*, *926*. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.171668

Duan, N., Dai, X., Dong, B., & Dai, L. (2016). Anaerobic digestion of sludge differing in inorganic solids content: Performance comparison and the effect of inorganic suspended solids content on degradation. *Water Science and Technology*, 74(9), 2152–2161. https://doi.org/10.2166/wst.2016.400

Ebrahimi, A. A., Khosravi, R., Eslami, H., Taghavi, M., Omidi, F., & Fallahzadeh, R. A. (2022). Removal of heavy metals from compost leachate using an anaerobic consecutive system of anaerobic migrating blanket reactor-anaerobic sludge bed reactor. *Desalination and Water Treatment*, *271*, 116–123. https://doi.org/10.5004/DWT.2022.28813

Etim, E., Tashi Choedron, K., & Ajai, O. (2024). Municipal solid waste management in Lagos State: Expansion diffusion of awareness. *Waste Management*, *190*, 261–272. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2024.09.032

Fahim, F., & Shayegan, J. (2020). CO2 measurement of synthetic biogas by passing it through dilute NaOH solution. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, *39*(3), 107–116. https://doi.org/10.30492/ijcce.2020.38976

Fazzino, F., Frontera, P., Malara, A., Pedullà, A., & Calabrò, P. S. (2024). Effects of carbon-based conductive materials on semi-continuous anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and waste activated sludge. *Chemosphere*, *357*. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2024.142077

Fulazzaky, M. A., Yuzir, A., Messer, T., & Sofyan, A. (2024). Methanogenesis kinetics of organic matter of the leachate in an up-flow anaerobic sludge blanket reactor. *Waste Management Bulletin*, *2*(4), 1–10. https://doi.org/10.1016/J.WMB.2024.08.003

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*, *7*(2). 130 - 137. https://doi.org/10.18272/aci.v7i2.274

Goodarzi, M., Arjmand, M., & Eskicioglu, C. (2024). Nanomaterial-amended anaerobic sludge digestion: Effect of pH as a game changer. *Environmental Research*, *240*. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.117463

Gómez, L., Morales, C., Castro, M., González, A., Marmolejo C. V., & Zagal, S. R. (2024). Design of experiments to evaluate pH and temperature parameters with different inoculums in domestic biodigester. *Heliyon*, *10*(9), e30542. https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2024.E30542

Granzotto, F., Aita, C., Silveira, D. D., Mayer, F. D., Pujol, S. B., Piñas, J. A. V., & Hoffmann, R. (2021). Use of anaerobic biodigestor in the treatment of organic waste from a university restaurant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *9*(5). https://doi.org/10.1016/J.JECE.2021.105795

Guamán, D., & Muñoz, F. (2016). *Producción de gas metano y caracterización de la calidad del lixiviado proveniente de una biocelda para el manejo de residuos sólidos* [Trabajo de Titulación previo a la obtención de título de Ingeniero Biotecnólogo, Universidad Técnica de Ambato]. Repositorio UTA. https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/39266

HANNA instruments. (2019). Multiparameter Meter with Available GPS, Logging Probe, Turbidity & Ion Measurements. https://www.hannainst.com/hubfs/productmanuals/MAN9829_06_19.pdf?hsLang=en

HANNA instruments. (2022). Manuales y hojas de seguridad. https://hannainst.ec/descargas/?q=HI 83399&catid=265&limit=60

Hanum, F., Atsuta, Y., & Daimon, H. (2022). Methane Production Characteristics of an Anaerobic Co-Digestion of Pig Manure and Fermented Liquid Feed. *Molecules*, *27*(19). https://doi.org/10.3390/MOLECULES27196509

Hao, X., Wei, J., van Loosdrecht, M. C. M., & Cao, D. (2017). Analysing the mechanisms of sludge digestion enhanced by iron. *Water Research*, *117*, 58–67. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.03.048

Hashemi, B., Horn, S. J., Lamb, J. J., & Lien, K. M. (2022). Potential role of sulfide precipitates in direct interspecies electron transfer facilitation during anaerobic digestion of fish silage. *Bioresource Technology Reports*, *20*. https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2022.101264

Huang, Q., Liu, Y., & Dhar, B. R. (2024). Deciphering the microbial interactions and metabolic shifts at different COD/sulfate ratios in electro-assisted anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*, *480*, 135801. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2024.135801

Indren, M., Birzer, C. H., Kidd, S. P., & Medwell, P. R. (2020). Effect of total solids content on anaerobic digestion of poultry litter with biochar. *Journal of Environmental Management*, *255*. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109744

Igwegbe, C. A., López-Maldonado, E. A., Landázuri, A. C., Ovuoraye, P. E., Ogbu, A. I., Vela-García, N., & Białowiec, A. (2024). Sustainable municipal landfill leachate management: Current practices, challenges, and future directions. *Desalination and Water Treatment*, *320*. https://doi.org/10.1016/J.DWT.2024.100709

INEC (2022). *Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales*. Instituto Nacional de Estadística y Censos. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2021/Residuo_solidos_2021/Presentaci%C3%B3n%20residuos%202021%20v07JA_CGTP%20(Rev%202%20CGTPE)%20(Rev.%20Dicos).pdf

Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN). (2013). *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras*. (NTE INEN 2169:2013).

Ibarra, B., Narváezo, M., & De la Rosa, A. (2020). Análisis De La Disposición De Los Desechos Sólidos Y Generacion De Biogas En El Relleno Sanitario De Ambato, Ecuador. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica*, *13*(3), 988-1006. https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.68441

Koirala, N., Odey, E. A., Lu, Q., Iu, H. I., Lok, K. S., & Shim, H. (2021). Stimulatory effect of magnesium supplement on anaerobic co-digestion of food waste and domestic wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, *40*, 101773. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2020.101773

Kim, K. H., Kim, H. R., Oh, J., Choi, J., Park, S., & Yun, S. T. (2024). Predicting leachate impact on groundwater using electrical conductivity and oxidation–reduction potential measurements: An

empirical and theoretical approach. *Journal of Hazardous Materials*, *474*. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2024.134733

Latif, M. A., Mehta, C. M., & Batstone, D. J. (2018). Enhancing soluble phosphate concentration in sludge liquor by pressurised anaerobic digestion. *Water Research*, *145*, 660–666. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.08.069

Lee, E., Bittencourt, P., Casimir, L., Jimenez, 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

León, J., & Andrade, B. (2021). Tratamiento biológico complementario para lixiviados como alternativa para mitigar la contaminación ambiental. *Revista Polo Del Conocimiento*, 6(6), 1099–1115. https://doi.org/10.23857/pc.v6i6.2807

Lin, H., Black, M. J., Lin, O., Minter, T., & Borrion, A. (2024). Biogas utilisation – Life cycle assessment of enabling technology for transport biomethane - UK case study, Bore Hill farm Biodigester. *Biomass and Bioenergy*, *190*. https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2024.107402

Liu, J., Jiang, J., Aihemaiti, A., Meng, Y., Yang, M., Xu, Y., Gao, Y., Zou, Q., & Chen, X. (2019). Removal of phosphate from aqueous solution using MgO-modified magnetic biochar derived from anaerobic digestion residue. *Journal of Environmental Management*, *250*. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109438

Liu, Y., Li, X., Wu, S., Tan, Z., & Yang, C. (2021). Enhancing anaerobic digestion process with addition of conductive materials. *Chemosphere*, *278*. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130449

Loosdrecht, M., Halkjaer, P., López, C., & Brdjanovic, D. (2019). Métodos Experimentales para el Tratamiento de Aguas Residuales. In Métodos Experimentales para el Tratamiento de Aguas Residuales. https://doi.org/10.2166/9781780409252

Lorenzo, Y., Obaya, M. C. (2005) La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I ICIDCA. *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, *39*(1). 35-48. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006

Lupitskyy, R., Alvarez, D., Herde, Z. D., & Satyavolu, J. (2018). In-situ prevention of hydrogen sulfide formation during anaerobic digestion using zinc oxide nanowires. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *6*(1), 110–118. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2017.11.048

Lv, Y., Chang, N., Li, Y. Y., & Liu, J. (2021). Anaerobic co-digestion of food waste with municipal solid waste leachate: A review and prospective application with more benefits. *Resources, Conservation and Recycling*, *174*(July), 105832. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105832

Martinez, A., Vernieres, L., Abdelouahed, L., Taouk, B., Mohabeer, C., & Estel, L. (2022). Modelling of an Anaerobic Digester: Identification of the Main Parameters Influencing the Production of Methane Using the Sobol Method. *Fuels*, *3*(3), 436–448. https://doi.org/10.3390/FUELS3030027

Meng, J., Shi, L., Hu, Y., Wang, Z., Hu, Z., & Zhan, X. (2024). Integration of anaerobic digestion and electrodialysis for methane yield promotion and in-situ ammonium recovery. *Bioresource Technology*, *402*. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2024.130770

Mihi, M., Ouhammou, B., Aggour, M., Daouchi, B., Naaim, S., El Mers, E. M., & Kousksou, T. (2024). Modeling and forecasting biogas production from anaerobic digestion process for sustainable resource energy recovery. *Heliyon*, *10(19)*. https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2024.E38472/ASSET/7168CA65-A640-4C87-BCE7-9DCADBEE9011/MAIN.ASSETS/GR12.JPG

Mohammadkhani, G., Mahboubi, A., Plöhn, M., Funk, C., & Ylitervo, P. (2024). Total ammonia removal from anaerobic digestion effluents of municipal sewage sludge using Nordic microalgae. *Algal Research*, *84*. https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2024.103802

Montero, F. S., Molina, C. S., Pillco, B. M., Sarduy, L. B., & Diéguez, K. (2020). Evaluación del impacto ambiental de la construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales. Caso río Pindo Chico, Puyo, Pastaza, Ecuador. *Ciencia, Ambiente y Clima*, *3*(1), 23–39. https://doi.org/10.22206/cac.2020.v3i1.pp23-39

Montiel, G. V. Ortega, L. E. (2024). *Determinación del efecto de Cr6+ y Cd2+ sobre la producción de biogás y las características de lixiviado de vertederos biorreactores para la estabilización de materia orgánica residual* [Trabajo de Titulación previo a la obtención de título de Ingeniero Biotecnólogo, Universidad Técnica de Ambato]. Repositorio UTA. https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/40818

Mutegoa, E., & Sahini, M. G. (2023). Approaches to mitigation of hydrogen sulfide during anaerobic digestion process – A review. *Heliyon*, *9*(9), e19768. https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2023.E19768

Nabavi, A., Bayat, R., Hosseinzadeh, H., Afrasyabi, H., & Chau, K. wing. (2017). Modeling of energy consumption and environmental life cycle assessment for incineration and landfill systems of municipal solid waste management - A case study in Tehran Metropolis of Iran. *Journal of Cleaner Production*, *148*, 427–440. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.01.172

Nie, E., He, P., Zhang, H., Hao, L., Shao, L., & Lü, F. (2021). How does temperature regulate anaerobic digestion? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *150*. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2021.111453

Nikkhah, A., Khojastehpour, M., & Abbaspour Fard, M. H. (2018). Hybrid landfill gas emissions modeling and life cycle assessment for determining the appropriate period to install biogas system. *Journal of Cleaner Production*, *185*, 772–780. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.03.080

Ociński, D., Augustynowicz, J., Wołowski, K., Mazur, P., Sitek, E., & Raczyk, J. (2021). Natural community of macroalgae from chromium-contaminated site for effective remediation of Cr (VI)-containing leachates. *Science of The Total Environment*, *786*, 147501. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.147501

Oguntunde, O. O., Odunaike, R. K., & Adeniji, Q. A. (2021). Construction and performance tests of a pH meter for physico-chemical characterization. *Journal of Applied Science and Environmental Studies*, *4*(1), 279–285. https://doi.org/10.48393/IMIST.PRSM/JASES-V4I1.23055

Okopi, S., Li, Y., & Xu, F. (2023). Biomass Digestion. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90386-8.00051-6

Paramaguru, G., Kannan, M., Lawrence, P., & Thamilselvan, D. (2017). Effect of total solids on biogas production through anaerobic digestion of food waste. *Desalination and Water Treatment*, *63*, 63–68. https://doi.org/10.5004/DWT.2017.20167

Parra Huertas, R. A. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción+ limpia*, 10(2), 142-159. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1909-04552015000200014&script=sci_abstract&tlng=es

Pinto, J. A., Barros, R. M., dos Santos, I. F. S., Filho, G. L. T., de Oliveira Botan, M. C., Bôas, T. F. V., & de Cássia Crispim, A. M. (2023). Study of the anaerobic co-digestion of bovine and swine manure: Technical and economic feasibility analysis. *Cleaner Waste Systems*, *5*. https://doi.org/10.1016/J.CLWAS.2023.100097

Rafiee, A., Khalilpour, K. R., Prest, J., & Skryabin, I. (2021). Biogas as an energy vector. *Biomass and Bioenergy*. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105935

Rodrigues, M., Antunes, J. A., & Miguéis, V. (2025). Aligning priorities: A Comparative analysis of scientific and policy perspectives on municipal solid waste management. *Waste Management*, *193*, 70–83. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2024.11.031

Romero, M. S., Mata, J., Chimenos, J. M., & 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

Rowe, K., & Yu, Y. (2013). A practical technique for estimating service life of MSW leachate collection systems. Canadian Geotechnical Journal, 50(2), 165–178. https://doi.org/10.1139/cgj-2012-0257

Sabba, F., Kassar, C., Zeng, T., Mallick, S. P., Downing, L., & McNamara, P. (2025). PFAS in landfill leachate: Practical considerations for treatment and characterization. *Journal of Hazardous Materials*, *481*, 136685. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2024.136685

Selvam, S. B., Chelliapan, S., Din, M. F. M., Nasri, N. S., Abdullah, N., & Yuzir, A. (2017). Performance of an up-flow anaerobic sludge bed (UASB) reactor for treating landfill leachate containing heavy metals and formaldehyde. *Desalination and Water Treatment*, *86*, 51–58. https://doi.org/10.5004/DWT.2017.21406

Singh, D., Malik, K., Sindhu, M., Kumari, N., Rani, V., Mehta, S., Malik, K., Ranga, P., Sharma, K., Dhull, N., Malik, S., & Arya, N. (2022). Biostimulation of Anaerobic Digestion Using Iron Oxide Nanoparticles (IONPs) for Increasing Biogas Production from Cattle Manure. *Nanomaterials (Basel)*, *12*(3). https://doi.org/10.3390/NANO12030497

Slopiecka, K., Liberti, F., Massoli, S., Bartocci, P., & Fantozzi, F. (2022). Chemical and physical characterization of food waste to improve its use in anaerobic digestion plants. *Energy Nexus*, *5*. https://doi.org/10.1016/J.NEXUS.2022.100049

Sun, Y. Y., Li, Q. S., Jiang, H. M., Li, Y. H., Zhu, M. S., Miao, L. K., Zhou, H. Z., Huang, J. W., Fan, X. X., & Wang, J. F. (2024). Microbial communities outperform extracellular polymeric substances

in the reduction of hexavalent chromium by anaerobic granular sludge. *Environmental Technology & Innovation*, *34*. https://doi.org/10.1016/J.ETI.2024.103616

Vargas, M. A., Morales, J., Cerdà, V., Ferrer, L., & Palacio, E. (2023). Paper sensor-based method using a portable 3D-printed platform and smartphone-assisted colorimetric detection for ammonia and sulfide monitoring in anaerobic digesters and wastewater. *Microchemical Journal*, *188*. https://doi.org/10.1016/J.MICROC.2023.108469

Veli, S., Arslan, A., Isgoren, M., Bingol, D., & Demiral, D. (2021). Experimental design approach to COD and color removal of landfill leachate by the electrooxidation process. *Environmental Challenges*, *5*. https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100369

Wang, H., Chen, Y., & Li, Z. (2020). Relación entre el potencial de óxido-reducción y la estabilidad de los sistemas anaerobios. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *10*(4), 340–352.

Wang, Z., Jiang, Y., Wang, S., Zhang, Y., Hu, Y., Hu, Z. hu, Wu, G., & Zhan, X. (2020). Impact of total solids content on anaerobic co-digestion of pig manure and food waste: Insights into shifting of the methanogenic pathway. *Waste Management*, *114*, 96–106. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.06.048

Wang, F., Ma, S., Han, X., Liu, S., & Sun, K. (2024). Enhancing Phosphorus Release from Sewage Sludge in Anaerobic Digestion via Thermal Hydrolysis Pretreatment: Insights from Phosphorus Speciation and Molecular Biological Pathways. *Environmental Science and Technology*, *58*(24), 10828–10838. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.4C01287/SUPPL_FILE/ES4C01287_SI_002.XLSX

Wang, S., Zhang, X., Tian, D., Zhao, J., Rabiee, H., Cai, F., Xie, M., Virdis, B., Guo, J., Yuan, Z., Zhang, R., & Hu, S. (2024). Anaerobic oxidation of methane coupled to reductive immobilization of hexavalent chromium by "Candidatus Methanoperedens." *Journal of Hazardous Materials*, *480*, 136020. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2024.136020

Yang, H., & Deng, L. (2020). Using air instead of biogas for mixing and its effect on anaerobic digestion of animal wastewater with high suspended solids. *Bioresource Technology*, *318*. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.124047

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

Yu, W., Shu, W., Danhui, L., & Nan, L. (2019). Conductive Materials in Anaerobic Digestion: From Mechanism to Application. Bioresource Technology. *Bioresource Technology*. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122403

Zeng, Z., Zheng, P., Zhang, M., & Ghulam, A. (2019). Performance and working mechanism of a novel anaerobic self-flotation reactor for treating wastewater with high suspended solids. *Environmental Science and Pollution Research*, *26*(25), 26193–26202. https://doi.org/10.1007/S11356-019-05885-6/METRICS

Zeynali, R., Asadi, M., Ankley, P., Esser, M., Brinkmann, M., Soltan, J., & McPhedran, K. (2024). Sustainable enhancement of biogas production from a cold-region municipal wastewater anaerobic digestion process using optimized sludge-derived and commercial biochar additives. *Journal of Cleaner Production*, *478*. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2024.143948

Zhang, Z., Ping, Q., Gao, D., Vanrolleghem, P. A., & Li, Y. (2021). Effects of ferric-phosphate forms on phosphorus release and the performance of anaerobic fermentation of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, *323*. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.124622

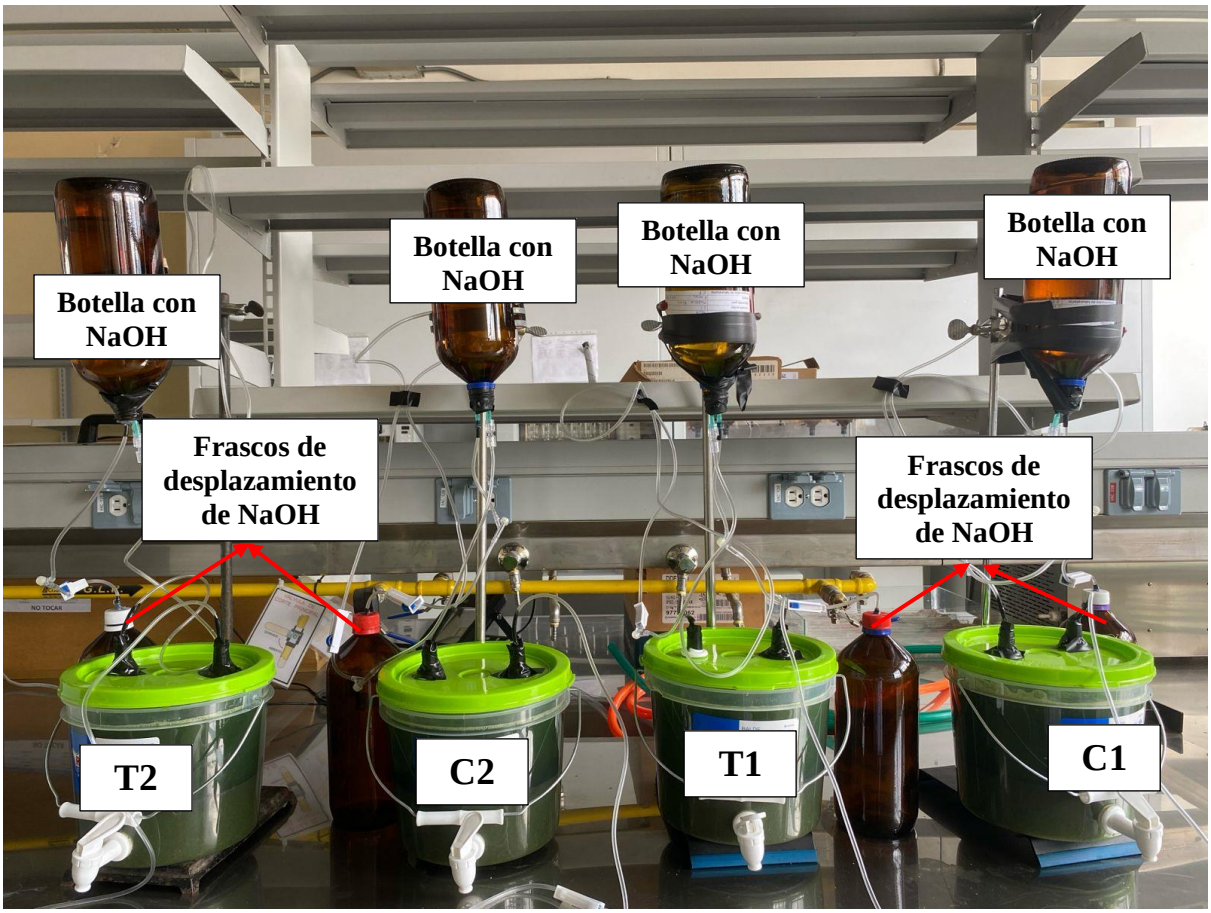
Zheng, X., Wu, K., Sun, P., Zhouyang, S., Wang, Y., Wang, H., Zheng, Y., & Li, Q. (2021). Effects of substrate types on the transformation of heavy metal speciation and bioavailability in an anaerobic digestion system. *Journal of Environmental Sciences*, *101*, 361–372. https://doi.org/10.1016/J.JES.2020.08.032

Zhou, H., Jiang, J., Zhao, Q., Li, L., Wang, K., & Wei, L. (2022). Effects of organic loading rates on high-solids anaerobic digestion of food waste in horizontal flow reactor: Methane production, stability and mechanism. *Chemosphere*, 293. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.133650

## ANEXOS

**Anexo 1**

*Biodigestores instalados a escala de laboratorio*




*Nota.* Los sistemas fueron envueltos con papel aluminio luego de su instalación para evitar el efecto de otros factores que no se estudian

**Anexo 2**

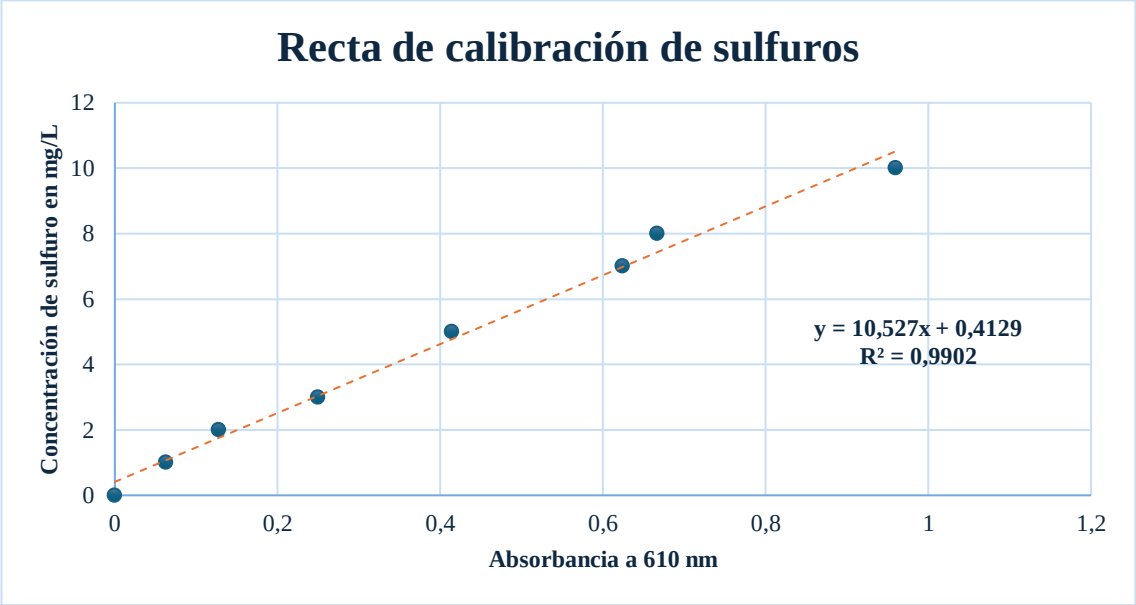
*Pesos registrados de los materiales empleados para la construcción de las distintas columnas de los vertederos biorreactores.*

| **Capas del vertedero biorreactor** | **Biocelda 1** | **Biocelda 2** | **Biocelda 3** |
|---|---|---|---|
| Arena (g) | 1583 | 1567 | 1528 |
| Compost (g) | 455 | 462 | 458 |
| Residuos verdes (g) | 443 | 452 | 453 |
| Lodos centrifugados (g) | 715 | 736 | 751 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Compost (g) | 448 | 456 | 462 |
| Residuos verdes (g) | 450 | 451 | 453 |
| Lodos centrifugados (g) | 700 | 729 | 710 |
| Compost (g) | 410 | 418 | 408 |
| Arena (g) | 2100 | 2182 | 2173 |
| Grava (g) | 900 | 910 | 933 |

**Anexo 3**

*Curva de calibración de sulfuros*



**Anexo 4**

*Datos completos de los análisis semanales realizados al licor de digestión de los biodigestores.*

| SEMANA | BIODIGESTOR | SÓLIDOS TOTALES (g/L) | SÓLIDOS VOLÁTILES (g/L) | SÓLIDOS SUSPENDIDOS (g/L) | AMONIO (mg/L) | CROMO VI (mg/L) | SULFURO (mg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | C1 | 9,77 ± 0,07 | 5,84 ± 0,05 | 3,15 ± 0,07 | 152 ± 0,47 | 813,33 ± 7,2 | 16,13 ± 0,05 |
| | C2 | 9,15 ± 0,05 | 5,17 ± 0,04 | 3,59 ± 0,14 | 91 ± 0,47 | 750 ± 9,43 | 13,57 ± 0,08 |
| | T1 | 11,03 ± 0,37 | 6,71 ± 0,25 | 3,03 ± 0,17 | 286 ± 0,94 | 346,67 ± 7,2 | 22,02 ± 0,13 |
| | T2 | 7,47 ± 0,5 | 4,49 ± 0,21 | 2,86 ± 0,08 | 210,67 ± 0,72 | 473,33 ± 9,81 | 12,8 ± 0,03 |
| 2 | C1 | 9,11 ± 0,13 | 5,59 ± 0,06 | 2,64 ± 0,14 | 85 ± 0,47 | 190 ± 12,47 | 39,6 ± 0,28 |
| | C2 | 9,92 ± 0,32 | 5,13 ± 0,35 | 2,9 ± 0,13 | 300 ± 0,47 | 203,33 ± 7,2 | 46,06 ± 0,6 |
| | T1 | 10,13 ± 0,1 | 6,2 ± 0,03 | 2,08 ± 0,05 | 295 ± 0,47 | 320 ± 9,43 | 24,8 ± 0,98 |
| | T2 | 9,76 ± 0,48 | 5,7 ± 0,41 | 2,98 ± 0,07 | 195,33 ± 2,33 | 433,33 ± 7,2 | 31,64 ± 0,27 |
| 3 | C1 | 6,78 ± 0,24 | 4,82 ± 0,38 | 2,13 ± 0,13 | 154,33 ± 1,96 | 243,33 ± 9,81 | 24,94 ± 0,15 |
| | C2 | 9,79 ± 0,47 | 5,04 ± 0,3 | 2,44 ± 0,14 | 306 ± 2,36 | 116,67 ± 7,2 | 33,96 ± 0,1 |
| | T1 | 9,5 ± 0,17 | 6,11 ± 0,25 | 1,65 ± 0,15 | 315 ± 2,62 | 560 ± 4,71 | 23,36 ± 0,19 |
| | T2 | 9,62 ± 0,11 | 5,35 ± 0,11 | 2,27 ± 0,11 | 226 ± 2,16 | 470 ± 4,71 | 25,39 ± 1,2 |
| 4 | C1 | 6,7 ± 0,2 | 3,19 ± 0,05 | 1,15 ± 0,07 | 230,67 ± 0,27 | 0 ± 0 | 32,2 ± 0,08 |
| | C2 | 9,18 ± 0,04 | 5,09 ± 0,07 | 3,88 ± 0,3 | 338,33 ± 1,52 | 0 ± 0 | 40,9 ± 0,55 |
| | T1 | 10,1 ± 0,54 | 6,03 ± 0,33 | 2,92 ± 0,33 | 322 ± 0,47 | 406,67 ± 7,2 | 65,92 ± 0,1 |
| | T2 | 9,03 ± 0,13 | 5,19 ± 0,02 | 2,22 ± 0,06 | 249,33 ± 0,72 | 400 ± 9,43 | 71,15 ± 0,08 |
| 5 | C1 | 7,36 ± 0,42 | 3,88 ± 0,16 | 1,5 ± 0,02 | 225 ± 0,94 | 0 ± 0 | 38,8 ± 0,08 |
| | C2 | 10,33 ± 0,65 | 5,84 ± 0,33 | 3,64 ± 0,02 | 287 ± 0,47 | 0 ± 0 | 21,53 ± 0,08 |
| | T1 | 9,63 ± 0,43 | 5,95 ± 0,05 | 2,77 ± 0,05 | 345,67 ± 0,27 | 153,33 ± 7,2 | 33,99 ± 0,2 |
| | T2 | 11,35 ± 0,29 | 6,04 ± 0,01 | 5,61 ± 0,08 | 269,67 ± 0,72 | 130 ± 4,71 | 32,83 ± 0,08 |
| 6 | C1 | 7,26 ± 0,06 | 3,06 ± 0,03 | 1,11 ± 0,09 | 209 ± 1,25 | 0 ± 0 | 10,66 ± 0,1 |
| | C2 | 11,59 ± 0,98 | 6,33 ± 0,92 | 3,3 ± 0,11 | 348 ± 0,47 | 0 ± 0 | 37,29 ± 0,28 |
| | T1 | 10,67 ± 1,27 | 4,67 ± 0,01 | 2,57 ± 0,12 | 345 ± 0,47 | 40 ± 9,43 | 19,95 ± 0,27 |
| | T2 | 12,08 ± 0,65 | 5,84 ± 0,18 | 4,25 ± 0,11 | 345 ± 0,47 | 183,33 ± 9,81 | 41,46 ± 0,16 |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **7** | **C1** | 7,42 ± 0,95 | 1,14 ± 0,01 | 1,52 ± 0,11 | 234,67 ± 2,13 | 0 ± 0 | 21,11 ± 0,1 |
| | **C2** | 7,5 ± 1,1 | 4,18 ± 0,09 | 2,55 ± 0,08 | 213 ± 0,47 | 0 ± 0 | 10,9 ± 0,1 |
| | **T1** | 8,71 ± 0,43 | 4,12 ± 0,04 | 2,68 ± 0,05 | 420,33 ± 0,72 | 100 ± 4,71 | 27,25 ± 0,15 |
| | **T2** | 10,08 ± 0,89 | 4,59 ± 0,17 | 3,75 ± 0,07 | 363,33 ± 0,27 | 253,33 ± 7,2 | 30,52 ± 0,08 |
| **8** | **C1** | 4,72 ± 0,02 | 1,18 ± 0,02 | 1,57 ± 0,02 | 222 ± 1,41 | 0 ± 0 | 24,83 ± 0,21 |
| | **C2** | 8,29 ± 0,02 | 4,28 ± 0,07 | 2,3 ± 0,04 | 415,67 ± 0,72 | 0 ± 0 | 20,02 ± 0,23 |
| | **T1** | 8,91 ± 0,1 | 4,47 ± 0,08 | 2,61 ± 0,07 | 681,33 ± 1,78 | 33,33 ± 2,72 | 34,13 ± 1,68 |
| | **T2** | 9,3 ± 0,31 | 4,83 ± 0,09 | 3,71 ± 0,02 | 466 ± 2,49 | 13,33 ± 2,72 | 28,62 ± 0,38 |
| **9** | **C1** | 5,32 ± 0,04 | 1,81 ± 0,06 | 1,34 ± 0,02 | 184,33 ± 0,72 | 0 ± 0 | 25,64 ± 4,14 |
| | **C2** | 8,06 ± 0,34 | 4,5 ± 0,2 | 2,06 ± 0,01 | 397,67 ± 1,66 | 0 ± 0 | 22,69 ± 3,27 |
| | **T1** | 8,82 ± 0,19 | 4,56 ± 0,2 | 2,7 ± 0,07 | 786,67 ± 0,98 | 36,67 ± 2,72 | 36,27 ± 5,73 |
| | **T2** | 9,81 ± 0,05 | 5,15 ± 0,11 | 3,22 ± 0,06 | 639,67 ± 0,72 | 13,33 ± 2,72 | 32,13 ± 5,03 |
| **10** | **C1** | 6,1 ± 0,07 | 2,46 ± 0,08 | 1,6 ± 0,03 | 190 ± 2,36 | 0 ± 0 | 15,11 ± 2,29 |
| | **C2** | 8,77 ± 0,13 | 4,92 ± 0,13 | 2,38 ± 0,01 | 329,33 ± 0,54 | 0 ± 0 | 21,64 ± 3,24 |
| | **T1** | 8,76 ± 0,08 | 4,14 ± 0,02 | 2,84 ± 0,01 | 598,67 ± 2,76 | 43,33 ± 2,72 | 19,74 ± 3,37 |
| | **T2** | 9,76 ± 0,39 | 5,25 ± 0,14 | 5,01 ± 0,02 | 443,33 ± 1,44 | 26,67 ± 2,72 | 28,31 ± 4,41 |
| **11** | **C1** | 4,8 ± 0,04 | 0,92 ± 0,04 | 1,06 ± 0,02 | 47,67 ± 2,88 | 0 ± 0 | 14,69 ± 2,91 |
| | **C2** | 7,46 ± 0,18 | 3,39 ± 0,03 | 2,81 ± 0,01 | 71,33 ± 0,72 | 0 ± 0 | 22,02 ± 4,3 |
| | **T1** | 8,08 ± 0,12 | 3,15 ± 0,02 | 2,24 ± 0,02 | 456,33 ± 2,88 | 36,67 ± 5,44 | 17,18 ± 3,44 |
| | **T2** | 8,28 ± 0,32 | 2,98 ± 0,21 | 4,65 ± 0,02 | 305,33 ± 2,42 | 16,67 ± 2,72 | 29,43 ± 5,06 |
| **12** | **C1** | 4,97 ± 0,09 | 0,72 ± 0,01 | 0,76 ± 0,02 | 165,33 ± 1,96 | 0 ± 0 | 10,59 ± 0,17 |
| | **C2** | 6,87 ± 0,1 | 2,63 ± 0,07 | 1,57 ± 0,36 | 100,33 ± 1,44 | 0 ± 0 | 16,52 ± 0,22 |
| | **T1** | 6,97 ± 0,38 | 2,43 ± 0,01 | 2,78 ± 0,77 | 75 ± 1,89 | 16,67 ± 2,72 | 27,88 ± 1,11 |
| | **T2** | 8,83 ± 0,05 | 3,71 ± 0,03 | 2,52 ± 0,01 | 325,33 ± 2,33 | 26,67 ± 2,72 | 24,59 ± 0,68 |

**Anexo 5**

*Datos completos de los análisis semanales realizados al licor de digestión de los biodigestores (continuación).*

| SEMANA | BIODIGESTOR | SULFATOS (mg/L) | FOSFATOS (mg/L) | FÓSFORO (mg/L) | DQO (mg/L) | HIERRO (mg/L) | MAGNESIO (mg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | C1 | 160 ± 4,71 | 18,53 ± 0,12 | 8,2 ± 1,66 | 12133,33 ± 31,39 | 8,27 ± 0,14 | 163,33 ± 7,2 |
| | C2 | 146,67 ± 5,44 | 8,07 ± 0,15 | 2,97 ± 2,83 | 12083,33 ± 36 | 6,5 ± 0,22 | 280 ± 9,43 |
| | T1 | 120 ± 4,71 | 18,33 ± 0,19 | 7,97 ± 1,66 | 11923,33 ± 23,25 | 7,03 ± 0,32 | 86,67 ± 9,81 |
| | T2 | 73,33 ± 2,72 | 7,9 ± 0,39 | 3,6 ± 2,49 | 13246,67 ± 23,73 | 7 ± 0,34 | 793,33 ± 7,2 |
| 2 | C1 | 203,33 ± 7,2 | 116,33 ± 1,66 | 53,33 ± 3,6 | 11350 ± 23,57 | 7,4 ± 0,21 | 683,33 ± 9,81 |
| | C2 | 150 ± 9,43 | 92 ± 2,83 | 41,67 ± 2,36 | 10160 ± 18,86 | 5,7 ± 0,22 | 520 ± 9,43 |
| | T1 | 143,33 ± 7,2 | 128,67 ± 1,66 | 63 ± 3,6 | 11056,67 ± 19,05 | 8,33 ± 0,19 | 316,67 ± 9,81 |
| | T2 | 110 ± 9,43 | 74 ± 2,49 | 23,33 ± 2,36 | 12623,33 ± 56,63 | 7,2 ± 0,29 | 873,33 ± 9,81 |
| 3 | C1 | 193,33 ± 7,2 | 231,67 ± 3,6 | 65 ± 1,19 | 12563,33 ± 28,41 | 6,83 ± 0,19 | 306,67 ± 5,44 |
| | C2 | 136,67 ± 7,2 | 285 ± 2,36 | 116,67 ± 2,36 | 11976,67 ± 32,09 | 4,6 ± 0,19 | 480 ± 9,43 |
| | T1 | 73,33 ± 7,2 | 456,67 ± 3,6 | 151,67 ± 1,44 | 10926,67 ± 30,31 | 9,67 ± 0,27 | 390 ± 9,43 |
| | T2 | 103,33 ± 7,2 | 265 ± 2,36 | 68,33 ± 1,63 | 7666,67 ± 56,63 | 10,27 ± 0,31 | 656,67 ± 9,81 |
| 4 | C1 | 180 ± 4,71 | 182,67 ± 1,19 | 81,33 ± 0,94 | 6160 ± 92,86 | 5,33 ± 0,12 | 286,67 ± 7,2 |
| | C2 | 170 ± 4,71 | 315 ± 2,36 | 323,33 ± 1,09 | 9280 ± 52,49 | 3,9 ± 0,37 | 356,67 ± 9,81 |
| | T1 | 150 ± 4,71 | 254,67 ± 1,44 | 82,67 ± 1,09 | 8206,67 ± 90,59 | 8,3 ± 0,19 | 443,33 ± 9,81 |
| | T2 | 130 ± 4,71 | 308 ± 1,63 | 101,33 ± 1,09 | 4920 ± 71,18 | 11,07 ± 0,29 | 533,33 ± 7,2 |
| 5 | C1 | 160 ± 4,71 | 230 ± 0,94 | 69,33 ± 0,94 | 4973,33 ± 94,91 | 4,63 ± 0,28 | 143,33 ± 2,72 |
| | C2 | 143,33 ± 7,2 | 282,67 ± 1,09 | 88 ± 1,44 | 11333,33 ± 57,61 | 4,5 ± 0,14 | 300 ± 9,43 |
| | T1 | 80 ± 4,71 | 254,67 ± 1,09 | 85,33 ± 0,94 | 10613,33 ± 85,03 | 7,17 ± 0,12 | 373,33 ± 5,44 |
| | T2 | 103,33 ± 2,72 | 342,67 ± 1,09 | 107,33 ± 1,09 | 9180 ± 95,68 | 11,83 ± 0,1 | 486,67 ± 7,2 |
| 6 | C1 | 140 ± 4,71 | 124 ± 0,94 | 40,67 ± 1,44 | 2653,33 ± 105,13 | 3,53 ± 0,17 | 163,33 ± 7,2 |
| | C2 | 106,67 ± 7,2 | 277,33 ± 1,44 | 89,33 ± 1,44 | 11660 ± 92,86 | 2,2 ± 0,22 | 280 ± 9,43 |
| | T1 | 73,33 ± 2,72 | 264 ± 0,94 | 88 ± 1,09 | 10260 ± 98,43 | 5,1 ± 0,17 | 333,33 ± 2,72 |
| | T2 | 63,33 ± 2,72 | 302,67 ± 1,09 | 102 ± 0,94 | 11026,67 ± 73,23 | 9,03 ± 0,31 | 793,33 ± 7,2 |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **7** | **C1** | 63,33 ± 7,2 | 151,33 ± 1,44 | 116,67 ± 2,49 | 1560 ± 86,41 | 3,57 ± 0,19 | 190 ± 9,43 |
| | **C2** | 56,67 ± 7,2 | 225,33 ± 1,44 | 70 ± 0,94 | 7353,33 ± 69,5 | 2,23 ± 0,21 | 203,33 ± 9,81 |
| | **T1** | 73,33 ± 9,81 | 315,33 ± 1,09 | 100 ± 0,54 | 10226,67 ± 103,85 | 4,07 ± 0,12 | 256,67 ± 9,81 |
| | **T2** | 66,67 ± 7,2 | 366 ± 0,94 | 113,33 ± 0,94 | 8786,67 ± 100,81 | 8,3 ± 0,22 | 520 ± 9,43 |
| **8** | **C1** | 66,67 ± 2,72 | 126 ± 2,49 | 43,33 ± 3,4 | 2126,67 ± 66,89 | 3,13 ± 0,2 | 183,33 ± 7,2 |
| | **C2** | 66,67 ± 7,2 | 302 ± 0,94 | 101,33 ± 1,09 | 10050 ± 29,44 | 2,17 ± 0,12 | 163,33 ± 9,81 |
| | **T1** | 80 ± 4,71 | 250,67 ± 0,54 | 84 ± 3,03 | 9456,67 ± 19,05 | 3,77 ± 0,26 | 283,33 ± 7,2 |
| | **T2** | 53,33 ± 2,72 | 340 ± 0,94 | 113,33 ± 9,49 | 8240 ± 99,78 | 7,73 ± 0,21 | 650 ± 9,43 |
| **9** | **C1** | 73,33 ± 2,72 | 180 ± 3,4 | 58,67 ± 1,96 | 1800 ± 9,43 | 3,1 ± 0,28 | 143,33 ± 7,2 |
| | **C2** | 60 ± 4,71 | 239,33 ± 1,09 | 78 ± 7,14 | 10986,67 ± 60,61 | 2,47 ± 0,17 | 153,33 ± 7,2 |
| | **T1** | 76,67 ± 7,2 | 218,67 ± 3,03 | 68,67 ± 4,84 | 6986,67 ± 51,93 | 5,37 ± 0,1 | 240 ± 9,43 |
| | **T2** | 60 ± 4,71 | 290,67 ± 9,49 | 96 ± 2,37 | 6400 ± 24,94 | 10,27 ± 0,31 | 550 ± 9,43 |
| **10** | **C1** | 100 ± 4,71 | 96,67 ± 1,96 | 26 ± 4,25 | 3523,33 ± 50,41 | 1,87 ± 0,1 | 103,33 ± 7,2 |
| | **C2** | 56,67 ± 5,44 | 222,67 ± 7,14 | 63,33 ± 4,99 | 7373,33 ± 53,61 | 2,33 ± 0,07 | 180 ± 4,71 |
| | **T1** | 80 ± 4,71 | 132,67 ± 4,84 | 109,33 ± 3,4 | 6693,33 ± 94,32 | 2,6 ± 0,09 | 180 ± 4,71 |
| | **T2** | 56,67 ± 7,2 | 300,67 ± 2,37 | 30 ± 2,37 | 9006,67 ± 25,96 | 10,27 ± 0,31 | 433,33 ± 7,2 |
| **11** | **C1** | 60 ± 4,71 | 130,67 ± 4,25 | 132 ± 4,32 | 2720 ± 56,57 | 0,93 ± 0,07 | 110 ± 4,71 |
| | **C2** | 53,33 ± 5,44 | 248 ± 4,99 | 81,33 ± 5,19 | 7373,33 ± 90,59 | 2,23 ± 0,15 | 73,33 ± 2,72 |
| | **T1** | 46,67 ± 2,72 | 114 ± 3,4 | 41,33 ± 3,93 | 5823,33 ± 27,62 | 1,3 ± 0,09 | 160 ± 8,16 |
| | **T2** | 63,33 ± 5,44 | 329,33 ± 2,37 | 108 ± 3,4 | 9493,33 ± 79,21 | 12,37 ± 0,31 | 320 ± 9,43 |
| **12** | **C1** | 23,33 ± 2,72 | 146 ± 4,32 | 27,33 ± 0 | 966,67 ± 38,39 | 0,57 ± 0,12 | 113,33 ± 2,72 |
| | **C2** | 50 ± 4,71 | 231,33 ± 5,19 | 53,33 ± 0 | 4773,33 ± 38,1 | 1,77 ± 0,14 | 60 ± 8,16 |
| | **T1** | 33,33 ± 2,72 | 89,33 ± 3,93 | 28 ± 0 | 5020 ± 94,63 | 2,7 ± 0,22 | 153,33 ± 7,2 |
| | **T2** | 16,67 ± 2,72 | 268 ± 3,4 | 83,33 ± 0 | 6453,33 ± 97,79 | 3,63 ± 0,29 | 256,67 ± 9,81 |

**Anexo 6**

*Datos completos de los análisis semanales realizados al licor de digestión de los biodigestores (continuación 2).*

| SEMANA | BIODIGESTOR | pH | ORP | CONDUCTIVIDAD | CROMO TOTAL (µ/L) | CADMIO (µ/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | C1 | 5,84 | -93,4 | 5492 | 1371,65 | 7,38 |
| | C2 | 6,28 | -94,7 | 5695 | 5740,03 | 11,83 |
| | T1 | 5,67 | -65,8 | 5382 | 2260,76 | 16,21 |
| | T2 | 6,11 | -119,6 | 5708 | 6665,86 | 0,00 |
| 2 | C1 | 5,91 | -67 | 8084 | 2012,49 | 9,59 |
| | C2 | 6,17 | -44,7 | 6079 | 5847,06 | 7,13 |
| | T1 | 5,97 | -44,6 | 5746 | 1126,97 | 7,01 |
| | T2 | 6,52 | -103,1 | 9351 | 6010,78 | 5,85 |
| 3 | C1 | 6,13 | -75,3 | 6012 | 2768,16 | 5,82 |
| | C2 | 6,26 | -51,2 | 7816 | 3817,81 | 15,82 |
| | T1 | 5,81 | -43,6 | 6231 | 4925,97 | 3,35 |
| | T2 | 8,62 | -110,2 | 7861 | 9599,32 | 1,92 |
| 4 | C1 | 7,57 | -173,3 | 5772 | 1439,60 | 2,81 |
| | C2 | 6,05 | -80,5 | 6248 | 1803,81 | 6,91 |
| | T1 | 6,4 | -115 | 6224 | 4186,30 | 7,41 |
| | T2 | 6,94 | -102,4 | 6459 | 2145,55 | 0,00 |
| 5 | C1 | 7,45 | -92,8 | 7267 | 2259,73 | 16,51 |
| | C2 | 6,17 | -150,7 | 6427 | 1105,31 | 5,32 |
| | T1 | 6,6 | -153,7 | 7068 | 2325,18 | 9,56 |
| | T2 | 6,31 | -84,7 | 6653 | 2742,30 | 11,23 |
| 6 | C1 | 7,7 | -83,6 | 5698 | 825,01 | 5,49 |
| | C2 | 6,34 | -161,7 | 6437 | 206,87 | 0,00 |
| | T1 | 6,92 | -146,5 | 7237 | 1534,79 | 0,00 |
| | T2 | 6,38 | -153,7 | 6974 | 1266,92 | 11,33 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **7** | **C1** | 7,11 | -17,7 | 9638 | 264,17 | 0,00 |
| | **C2** | 7,84 | -16,3 | 5977 | 2265,49 | 17,08 |
| | **T1** | 6,45 | -120,7 | 6495 | 1667,19 | 15,68 |
| | **T2** | 6,84 | -130,2 | 6746 | 652,10 | 0,00 |
| **8** | **C1** | 7,88 | -55,5 | 5839 | 1000,01 | 6,18 |
| | **C2** | 6,69 | -57,7 | 6247 | 858,23 | 8,23 |
| | **T1** | 7,42 | -39,8 | 7893 | 1337,04 | 2,41 |
| | **T2** | 6,82 | -162,4 | 7005 | 999,14 | 3,52 |
| **9** | **C1** | 7,51 | -119,7 | 5752 | 1269,59 | 4,62 |
| | **C2** | 6,77 | -162,4 | 6117 | 2183,34 | 0,00 |
| | **T1** | 7,34 | -179,5 | 7856 | 975,49 | 0,00 |
| | **T2** | 6,99 | -154,9 | 7337 | 1504,21 | 0,00 |
| **10** | **C1** | 7,68 | -43,6 | 5648 | 1435,36 | 3,68 |
| | **C2** | 6,77 | -167,3 | 6304 | 1755,61 | 3,59 |
| | **T1** | 7,52 | -207,9 | 8360 | 1303,25 | 3,19 |
| | **T2** | 6,86 | -191,3 | 7727 | 4443,28 | 0,00 |
| **11** | **C1** | 7,6 | -95,1 | 6273 | 615,88 | 0,00 |
| | **C2** | 7,05 | -149,9 | 6398 | 477,46 | 0,00 |
| | **T1** | 7,32 | -179,1 | 8548 | 1461,73 | 3,87 |
| | **T2** | 6,9 | -192,8 | 7972 | 1186,20 | 4,60 |
| **12** | **C1** | 7,7 | 64,7 | 6324 | 245,17 | 4,84 |
| | **C2** | 7,42 | -122,2 | 6795 | 868,71 | 0,00 |
| | **T1** | 7,6 | -100,3 | 8684 | 1661,09 | 0,00 |
| | **T2** | 7,56 | -135,8 | 8246 | 1269,03 | 0,00 |

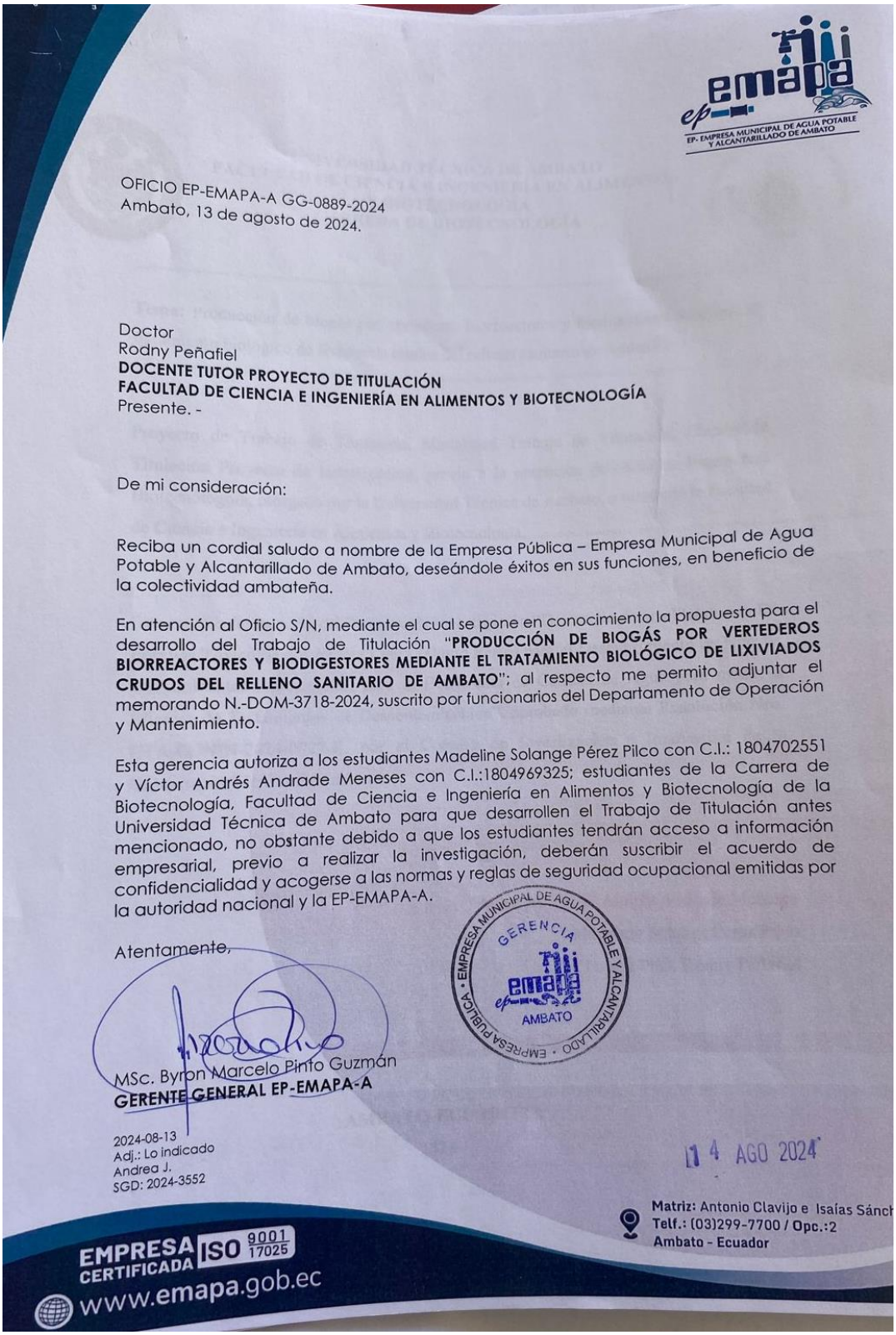
**Anexo 7**

*Cuantificación semanal de biogás en biodigestores*

| SEMANA | BIODIGESTOR | V (L) semanal | Moles de biogás (mmol) | SEMANA | BIODIGESTOR | V (L) semanal | Moles de biogás (mmol) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1** | **C1** | 0,006 | 0,245 | **7** | **C1** | 0,336 | 13,727 |
| | **C2** | 0,004 | 0,163 | | **C2** | 0,974 | 39,791 |
| | **T1** | 0,008 | 0,327 | | **T1** | 0,452 | 18,465 |
| | **T2** | 0,007 | 0,286 | | **T2** | 0,266 | 10,867 |
| **2** | **C1** | 0,148 | 6,046 | **8** | **C1** | 0,128 | 5,229 |
| | **C2** | 0,002 | 0,082 | | **C2** | 0,945 | 38,606 |
| | **T1** | 0,008 | 0,327 | | **T1** | 0,444 | 18,139 |
| | **T2** | 0,003 | 0,123 | | **T2** | 0,276 | 11,275 |
| **3** | **C1** | 0,248 | 10,131 | **9** | **C1** | 0,056 | 2,288 |
| | **C2** | 0,29 | 11,847 | | **C2** | 0,999 | 40,812 |
| | **T1** | 0,026 | 1,062 | | **T1** | 0,446 | 18,220 |
| | **T2** | 0,21 | 8,579 | | **T2** | 0,24 | 9,805 |
| **4** | **C1** | 0,188 | 7,680 | **10** | **C1** | 0,046 | 1,879 |
| | **C2** | 0,441 | 18,016 | | **C2** | 0,951 | 38,851 |
| | **T1** | 0,098 | 4,004 | | **T1** | 0,437 | 17,853 |
| | **T2** | 0,153 | 6,250 | | **T2** | 0,231 | 9,437 |
| **5** | **C1** | 0,117 | 4,780 | **11** | **C1** | 0,029 | 1,185 |
| | **C2** | 0,439 | 17,934 | | **C2** | 0,902 | 36,849 |
| | **T1** | 0,31 | 12,664 | | **T1** | 0,448 | 18,302 |
| | **T2** | 0,12 | 4,902 | | **T2** | 0,21 | 8,579 |
| **6** | **C1** | 0,581 | 23,735 | **12** | **C1** | 0,077 | 3,146 |
| | **C2** | 0,58 | 23,695 | | **C2** | 0,899 | 36,727 |
| | **T1** | 0,598 | 24,430 | | **T1** | 0,419 | 17,117 |
| | **T2** | 0,146 | 5,965 | | **T2** | 0,248 | 10,131 |

**Anexo 8**

*Carta compromiso con EMAPA.*



EP. EMPRESA MUNICIPAL DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO DE AMBATO

OFICIO EP-EMAPA-A GG-0889-2024
Ambato, 13 de agosto de 2024.

Doctor
Rodny Peñafiel
**DOCENTE TUTOR PROYECTO DE TITULACIÓN**
**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA**
Presente. -

De mi consideración:

Reciba un cordial saludo a nombre de la Empresa Pública – Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato, deseándole éxitos en sus funciones, en beneficio de la colectividad ambateña.

En atención al Oficio S/N, mediante el cual se pone en conocimiento la propuesta para el desarrollo del Trabajo de Titulación "**PRODUCCIÓN DE BIOGÁS POR VERTEDEROS BIORREACTORES Y BIODIGESTORES MEDIANTE EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADOS CRUDOS DEL RELLENO SANITARIO DE AMBATO**"; al respecto me permito adjuntar el memorando N.-DOM-3718-2024, suscrito por funcionarios del Departamento de Operación y Mantenimiento.

Esta gerencia autoriza a los estudiantes Madeline Solange Pérez Pilco con C.I.: 1804702551 y Víctor Andrés Andrade Meneses con C.I.:1804969325; estudiantes de la Carrera de Biotecnología, Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato para que desarrollen el Trabajo de Titulación antes mencionado, no obstante debido a que los estudiantes tendrán acceso a información empresarial, previo a realizar la investigación, deberán suscribir el acuerdo de confidencialidad y acogerse a las normas y reglas de seguridad ocupacional emitidas por la autoridad nacional y la EP-EMAPA-A.

Atentamente,

MSc. Byron Marcelo Pinto Guzmán
**GERENTE GENERAL EP-EMAPA-A**

2024-08-13
Adj.: Lo indicado
Andrea J.
SGD: 2024-3552

GERENCIA · EMPRESA PÚBLICA · EMPRESA MUNICIPAL DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO · AMBATO

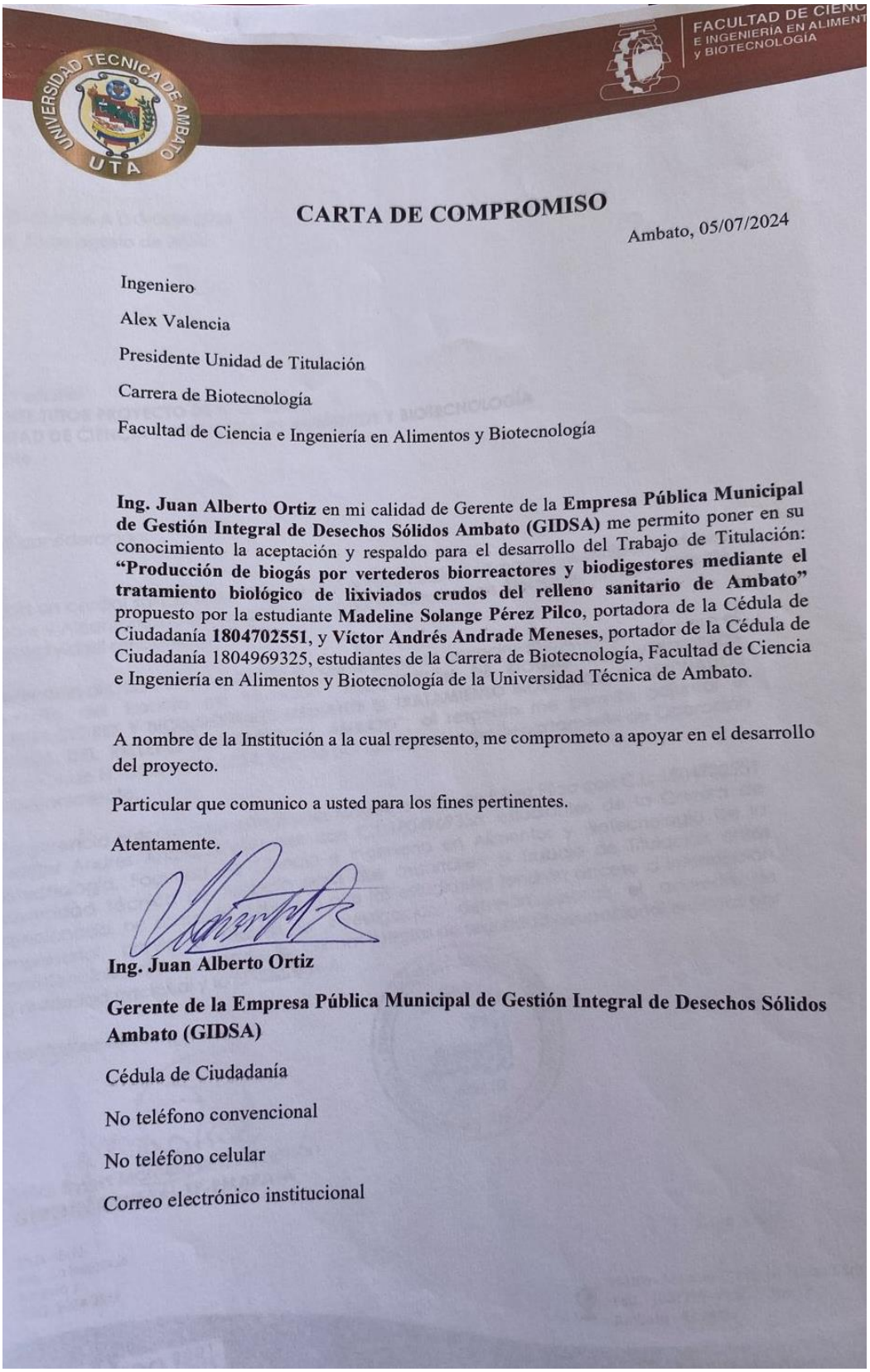
14 AGO 2024

Matriz: Antonio Clavijo e Isaías Sánch
Telf.: (03)299-7700 / Opc.:2
Ambato - Ecuador

EMPRESA CERTIFICADA ISO 9001 17025
www.emapa.gob.ec

**Anexo 9**

*Carta compromiso con GISDA*



UNIVERSIDAD TECNICA DE AMBATO
UTA

FACULTAD DE CIENC
E INGENIERÍA EN ALIMENT
y BIOTECNOLOGÍA

**CARTA DE COMPROMISO**

Ambato, 05/07/2024

Ingeniero

Alex Valencia

Presidente Unidad de Titulación

Carrera de Biotecnología

Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología

**Ing. Juan Alberto Ortiz** en mi calidad de Gerente de la **Empresa Pública Municipal de Gestión Integral de Desechos Sólidos Ambato (GIDSA)** me permito poner en su conocimiento la aceptación y respaldo para el desarrollo del Trabajo de Titulación: **"Producción de biogás por vertederos biorreactores y biodigestores mediante el tratamiento biológico de lixiviados crudos del relleno sanitario de Ambato"** propuesto por la estudiante **Madeline Solange Pérez Pilco**, portadora de la Cédula de Ciudadanía **1804702551**, y **Víctor Andrés Andrade Meneses**, portador de la Cédula de Ciudadanía 1804969325, estudiantes de la Carrera de Biotecnología, Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

A nombre de la Institución a la cual represento, me comprometo a apoyar en el desarrollo del proyecto.

Particular que comunico a usted para los fines pertinentes.

Atentamente.

**Ing. Juan Alberto Ortiz**

**Gerente de la Empresa Pública Municipal de Gestión Integral de Desechos Sólidos Ambato (GIDSA)**

Cédula de Ciudadanía

No teléfono convencional

No teléfono celular

Correo electrónico institucional

**Anexo 10**

Cuantificación semanal de biogás en biodigestores

| SEMANA | BIODIGESTOR | V (L) semanal | Moles de biogás (mmol) |
|---|---|---|---|
| 1 | C1 | 3,959 | 161,736 |
| | T1 | 3,881 | 158,550 |
| | T2 | 3,687 | 150,624 |
| 2 | C1 | 4,518 | 184,573 |
| | T1 | 4,815 | 196,706 |
| | T2 | 4,758 | 194,378 |
| 3 | C1 | 4,565 | 186,493 |
| | T1 | 4,823 | 197,033 |
| | T2 | 4,797 | 195,971 |
| 4 | C1 | 4,280 | 174,850 |
| | T1 | 5,003 | 204,387 |
| | T2 | 4,982 | 203,529 |
| 5 | C1 | 3,877 | 158,386 |
| | T1 | 4,452 | 181,877 |
| | T2 | 4,516 | 184,491 |
| 6 | C1 | 3,566 | 146,335 |
| | T1 | 4,050 | 165,454 |
| | T2 | 4,235 | 173,012 |
| 7 | C1 | 3,180 | 129,912 |
| | T1 | 4,800 | 196,094 |
| | T2 | 4,520 | 184,655 |
| 8 | C1 | 3,871 | 158,141 |
| | T1 | 4,961 | 202,671 |
| | T2 | 4,463 | 182,326 |
| 9 | C1 | 3,613 | 147,601 |
| | T1 | 4,738 | 193,561 |
| | T2 | 4,320 | 176,484 |
| 10 | C1 | 3,457 | 141,228 |
| | T1 | 4,558 | 186,207 |
| | T2 | 4,375 | 178,731 |
| 11 | C1 | 3,016 | 123,212 |
| | T1 | 4,682 | 191,273 |
| | T2 | 4,892 | 199,852 |
| 12 | C1 | 3,470 | 141,759 |
| | T1 | 4,677 | 191,069 |
| | T2 | 4,838 | 197,646 |