



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



Tema: Determinación del efecto de Cr^{6+} y Cd^{2+} sobre la producción de biogás y las características de lixiviado de vertederos biorreactores para la estabilización de materia orgánica residual

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

Autores: Gabriela Vanessa Montiel Sánchez

Luis Enrique Ortega Quiroz

Tutor: Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

Ambato-Ecuador

Febrero 2024

APROBACIÓN DEL TUTOR

CERTIFICA:

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

Ambato, 15 de enero del 2024

Dr-Ing Rodny David Peñafiel Ayala
1712283520
Tutor

AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Nosotros Gabriela Vanessa Montiel Sánchez y Luis Enrique Ortega Quiroz, manifestamos que los resultados obtenidos en el presente informe final del trabajo de titulación, opción Proyecto de Investigación, previo a obtener el título de Ingenieros Biotecnólogos, son originales, auténticos y personales, excepto en las citas bibliográficas.



Gabriela Vanessa Montiel Sánchez

1804903233

Autor



Luis Enrique Ortega Quiroz

0401864178

Autor

DERECHOS DE AUTOR

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

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



Gabriela Vanessa Montiel Sánchez

1804903233

Autor



Luis Enrique Ortega Quiroz

0401864178

Autor

APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos profesores calificadores, aprueban el presente informe final del trabajo de titulación opción Proyecto de investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Presidente de tribunal

MSc. Danae Fernández Rivero
1757181209

Dr. Mario Daniel García Solís
1103605471

Ambato, 06 de febrero del 2024

DEDICATORIA

*A mi madre,
por su amor, confianza y paciencia
A mis hermanos,
por su cariño y apoyo incondicional
A mis abuelos,
por su ejemplo y fortaleza
A Lissbeth M. y Marlon M.,
quienes me han apoyado incondicionalmente,
A mis amigos y todos aquellos,
Que fueron parte de este proceso.
Gabriela Vanessa Montiel Sánchez*

*A mis padres
por su amor y cariño incondicional
A mis hermanos
Por todo su apoyo desde mis inicios
A mis tíos y abuelos
Por ser una fuente inagotable de inspiración y apoyo
A mis amigos
Que son fuente de alegría y apoyo
A lo largo de este emocionante viaje de aprendizaje
Luis Enrique Ortega Quiroz*

AGRADECIMIENTO

El presente trabajo expresa mi gratitud hacia Dios por ser mi guía y estar a mi lado a lo largo de mi vida, otorgándome paciencia y sabiduría para lograr exitosamente mis metas.

A mi madre María Gladys Sánchez por ser mi fuerza cada día, por siempre haber creído en mí y nunca dejarme sola en este camino gracias a su amor, paciencia y esfuerzo que han permitido culminar mi carrera. A mis hermanos Mónica, Ximena y David por su cariño y apoyo incondicional durante todo este proceso. A mis abuelos por sus oraciones, consejos y palabras de aliento, haciendo de mí una mejor persona.

A mi tutor, Dr.- Ing Rodny Peñafiel por su guía y orientación para la ejecución de este trabajo de investigación impartiéndonos todos sus conocimientos, gracias a sus consejos y correcciones hoy logre culminar este trabajo. A Luis mi compañero de trabajo gracias por su apoyo mutuo durante la culminación de este trabajo.

A la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato por dejarme ser parte de sus estudiantes y permitirme adquirir los conocimientos necesarios para mi formación profesional.

A los integrantes del Proyecto Canje de Deuda Ecuador – España “Fortalecimiento de la unidad operativa de investigación (FITA - UOITA)” y a la Unidad Operativa de Investigación y Desarrollo (UODIDE – ICIA), por permitirme usar sus instalaciones y equipos que me permitieron culminar mi proyecto de investigación.

Finalmente quiero agradecer a mis amigos, Josy L., Lissbeth, Thalía, Marlon y Juan por brindarme su amor, paciencia, consejos durante toda mi carrera. A Helen, Tati, Mela, Karo y Darío por ser mi apoyo en el trabajo permitiendo que no me rinda, gracias por brindarme su cariño incondicional. A Estefy S., Irene, Jennifer. M, Nico, Gonza y Sebas por su confianza y palabras de aliento, a cada uno de ustedes infinitas gracias por ser aquellos que me han brindado con una amistad incondicional.

Gabriela Vanessa Montiel Sánchez

AGRADECIMIENTO

Quiero agradecer en primer lugar a Dios por darme la oportunidad del conocimiento y darme las fuerzas de afrontar los diferentes retos de la vida, y ser mi guía paso a paso.

A mis padres Antonio Ortega y María Quiroz dedico el presente trabajo, ya que fueron los impulsores y guías en mi vida, forjaron en mi fortaleza para llevar a cabo todas las metas propuestas. A mis hermanos Andrés, Liliana y Zulema por su apoyo incondicional sus palabras de aliento y consejo.

A mi tutor, Dr.- Ing. Rodny Peñafiel por su todo el apoyo y espíritu de docencia y voluntad de enseñar y ser una guía dentro del camino del conocimiento, por compartir parte de su inmenso conocimiento que me guio con éxito a la finalización del presente trabajo. De igual manera agradezco a mi compañera Gabriela por formar parte de esta carrera emocionante por el conocimiento, por su compromiso, apoyo y guía durante del presente trabajo que se terminó con éxito.

A la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato por dejarme ser parte de sus estudiantes y permitirme adquirir los conocimientos necesarios para mi formación profesional.

A los integrantes del Proyecto Canje de Deuda Ecuador – España “Fortalecimiento de la unidad operativa de investigación (FITA - UOITA)” y a la Unidad Operativa de Investigación y Desarrollo (UODIDE – ICIA), por permitirme usar sus instalaciones y equipos que me permitieron culminar mi proyecto de investigación.

Finalmente, agradezco a todos mis amigos y compañeros Steven, Fabricio J, Pablo I, Daniel M, Alexander P, Joel C, Jeanneth S, Mateo A, Saul S, José A, por formar parte de esta experiencia, por su apoyo, y palabras de aliento, A Luis Q, por el apoyo recibido durante los momentos más difíciles.

Luis Enrique Ortega Quiroz

ÍNDICE

APROBACIÓN DEL TUTOR.....	ii
AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	iii
DERECHOS DE AUTOR	iv
APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
AGRADECIMIENTO	viii
ÍNDICE DE TABLAS	xii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xiii
RESUMEN EJECUTIVO	xiv
ABSTRACT.....	xv
CÁPITULO I.....	1
MARCO TEÓRICO.....	1
Antecedentes investigativos	1
Justificación	1
Vertedero biorreactor	2
Vertederos en el Ecuador	2
Principales contaminantes ambientales en un vertedero.....	3
Proceso de obtención de lodos de la PTAR Ambato para un vertedero biorreactor.....	4
Compost y residuos verdes para un vertedero biorreactor anaerobio	5
Digestión anaerobia de residuos orgánicos.....	5
Factor que afecta el rendimiento del vertedero biorreactor anaeróbico.....	6
Causas y efectos en la producción de lixiviados y biogás de vertederos biorreactor.....	7
Tratamiento de lixiviados	7
Principales fuentes generadoras de Cr ⁶⁺ y Cd ²⁺ colocadas en vertederos biorreactor.....	8

Desplazamiento de Cr^{6+} y Cd^{2+} en el material orgánico residual y su influencia de producción de biogás.	8
Producción de metano en vertederos biorreactor y en el relleno sanitario del cantón Ambato.....	9
Prácticas actuales de vertedero biorreactor anaeróbico y su aprovechamiento en la producción de biogás	11
Objetivos	13
Objetivo general.....	13
Objetivos específicos	13
CAPÍTULO II	14
METODOLOGÍA	14
Implementación de un vertedero biorreactor anaerobio para la estabilización de materia orgánica residual	19
Obtención de lodos para la instalación de los vertederos biorreactores	22
Obtención y recolección de residuos orgánicos y compost	23
Preparación del medio basal mineral con acetato (MB).....	23
Adición de Cd^{2+} y Cr^{6+}	23
Análisis de la actividad metanogénica, producción de biogás y caracterización del lixiviado	25
Preparación de las muestras (compost, lodos y residuos verdes)	25
Determinación del potencial hidrógeno (pH)	25
Determinación la humedad de la materia	25
Sólidos totales (ST).....	27
Sólidos volátiles (SV)	27
Determinación de nitrógeno total	28
Determinación de fósforo total	28
Caracterización de la fase líquida (lixiviado)	29
Determinación de conductividad y potencial de hidrógeno.....	29
Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	29

Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).....	29
Sólidos totales (ST).....	30
Sólidos suspendidos totales (SST).....	31
Sólidos volátiles (SV).....	31
Determinación de sulfuro disuelto total con el método espectrofotométrico de azul de metileno.....	32
Medición del potencial de óxido reducción (ORP).....	32
Determinación de metales como: nitratos, amonio, fosfatos, sulfatos, hierro (Fe), magnesio (Mg) y cromo VI (Cr ⁶⁺) en el fotómetro.....	32
Evaluación del efecto de la adición de Cr ⁶⁺ y Cd ²⁺ y cuantificación de gas metano.....	33
Determinación de metales pesados en muestras para cadmio (Cd ²⁺) y cromo total (Cr) por el método de absorción atómica en horno de grafito (GFAAS).....	33
Preparación de las soluciones madre de Cd ²⁺ y cromo total.....	34
Determinación de cadmio (Cd ²⁺).....	34
Determinación de cromo total.....	34
Determinar gas metano con un método volumétrico.....	35
CAPÍTULO III.....	36
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	36
CAPÍTULO IV.....	73
CONCLUSIONES.....	73
RECOMENDACIONES.....	75
BIBLIOGRAFÍA.....	76
ANEXOS.....	92

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Materiales de laboratorio.	14
Tabla 2. Reactivos de laboratorio.....	16
Tabla 3. Equipos de laboratorio.	17
Tabla 4. Insumos de laboratorio.....	18
Tabla 5. Alturas sugeridas para la construcción de las distintas columnas del vertedero biorreactor.	21
Tabla 6. Pesos tomados de cada material para la construcción de las distintas columnas del vertedero biorreactor.	22
Tabla 7. Caracterización de la fase sólida inicial del vertedero biorreactor	36
Tabla 8. Caracterización de la fase sólida final del vertedero biorreactor	40
Tabla 9. Determinación de Cromo y cadmio por Espectrofotometría en la fase sólida inicial del vertedero biorreactor	41
Tabla 10. Determinación de Cromo total y cadmio por Espectrofotometría en la fase sólida final del vertedero biorreactor	42
Tabla 11. Determinación de sólidos totales, suspendidos totales y volátiles en el lixiviado generado	44
Tabla 12. Caracterización de la fase sólida final de las columnas	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo de residuos estudiado para el caso de Ambato - Ecuador	11
Figura 2. Diseño del vertedero biorreactor	20
Figura 3. Diseño completo del vertedero biorreactor por columna	24
Figura 4. Cuantificación semanal de Biogas.....	46
Figura 5. pH	47
Figura 6. Conductividad.....	49

Figura 7. ORP	50
Figura 8. DQO	52
Figura 9. DBO5.....	54
Figura 10. Fosfatos.....	55
Figura 11. Hierro.....	57
Figura 12. Magnesio	58
Figura 13. Amonio	59
Figura 14. Sulfatos	60
Figura 15. Sulfuros del lixiviado	61
Figura 16. Sulfuro en biogas	63
Figura 17. Cromo VI.....	65
Figura 18. Cromo Total.....	67
Figura 19. Cadmio	68

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Curva de calibración para la determinación de DQO	92
Anexo 2 Curva de calibración para la medición de sulfuros	92
Anexo 3 Tabla de Cuantificación de biogás	93
Anexo 4 Control diario de la cuantificación de Biogás	96
Anexo 5 Tabla de la caracterización de todos los parámetros de Lixiviado s	97
Anexo 6 Tabla del control semanal de DQO	98
Anexo 7 Control de las cuatro últimas semanas del DBO5.....	99
Anexo 8 Control semanal de Sulfuro del Lixiviado y Biogás	100
Anexo 9 Tabla del Control de Cadmio y Cromo	101

RESUMEN EJECUTIVO

Los vertederos biorreactores son una opción atractiva para el manejo de residuos sólidos urbanos en comparación con los vertederos convencionales. Se caracteriza por la recirculación del lixiviado generado, de tal forma que la necesidad de tratamiento de lixiviados se reduce y la tasa de generación de biogás aumenta. Sin embargo, esta producción de biogás puede verse afectada por la concentración de metales pesados como el cromo hexavalente y cadmio, que podrían generar efectos tóxicos sobre los procesos microbiológicos.

Se implementaron tres vertederos bioreactores arrancados de manera idéntica durante doce semanas. Se instalaron en columnas, donde se añadió capas sucesivas de compost, residuos verdes y lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ambato. El primer vertedero se usó como control, mientras que los otros dos se les incorporó cromo hexavalente y cadmio en la novena semana, donde se presentó una ligera estabilización de producción de biogás. El lixiviado generado por la columna se recolectó en un recipiente de fondo y se recircula a la sección superior de la columna. Se analizó la calidad del lixiviado mediante la medición de compuestos, como: sulfato, sulfuro, fosfato, amonio, magnesio, DQO, cromo y cadmio.

Llegando a la conclusión de que la adición de cromo hexavalente y cadmio en el vertedero biorreactor no resultó tóxico para los microorganismos, pero sí afecta su operación causando obstrucción en la recirculación. Lo que indica que la presencia de estos metales no tuvo un impacto en la calidad del líquido lixiviado ni en la generación de biogás.

Palabras Clave: Vertederos biorreactores, efecto tóxico, digestión anaeróbica, producción de biogás, cromo hexavalente, cadmio, microorganismos anaeróbicos.

ABSTRACT

Bioreactor landfills are an attractive option for municipal solid waste management compared to conventional landfills. It is characterized by the recirculation of the generated leachate, so that the need for leachate treatment is reduced and the rate of biogas generation increases. However, this biogas production can be affected by the concentration of heavy metals such as hexavalent chromium and cadmium, which could have toxic effects on microbiological processes.

Three identically started bioreactor landfills were implemented for twelve weeks. They were installed in columns, where successive layers of compost, green waste and sludge from the Ambato wastewater treatment plant were added. The first landfill was used as a control, while the other two were added with hexavalent chromium and cadmium in the ninth week, where a slight stabilization of biogas production occurred. The leachate generated by the columns was collected in a bottom vessel and recirculated to the upper section of the column. The quality of the leachate was analyzed by measuring compounds such as sulphate, sulphide, phosphate, ammonium, magnesium, COD, chromium and cadmium.

It was concluded that the addition of hexavalent chromium and cadmium in the bioreactor landfill was not toxic to the microorganisms, but it did affect their operation by causing blockage in the recirculation. This indicates that the presence of these metals did not have an impact on the quality of the leachate and biogas generation.

Key words: Bioreactor landfills, toxic effect, anaerobic digestion, biogas production, hexavalent chromium, cadmium, anaerobic microorganisms.

CÁPITULO I

MARCO TEÓRICO

Antecedentes investigativos

Justificación

El crecimiento de la población conlleva a un aumento del volumen de los residuos sólidos que son depositado en vertederos (**Pasalari et al., 2022**). La mala gestión en vertederos ocasiona problemas con la recolección de lixiviados y generación de gas de vertedero. (**Ozbay et al., 2021**). **Pohl (2020)**, señala que la investigación sobre la gestión de residuos en vertederos es esencial debido a la complejidad del manejo de una alta variedad de contaminantes, incluyendo microorganismos, materia orgánica y metales pesados. Actualmente, varios investigadores estudian la digestión anaerobia en vertederos biorreactores, que permite una eliminación de los contaminantes orgánicos más eficiente y tiene un mayor potencial de producción de biogás en comparación con vertederos convencionales (**Cisneros, 2018; EPA, 2022**).

La implementación de vertederos biorreactores que se operan con recirculación ofrece una mayor tasa de generación de biogás (**Bakkaloglu et al., 2021**). En este proceso los microorganismos anaerobios son los encargados de descomponer la materia orgánica en los lixiviados (**Zorro, 2016**). Inclusive, al ser clave para la producción de energía obtenida de residuos orgánicos es indispensable controlar los límites permisibles de los metales pesados que contiene el lixiviado (**Abdel & Mansour, 2014**). Según **Muhammed et al., (2019)**, explica que el Ni, Co, Mn y Fe, en un rango de 20 a 70 mg/L mejora el potencial de biogás en digestores anaerobios. Los metales Cu, As y Pb inducen un efecto inhibitor en la digestión anaerobia por el efecto tóxico que provoca en bacterias anaerobias en un rango de 30 a 100 mg/L (**Tian et al., 2020**). Por su parte **Kar & Prasad, (2020)**, señala que el Cu, Pb, Zn, Cr⁶⁺ y Cd²⁺ inhiben el crecimiento de bacterias al inactivar sus enzimas en un rango de 30 a 500 mg/L.

En la presente investigación se propuso dar un tratamiento biológico anaerobio de residuos orgánicos, implementando un vertedero biorreactor a escala de laboratorio con recirculación del lixiviado que estará compuesto por residuos verdes, lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y compost. Se determinó el efecto de la adición de cromo hexavalente y cadmio en el lixiviado y se observó cómo se altera la generación de gas metano y las características del lixiviado. Finalmente, se analizó las características fisicoquímicas del material orgánico residual al inicio y al final de la operación de los vertederos biorreactores.

Vertedero biorreactor

Un vertedero biorreactor es el método al cual se destinan los residuos sólidos urbanos (RSU), que permite la producción de lixiviado. A la vez promueve el crecimiento de los microorganismos anaerobios encargados de la descomposición de los residuos orgánicos (EPA, 2023). La degradación de materia orgánica en procesos anaerobios se caracteriza por su menor generación biomasa y a producción de biogás que puede ser valorizada energéticamente (Shafy et al., 2014). Cabe agregar que permite el incremento la generación de biogás, reduciendo la necesidad de tratamiento de lixiviados a causa de su recirculación y utilización de los mismos líquidos en el mismo vertedero (Chu et al., 2022)

Vertederos en el Ecuador

Los residuos orgánicos e inorgánicos en el Ecuador se colocan en vertederos directamente con o sin ningún tratamiento previo, siendo un problema para el medio ambiente. Según Galarza, (2018), explica que el 4 % de la basura se recicla, mientras que el 96 % se entierra. En el año 2017 se tiene una proyección poblacional de 16,8 millones, que generó 0,86 kg/hab/día de residuos sólidos, y para el 2021 ascendió a 0,9 kg/hab/día, cuya población es de 17,7 millones (INEC, 2017; INEC, 2021). Cabe agregar que los principales destinos de la basura son botaderos de cielo abierto que

representa el 18,6 %, celdas emergentes 29,8 % y relleno sanitario 51,6 % (INEC, 2021). El mayor porcentaje de residuos sólidos urbanos de vertedero no tiene la separación correcta de contaminantes, ocasiona el incumpliendo las normas del ODS 2030 (Objetivo 12) que promueve la gestión de desechos mediante reciclaje, prevención y reducción, esto se resume en el informe del 2019 que no registra avances (FARO, 2018).

Hay tres tipos de vertederos biorreactor, el aerobio que bombea aire y recircula el lixiviado para promover la actividad microbiana y la estabilización de la materia. El biorreactor anaerobio trabaja sin oxígeno con mayor humedad en la materia orgánica debido a la recirculación de lixiviados, esto permite generar una mayor biodegradación de la materia transformando la materia orgánica y produciendo gas metano por microorganismos metanogénicos. El biorreactor híbrido combina las características de los anteriores biorreactores de manera secuencial acelerando aún más la degradación de los desechos, lo que intensifica la fase metanogénesis (EPA 2023).

Principales contaminantes ambientales en un vertedero

Existe una gran variedad de contaminantes en un vertedero, como: gases de efecto invernadero y metales pesados como es el Pb, Hg, Ar, Cr y Cd, etc (Cossu, 2018). Estos metales pueden generar efectos positivos o tóxicos para la generación de biogás y características del lixiviado dependiendo de la cantidad de concentración que se encuentre en el vertedero (Choong et al., 2016). Los daños para el ambiente son muy diversos, los más preocupantes son los gases de efecto invernadero como el CH₄ y CO₂, que son causantes del calentamiento global (Kurniawan, 2022). Los contaminantes de un vertedero pueden llegar a expandirse en el agua y el suelo, ya que los arrastran por la infiltración de lixiviados, causando daños al ecosistema (Yin et al., 2020).

En Ecuador, el mal manejo de vertederos ha incrementado la problemática de la contaminación (Galarza, 2018). Esto se aleja de las normas de calidad ambiental,

texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente (TULSMA), la cual define los criterios para el tratamiento de desechos sólidos no peligrosos desde su generación hasta su destino definitivo (TULSMA, 2017).

Proceso de obtención de lodos de la PTAR Ambato para un vertedero biorreactor

La planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Ambato se encuentra localizada en el sector de Viñas, este se encarga de tratar aguas residuales entre 700 a 1200 L/s del río Ambato y devolverlas al medio ambiente con menor cantidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos (Tsangas et al., 2023). La planta realiza diferentes operaciones unitarias, por ejemplo, el desbaste, tamizado, sedimentación primaria, biodigestor, centrifugación, etc. A fin de obtener agua purificada (Pérez & Ayala, 2021)

La planta de tratamiento posee varias áreas por donde el agua residual se purificará y se obtendrá como subproducto 80 Ton/mes de biosólidos. Las etapas por donde recircula el agua residual son el pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y terciario (Aliaga, 2023). La etapa de pretratamiento se elimina sólidos de diferentes tamaños orgánicos e inorgánicos donde es necesario emplear distintas operaciones unitarias como es el tamizado que elimina (residuos flotantes), desarenadores (arenas) y desengrasadores (grasas), por consiguiendo se obtendrá una descontaminación del 50 % (Montero et al., 2021). Entre los tratamientos más importantes, está el tratamiento primario que se encarga de eliminar toda la materia sedimentable, de alrededor del 90%, empleando decantadores (Aliaga, 2023).

En la etapa de tratamiento secundario, posee dos subetapas la primera subetapa es en un tanque aireado y la segunda subetapa está dispuesta por decantadores secundarios. Dentro del tanque aireado o también conocido como reactor biológico, se emplean lodos activados, además, una composición de diferentes microorganismos los cuales se encuentran en etapas de crecimiento, como por ejemplo bacterias y protozoos, estos tienen la finalidad de reducir diferentes contaminantes que se encuentran en la materia

orgánica de donde obtienen micronutrientes. Según **(Vázquez et al., 2008)** esta subetapa es un proceso aeróbico, ya que es necesario oxígeno indispensable para el metabolismo de los microorganismos. En esta subetapa el efluente líquido va hasta los decantadores secundarios, donde se clarifica por medio de decantación. Finalmente llega la última etapa que es el tratamiento terciario, donde una parte de la biomasa cae al fondo tanque la demás biomasa se dirige al tanque de aireación y el resto son desechados como "lodo residual **(Montero et al., 2021)**.

Compost y residuos verdes para un vertedero biorreactor anaerobio

La materia orgánica, como el compost y residuos verdes se degradan en un vertedero biorreactor anaerobio. Estos componentes permiten tener una diversidad de elementos y nutrientes necesarios para los microorganismos anaeróbicos **(DCSBA, 2017)**. Entre los principales están los oligoelementos como el Cu, Fe, Mo en cantidades pequeñas y de igual manera son necesarios diversas vitaminas (B1, B2, B3) **(Jiang, 2011)**. Para cubrir estos componentes y vitaminas se usa residuos verdes como son los residuos de lechuga, que contiene diversos minerales, por ejemplo: Fe, Mg, Ca, K, y una diversidad de vitaminas como por ejemplo la vitamina (A, B, C, K, E) **(Smolen 2022)**. El compost de conejo usado en este estudio es una mezcla rica en K, P, N y diversos micronutrientes, cabe aclarar que posee una mayor cantidad de porcentaje de estos elementos que otros compost de animales lo que lo hace ideal para los microorganismos metanogénicos **(Brouhon, 2023)**.

Digestión anaerobia de residuos orgánicos

Un sistema biológico anaeróbico contiene microorganismos que se desarrollan y crecen en ausencia de oxígeno **(Galarza, 2018)**. La degradación anaerobia de residuos orgánicos se caracteriza por poseer tres fases hidrólisis, acidogénesis, metanogénesis. En la hidrólisis trabajan diferentes bacterias fermentativas que emplean enzimas, como, por ejemplo: las lipasas y celulasas **(Mudhoo & Kumar, 2013)**. Que permitirá que los diferentes compuestos orgánicos complejos, como son los hidratos de carbono,

lípidos, proteínas, sean convertidos por enzimas extracelulares en productos solubles y de fácil degradación, como son los azúcares, aminoácidos, alcoholes (**Peinemann, 2020**). En la etapa de acidogénesis se encuentran diversos microorganismos anaerobios estrictos como son los *Bacteroides*, *Clostridium*, *Bifidobacterium*, etc. Los cuales emplean la acetil-CoA descarboxilasa-sintasa para que los diferentes compuestos intermedios se transformen en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno (**Harvey, 2020**). En la etapa de metanogénesis se encuentran los microorganismos anaerobios extremos como por ejemplo la *Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanospirillum*, etc. Siendo el complejo enzimático CODH el principal actor para transformar el hidrógeno y el ácido acético producidos en las etapas preliminares en metano y dióxido de carbono. (**Campos et al., 2018**).

Factor que afecta el rendimiento del vertedero biorreactor anaeróbico

Dentro de un vertedero biorreactor existe diversos factores que afectan al lixiviado, por ello también a la producción de biogás, como: pH, temperatura, humedad y concentración inicial de DQO (**Budihardjo et al., 2021**).

- pH: el valor óptimo es de 6.5 a 8.5, permite que las bacterias se metabolicen correctamente.
- Temperatura: el vertedero biorreactor debe encontrarse inicialmente entre 20 °C a 45 °C, dependiendo de la etapa en que se encuentre.
- Humedad: uno de los factores más importantes, este promueve la descomposición acelerada, siendo óptimo entre 35 % a 75 % (**Yazdani et al., 2012**).
- Demanda química de oxígeno (DQO): crece en el inicio de manera lenta hasta llegar a un pico máximo y deberá disminuir en la etapa final (**Budihardjo et al., 2021**).

Causas y efectos en la producción de lixiviados y biogás de vertederos biorreactor

La descomposición de residuos a causa de microorganismos y infiltración de agua lluvia, que se genera en un vertedero biorreactor es denominado “lixiviados” (**Huda et al., 2017**). Estos líquidos poseen sales y iones metálicos benéficos o tóxicos que intervienen en la actividad microbiana. Por eso es esencial analizar y monitorear el lixiviado, a causa de que se someten a cambios de temperatura y pH afectando a su tasa de biodegradación de residuos sólidos aumentando su producción (**Abedi et al., 2023**). En el ecosistema, la existencia de lixiviados puede producir graves daños ambientales, en: ríos subterráneos, aguas superficiales y suelos que al ser empleados en cultivos agrícolas o ganaderos tienen el potencial de transferir la contaminación a la cadena alimentaria (**Siddiqua et al., 2022**).

Por ello, los vertederos son un método de eliminación de los contaminantes en lixiviados que causa una producción alta de gases de efecto invernadero, dañando el ecosistema a largo plazo (**Galarza, 2018**). Por ejemplo, el CH₄, se puede generar en los vertederos, presenta un potencial de calentamiento global 34 veces mayor al del CO₂ (**Abedi et al., 2023**). Estos gases se generan por degradación anaerobia de los residuos orgánicos.

Tratamiento de lixiviados

Varios estudios sugieren que el manejo de lixiviados en vertederos biorreactores es un procedimiento más respetuoso con el medio ambiente que los tratamientos del lixiviado en los vertederos convencionales (**Abedi et al., 2023**). Esto se debe a que la recirculación de lixiviados en vertederos biorreactores tiene menor consumo energético, implica procesos de menor complejidad, además tiene menor costo operativo. Adicionalmente, la producción de biogás es mayor y más estable (**Quadri & Dohare, 2021**). No obstante, existen otras alternativas de tratamiento de lixiviado que funcionan adecuadamente como son: fotólisis por luz ultravioleta para la descomposición de los compuestos orgánicos que se encuentran en el lixiviado (**Primo, 2008**); fermentación oscura, descompone los compuestos orgánicos que están

en el agua por medio de la fermentación anaeróbica (Xochitl, 2017); y vía fermentación de bioetanol, es una fermentación de compuestos orgánicos del lixiviado usando levadura que contiene *Saccharomyces cerevisiae* obteniendo como producto final el bioetanol reduciendo la carga orgánica (Arias et al., 2018), entre otros tratamientos.

Principales fuentes generadoras de Cr⁶⁺ y Cd²⁺ colocadas en vertederos biorreactor

Entre las principales fuentes generadoras de Cr⁶⁺ y Cd²⁺ están los residuos industriales (RI), que son materiales líquidos o sólidos, originados en procesos de fabricación, y que representan un problema por su toxicidad (Vipin et al., 2023). Las empresas textiles producen distintos contaminantes, incluyendo residuos con cromo hexavalente y cadmio, que presentan efectos mutagénicos y citogénicos (Iqbal, 2016). Otra fuente es la industria agrícola que emplea productos químicos, generando residuos contaminados con el Cr⁶⁺ y Cd²⁺ (Nawaz et al., 2021), gran parte de los cuales terminan en vertederos.

Las fuentes de Cr⁶⁺ y Cd²⁺ son muy diversas, siendo: fábricas de productos químicos, refinerías, industrias de tintes, etc., que los utilizan como intermediario o precursor dentro de sus procesos (Magdouli, 2022). Otros ejemplos de residuos contaminados con estos metales son las baterías agotadas, restos de vehículos, plásticos y residuos de actividades mineras (Ferronato & Torretta, 2019).

Desplazamiento de Cr⁶⁺ y Cd²⁺ en el material orgánico residual y su influencia de producción de biogás.

El destino y la movilidad de los iones metálicos en un vertedero biorreactor es sumamente importante, porque permite conocer la cantidad de metales acumulados en los desechos orgánicos, así como en el lixiviado producido (Somani, 2023). La

concentración de metales pesados como Cr^{6+} y Cd^{2+} en los residuos y el lixiviados se puede identificar por espectrofotometría de absorción atómica **(Baird, 2017)**.

La concentración de metales en los residuos orgánicos del lixiviado está influenciada por la fase de degradación en que se encuentran los desechos orgánicos dentro del vertedero biorreactor **(Kim et al., 2021; Li et al., 2023)**. Por ejemplo, en la fase inicial de degradación anaerobia de los desechos, el grado de pH es bajo debido a la formación de ácidos orgánicos, lo que provoca que los metales puedan disolverse y migrar con mayor facilidad, por lo que se observa mayores concentraciones de metales en el lixiviado **(Galarza, 2018)**. Por otro lado, en la fase de degradación metanogénica se produce un incremento de pH por la transformación de ácidos orgánicos en metano, por lo que las concentraciones de metales por lo general disminuyen **(Kim et al., 2021)**.

La adición de pequeñas cantidades de metales Cd^{2+} y Cr^{6+} estimula el crecimiento y la actividad de microorganismos en los vertederos biorreactor **(Abdel & Mansour, 2014)**. Sin embargo, la presencia de niveles altos de estos metales genera efectos tóxicos, donde el nivel de cadmio permisible es 0,002 mg/L y cromo hexavalente 0,5mg/L en agua **(TULSMA, 2017)**. **Murthy et al., (2022)**, indica que el cromo a cantidades mayores a 5 $\mu\text{g/L}$ tiende hacer tóxico. Los efectos pueden darse sobre los metanógenos, ya que estos metales ingresan fácilmente en la célula generando daños, dando lugar al estrés oxidativo y disminuyendo el crecimiento celular. Además, los altos niveles inhiben la actividad enzimática alterando las estructuras de las proteínas **(Guo et al., 2019; Zhag et al., 2017)**.

Producción de metano en vertederos biorreactor y en el relleno sanitario del cantón Ambato

La producción de metano está relacionada con la degradación eficiente de contaminantes orgánicos complejos, siendo uno de los factores para que se establezca los RSU **(Wang & Wang, 2018)**. El relleno sanitario de Ambato recibe

aproximadamente 290 Ton/día de RSU con composición de 65 % de residuos orgánicos (**Ibarra et al., 2020**).

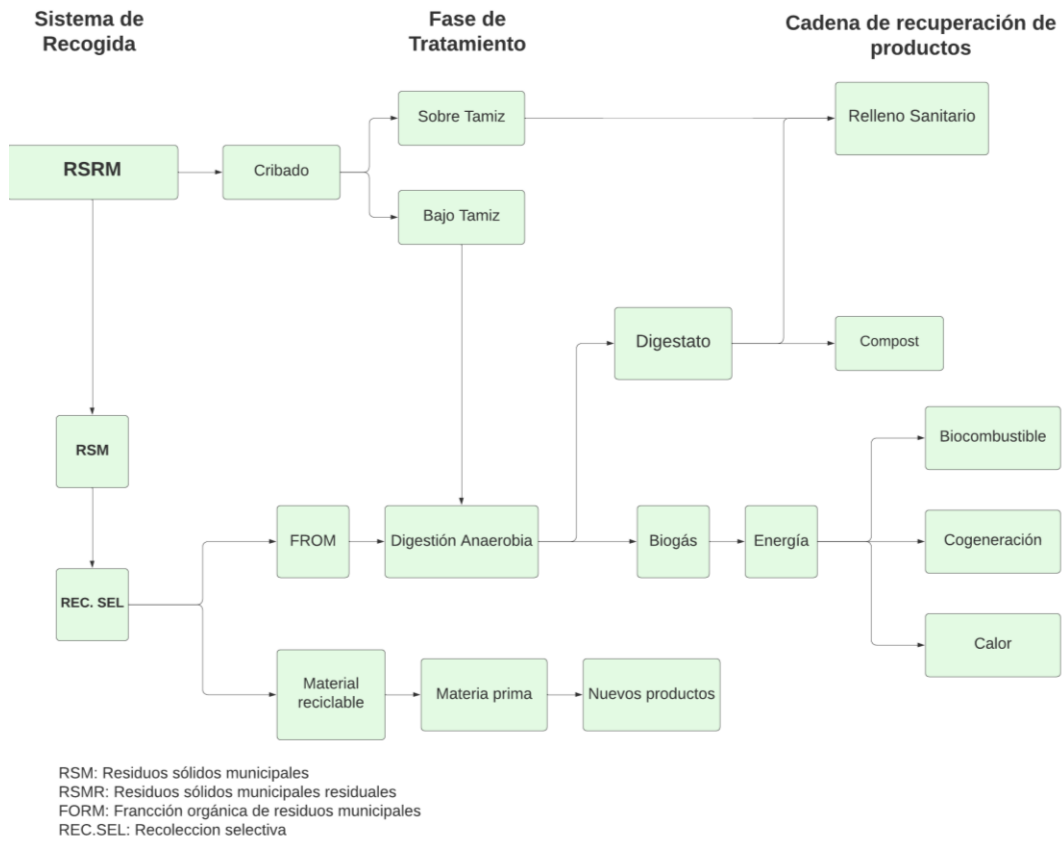
Cisneros, (2018), propuso una planta de digestión anaerobia que permite el tratamiento de selectivo de RSU. Inicialmente los biorreactores contienen los RSU de Ambato de origen orgánico que provienen de casas, comercio y mercados respectivamente. Antes de colocar los RSU, deberán pasar por un cribado utilizando una malla de 80 mm. Después del cribado, se obtiene el 41% de RSU, que es un material fácil de biodegradar. El 59% restante de RSU que no pasa el cribado se coloca en el relleno sanitario.

Este proceso permite tener mayor porcentaje de RSU orgánico en el biorreactor, ya que a mayor carga orgánica en el biorreactor logra mayor eliminación de nutrientes y producción de biogás. El biogás producido posteriormente puede ser aprovechado como biocombustible. (**Abedi et al., 2023**).

López, (2016) indica que el relleno sanitario de Ambato este compuesto por un sistema que permite la recolección de lixiviados y chimeneas para emanación de biogás que cuenta con 2,3 m³/h de capacidad.

Figura 1.

Diagrama de flujo de residuos estudiado para el caso de Ambato - Ecuador



Fuente: (Cisneros, 2018)

Prácticas actuales de vertedero biorreactor anaeróbico y su aprovechamiento en la producción de biogás

Dada la gran demanda energética y la gestión de residuos a nivel mundial, está ocasionando la disminución de los recursos energéticos (petróleo, carbón y gas natural), y contaminación medio ambiental (You & Kakinaka, 2022). En consecuencia, varios investigadores tienen como enfoque encontrar una alternativa ecológica, como el uso de recursos renovables (Mbungu et al., 2020). El recurso renovable más implementado actualmente en varios países es la producción de energía renovable, en otras palabras, la producción de biogás que para su producción usa la biodegradación de RSU como materia prima.

Los RSU al ser depositados en vertederos, es la alternativa más adecuada para la producción de biogás, por su rentabilidad, facilidad de mantenimiento y gran capacidad de almacenamiento siendo atractiva para muchos países (**Budihardjo et al., 2021**). Hoy se considera que la implementación de un vertedero biorreactor es una tecnología adecuada para reducir los gases de efecto invernadero y lixiviados (**Abedi et al., 2023**). **Mousania et al., (2024)**, explica que, para su mejor optimización en condiciones es esencial la implementación de recirculación de lixiviado que acelera la producción, siendo la alternativa medio ambiental más rentable (**Quadri & Dohare, 2021**).

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar el efecto de Cr^{6+} y Cd^{2+} sobre la producción de biogás y sobre las características de lixiviado de vertederos biorreactores para la estabilización de materia orgánica residual.

Objetivos específicos

- Implementar vertederos biorreactores anaerobios a escala de laboratorio para la estabilización de la materia orgánica residual.
- Analizar la actividad metanogénica, producción de biogás y características del lixiviado del vertedero biorreactor durante la digestión anaerobia.
- Evaluar el efecto de la adición de Cr^{6+} y Cd^{2+} sobre la producción de biogás y las características del lixiviado al inicio y al final de la operación del vertedero biorreactor.

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA

Materiales de laboratorio

En la Tabla 1 se detalla los materiales que fueron necesarios durante la ejecución del proyecto de investigación, realizado dentro de los Laboratorios de la UODIDE de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Tabla 1.

Materiales de laboratorios necesarios para la ejecución del proyecto de Titulación.

Material	Cantidad
Agujas hipodérmicas	36
Balón de aforo de 10 mL	1
Balón de aforo de 25 mL	6
Balón de aforo de 100 mL	2
Botellas ámbar	20
Cápsulas tin foil	8
Cubeta 10 mL	2
Crisoles	8
<i>Cooler</i>	1
Cubeta de 10 mL	2
Desecador	1
Embudo	1
Envases de plásticos	2

Espátula	1
Gradilla	1
Manguera afluyente	
Matraz Erlenmeyer de 50 mL	4
Microfibra de vidrio	1
Micropipeta de 100 a 1000 μ L	1
Mortero	1
Papel filtro	4 unidades
Pipeta volumétrica graduadas	2
Probeta 100 mL	1
Puntas de micropipeta 100 – 1000 μ L	10
Tapones de caucho	6
Tubos de vidrio	10
Varilla de agitación	1
Vasos de precipitación	5

Reactivos de Laboratorio

En la Tabla 2 se especifica los reactivos que se usaron para la ejecución del proyecto de titulación que se encuentran dentro de los Laboratorios de la UODIDE de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Tabla 2.

Reactivos de laboratorios necesarios para la ejecución del proyecto de Titulación.

Componentes	Cantidad requerida
Cloruro de calcio CaCl ₂	10,00 mg
Hidróxido de sodio NaOH	2,4 L
Murexida	14 mg
Reactivo cromo rango alto	20 unidades
Reactivo fosfato rango bajo	20 unidades
Reactivo A de amoniaco rango alto	10 mL
Reactivo B de amoniaco rango alto	10 mL
Reactivo A de magnesio rango alto	20 unidades
Reactivo B de magnesio rango alto	190 mL
Reactivo hierro rango alto	20 unidades
Reactivo fosfato A rango alto	28 mL
Reactivo fosfato B rango alto,	20 mL
Sulfato férrico	8 unidades
Sulfato amónico	8 unidades
Dicloruro de zinc (2 %)	100 mL
Dicromato de potasio 0.25 N	30 mL
Ácido sulfúrico	65 mL
Ácido clorhídrico	0,001 mL
oxalato de N, N-dimetil-p- fenildiamina	3 mL
Dicromato de potasio 0.25 N	30 mL
ácido etilendiaminotetraacético (EDTA)	35 mg
Fosfato mono potásico	260 mg
Selenito de sodio Pentahidratado	0,10 mg
Sulfato cúprico pentahidratado	0,05 mg
Cloruro de magnesio hexahidratado	85 mg
Nitrato de níquel hexahidratado	0,06 mg

Cloruro de calcio	12 mg
Hexahidrato de cloruro cobaltoso	3 mg
Bicarbonato de sodio	3150 mg
Sulfato de aluminio hidratado	16 mg
Extracto de levadura	13 mg
Molibdato de amonio Tetrahidratado	0,7 mg
Acetato de sodio anhidro	3300 mg
Dicloruro de manganeso	0,01 mg
Ácido bórico	0,07 mg
Cloruro de zinc	0,05 mg
Cloruro ferroso Tetrahidratado	3 mg

Equipos de laboratorio

En la Tabla 3 se especifica a detalle de los distintos equipos que se implementan para el proyecto de titulación que se encuentran en los Laboratorios de Investigación de la UODIDE de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Tabla 3.

Equipos de laboratorios necesarios para la ejecución del proyecto de Titulación.

Equipos	Cantidad
Equipo de absorción atómica GFFAS	1
Fotómetro Hanna 839899	1
Bombas peristálticas	3
Estufa BINDER	1
Reactor Hanna	1
Mufla BIOBASE	1

Medidor de pH FISHER SCIENTIFIC	1
Horno microondas ETHOS UP	1
Balanza analítica	2
Campana extractora	1
Medidor multiparamétrico Hanna	1
Equipo Dumas	1
Mufla Biobase	1

Insumos de laboratorio

En la Tabla 4 se detalla los distintos insumos necesarios durante el proyecto de investigación.

Tabla 4.

Insumos necesarios para la ejecución del proyecto de Titulación.

Componentes	Cantidad
Alcohol antiséptico	1 caja
Calculadora	1 unidad
Cinta adhesiva	1 unidad
Computadora portátil	2 unidades
Cuaderno	1 unidad
Esferos y lápices	2 unidades
Envases de polietileno	4 unidades
Guantes de nitrilo	1 caja
Papel aluminio	2 rollos
Teresitas	1 rollo
Rotuladores	2 unidades

METODOLOGÍA

Implementación de un vertedero biorreactor anaerobio para la estabilización de materia orgánica residual

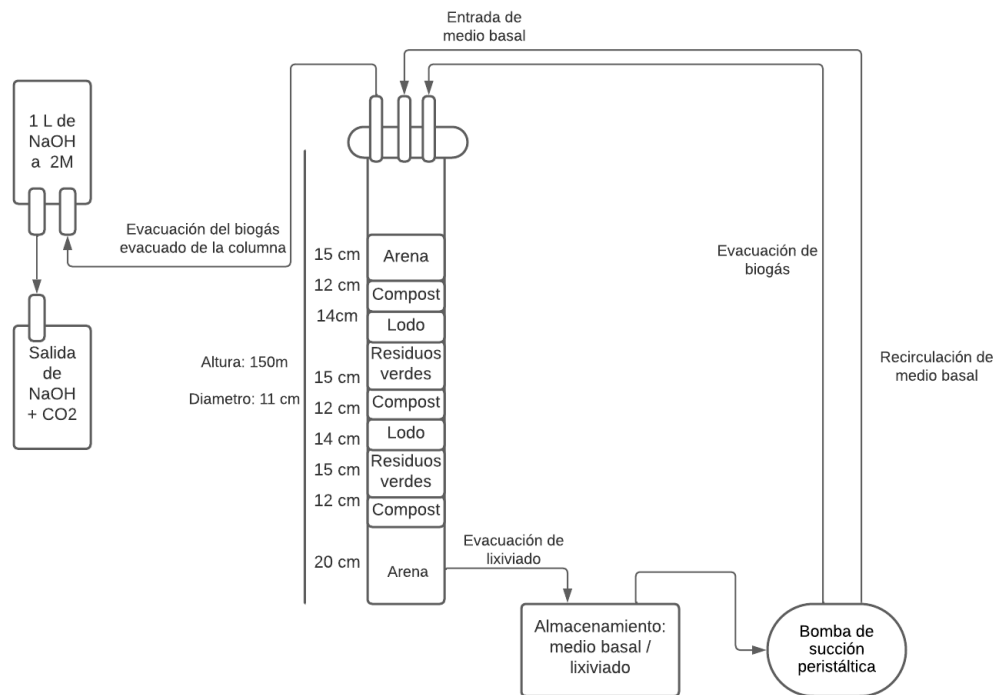
Se implementó un sistema de vertedero biorreactor anaerobio, que consistió en 3 columnas de polivinilo acrílico de 11 cm de diámetro interior y 1,50 m de altura en el laboratorio de la UODIDE. En cada columna se colocarán 9 capas Tabla 6.

En cada columna se implementó una manguera que permitió la recirculación del lixiviado en la parte inferior y superior de la columna, que ayudo a la entrada del medio basal y recolección del biogás. El sistema de recolección de biogás se encuentra en la parte trasera de las columnas, que están compuestas por botellas ámbar de 1 L con NaOH que permite la captura del metano, que a su vez tendrá una manguera de evacuación ver “Figura 2”.

Se usa bombas de succión peristálticas para la recirculación del lixiviado a un caudal 3,5 L/h a una presión de 150 psi, lo que permite mantener un flujo constante logrando una distribución de humedad uniforme. **Budihardjo et al., (2021)** indica que la humedad debe encontrarse entre 85-90 % dentro de la columna. Además, se operó el vertedero biorreactor en ausencia de luz, colocando en cada columna un aislamiento con papel aluminio que no permita el paso de luz solar manteniendo el ambiente adecuado para los microorganismos anaerobios (**Hajji et al., 2021**). Finalmente, se instalaron tres columnas donde su operación consistió en: columna (A) columna control del estudio, columna (B) se agregó Cd^{2+} y la columna (C) se agregó el Cr^{6+} .

Figura 2.

Diseño del vertedero biorreactor



Nota: Se describen las partes de cada vertedero biorreactor.

A continuación, se presenta la Tabla 5 que indica la altura, tamaño de partículas, humedad y carga orgánica estimada, que conformaron cada columna del vertedero biorreactor.

Tabla 5.

Alturas sugeridas para la construcción de las distintas columnas del vertedero biorreactor.

Capas	Altura (cm)	Tamaño de partículas	Humedad %	Carga orgánica %
1. Arena	20	4 ± 2 (mm)	5 ± 0	-
2. Compost	12	1 ± 0.5 (mm)	14,1 ± 0,1	82,5 ± 0
3. Residuos verdes	15	5 ± 2 (cm)	89,6 ± 0,3	80,6 ± 0,1
4. Lodo	14	0.3 ± 0.1 (mm)	75,4 ± 0,2	85,4 ± 0,1
5. Compost	12	1 ± 0.5 (cm)	14,1 ± 0,1	82,5 ± 0
6. Residuos verdes	15	5 ± 2 (cm)	89,6 ± 0,3	80,6 ± 0,1
7. Lodo	14	0.3 ± 0.1 (mm)	75,4 ± 0,2	85,4 ± 0,1
8. Compost	12	1 ± 0.5 (cm)	14,1 ± 0,1	82,5 ± 0
9. Arena	15	4 ± 2 (mm)	5 ± 0	-

Nota: Información obtenida de un Proyecto de Investigación (**Guamán & Muñoz, 2023**).

Tabla 6 presenta los pesos en gramos de cada material que se implementó en cada columna de vertedero biorreactor.

Tabla 6.

Pesos tomados de cada material para la construcción de las distintas columnas del vertedero biorreactor.

Capas (g)	Columna 1 “Control”	Columna 2 “Cd ²⁺ ”	Columna 3 “Cr ⁶⁺ ”
1. Arena	4210	4008	3051
2. Compost	395	370	505
3. Residuos verdes	315	305	633
4. Lodo	785	740	1009
5. Compost	425	405	510
6. Residuos verdes	295	287	373
7. Lodo	747	726	754
8. Compost	467	396	387
9. Arena	1550	1230	1205

Obtención de lodos para la instalación de los vertederos biorreactores

Se tomo una muestra de lodos sólidos de la centrífuga de la PTAR. Para la recolección de las muestras se utilizan dos envases de polietileno de boca ancha. Estos recipientes son etiquetados con la siguiente información: código, fecha, hora, lugar, tipo de muestra, responsable y laboratorio. Una vez recolectadas y etiquetadas, las muestras se almacenaron a una temperatura de 4°C (**Zambrano, 2010**). Posteriormente, son colocadas en refrigeración a 4°C dentro de los laboratorios de la UODIDE, ubicados en la Universidad Técnica de Ambato.

Obtención y recolección de residuos orgánicos y compost

Los residuos orgánicos que se usaron son restos de lechuga que se obtuvo de plazas comerciales de la ciudad de Ambato y el compost provino de tiendas agrícolas ubicadas en la parroquia Izamba.

Preparación del medio basal mineral con acetato (MB)

Se preparó 4 L de medio basal para el arranque de la operación, recirculados en cada columna para estimular el desarrollo de los microorganismos metanogénicos. El medio basal mineral con acetato se preparó con agua destilada y se añadieron los siguientes componentes: 280 mg/L de cloruro de amonio (NH_4Cl), 250 mg/L de fosfato mono potásico (KH_2PO_4), 82.49 mg/L de cloruro de magnesio hexahidratado ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), mg/L de cloruro de calcio (CaCl_2), 3000 mg/L de bicarbonato de calcio (NaHCO_3), 10 mg/L de extracto de levadura y 3204.53 mg/L de acetato de sodio anhidro ($\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2$). Adicionalmente, se agregaron elementos traza en solución, 1 mL/L de medio basal, con la siguiente composición: 0.05 mg/L de ácido bórico (H_3BO_3), 2 mg/L de cloruro ferroso tetrahidratado ($\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), 0.05 mg/L de cloruro de zinc (ZnCl_2), 0.032 mg/L dicloruro de manganeso (MnCl_2), 0.05 mg/L de molibdato de amonio tetrahidratado, 0.50 mg/L de sulfato de aluminio hidratado ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), 2 mg/L de hexahidrato de cloruro cobaltoso ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), 0.05 mg/L de nitrato de níquel hexahidratado ($\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), 0.04 mg/L de sulfato cúprico pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), 0.10 de selenito de sodio pentahidratado ($\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), 1 mg/L EDTA y 2.70 mL ácido clorhídrico (HCl). Se controló el pH entre 7.1 a 7.3, posteriormente se colocó al medio basal 8 g de acetato de sodio anhidro en la cuarta semana que permitió fomentar la actividad metanogénica (**Garzón et al., 2015**).

Adición de Cd^{2+} y Cr^{6+}

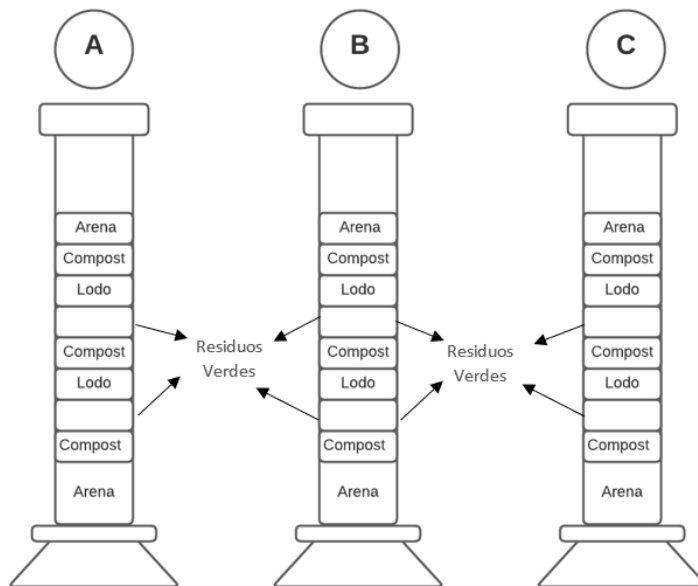
Para determinar el efecto tóxico de los metales sobre la operación de los vertederos biorreactores, se añadieron 50 mg/L de cadmio a la columna (B), y 200 mg/L de cromo

hexavalente a la columna (C), como se muestra en la Figura 3. Un análisis previo que indica que hay una inhibición tóxica a una concentración de $IC_{50} = 50 \text{ mg/L}$ de actividad metanogénica específica (AME) seleccionaron cadmio. En cuanto al cromo, el mismo estudio indica que la adición de cromo hexavalente a una concentración de $IC_{80} = 200 \text{ mg/L}$ presenta una inhibición tóxica en la AME (Montero, 2023).

Los metales pesados fueron agregados a partir de la novena semana de operación cuando la producción de gas metano se encontraba estable, mismos que se agregaron semanalmente hasta la semana 12. Después, se realizaron análisis semanales, como se menciona en la parte inferior de la metodología de lixiviados, hasta la última semana de operación.

Figura 3.

Diseño completo del vertedero biorreactor por columnas



Nota: (A) Columna “Control”, (B) Columna con adición de “ Cd^{2+} ”, (C) Columna con adición de Cr^{6+} .

Análisis de la actividad metanogénica, producción de biogás y caracterización del lixiviado

Caracterización de los componentes de residuos orgánicos: compost, lodos y residuos verdes (Pruebas que se realizarán al inicio y final del estudio)

Preparación de las muestras (compost, lodos y residuos verdes)

Para el análisis del lixiviado se caracterizó primero el material orgánico del que está compuesto cada columna, por su dificultad de humedad. Primero se homogeneizó las muestras dentro de un crisol y se colocó muestra hasta el borde, posteriormente se puso a una temperatura 105 °C. por 24 horas. Seca las muestras se procedió a moler con un tamiz de apertura de 1 mm, después se tomó 0.5 g y se afora a 100 mL para al final realizar una filtración al vacío, todo este procedimiento se realizó en el laboratorio 1.4 de la UODIDE (Cipriano et al., 2014).

Determinación del potencial hidrógeno (pH)

Se colocó 20 g de muestra pulverizada previamente en un vaso de precipitación y se adicionó 50 mL de agua desionizada y se agitó por 5 minutos vigorosamente. Después de 2 horas de reposo medir el pH usando un medidor microprocesador de pH, que estuvo calibrado correctamente, caso contrario se usaron tampones con pH 4, pH 7 y pH 10 introduciendo sus electrodos para calibrarlo (Oguntunde et al., 2021).

Determinación la humedad de la materia

La humedad de la materia orgánica, se realizó una serie de pasos en el laboratorio de Canje de Deuda de la FCIAB. Primero se esterilizó las cápsulas de porcelana en un horno a 105 °C durante 24 horas, y se dejó enfriar en el desecador. Después de esta etapa, se pesó las cápsulas de porcelana y se les agregó 5 g de la muestra. Las cápsulas se secaron en un horno a 105 °C durante 24 horas y se dejó enfriar en el desecador.

Finalmente, se pesó las cápsulas de porcelana con la muestra ya seca, se obtuvo el valor de humedad de la muestra (**Durán et al., 2018**).

Fórmula para determinación de humedad en base húmeda:

$$\%H_{bH} = \frac{m_{cap} + m_{muestrahúmeda} - m_{cap} + m_{muestra\ seca}}{m_{muestrahúmeda}} * 100 \text{ (Ecuación 1)}$$

Dónde:

m_{cap} : Peso de la cápsula vacía

$m_{muestra}$: Peso inicial de la muestra

$m_{muestra\ seca}$: Peso de la muestra seca

Fórmula para determinación de humedad en base seca:

$$\%H_{bH} = \frac{m_{cap} + m_{muestrahúmeda} - m_{cap} + m_{muestra\ seca}}{m_{muestraseca}} * 100 \text{ (Ecuación 2)}$$

Dónde:

m_{cap} : Peso de la cápsula vacía

$m_{muestra}$: Peso inicial de la muestra

$m_{muestra\ seca}$: Peso de la muestra seca

Fórmula para determinación de sólidos secos:

$$\%SS = 100 - \%H_{bH} \text{ (Ecuación 3)}$$

$\%H_{bH}$: % de humedad en base húmeda

Sólidos totales (ST)

La norma NMX-AA-034-SCFI-2001, indica que primero se preparó los crisoles (limpios y secos), segundo se pesó los crisoles en una balanza analítica como peso inicial (Po), tercero con la ayuda de una bureta se midió 50 mL de la muestra y se añadió cuidadosamente al crisol los 50 mL, cuarto se colocó los crisoles dentro de una estufa a 105 °C durante 24 horas hasta que la muestra se secó por completo y finalmente se procedió a pesar el crisol con muestra seca y fría que será el peso final (Pf) (Chávez, 2011). Se realizó los respectivos cálculos, con la siguiente formula:

$$ST\left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(Pf-Po)}{V(ml)} \text{ (Ecuación 4)}$$

Dónde:

ST: Sólidos Totales, en mg ST/L.

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

Pf: Peso inicial de la cápsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada, en mililitros.

Sólidos volátiles (SV)

Las muestras se colocaron en recipientes de porcelana y se sellaron con papel film para ser secadas en una estufa a una temperatura aproximada de 40°C. Luego se pesó de 10 g a 20 g (P1) de la muestra obtenida y se secó aproximadamente 105°C hasta que alcanzó una masa constante (P2), se coloca en un desecador. Las muestras después de enfriarse se introdujeron en la mufla de cerámica BIOBASE, aumentando gradualmente la temperatura hasta que alcanzó los 550°C y se mantuvo durante 2 horas. A continuación, se disminuirá gradualmente la temperatura hasta 200°C y las muestras se colocaron en el desecador hasta que se enfríen, momento en el cual se pesaron (Rowe & Yu, 2013).

Los sólidos volátiles se calcularán con la siguiente formula:

$$\text{Sólidos Volátiles (\%)} = \frac{P2-p3}{m} * 100 \text{ (Ecuación 5)}$$

Dónde:

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

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

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

Determinación de nitrógeno total

Para la medición de nitrógeno total se usó la metodología de *Standard Methods for the Total Nitrogen LR (low r. Low) (16 mm vial)*, que se leyó cuidadosamente las instrucciones prestando atención a todas las advertencias y precauciones. Primero se corrigió el blanco reactivo según lo indica. El manual especifica que la muestra que se usó es la muestra original, es decir, que para llevar a cabo el análisis de nitrógeno total las muestras de lodos y compost, se tomó 2 g de muestra y se diluyó en 100 mL de agua destilada, este parámetro usa una fuente de luz de 420 nm (**HANNA instruments, 2022**). El análisis se realizó en el laboratorio 1.4 de la UODIDE.

Determinación de fósforo total

En el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, se empleó la medición *Standard Methods for Total Phosphorus HR (R. High) (16 mm VIAL)*, se filtró la muestra antes de su medición, ya que puede provocar interferencias en su medición, o sea, eliminar la turbidez de la materia por filtración. Para la medición de este método se siguió paso a paso las indicaciones específicas del manual, y se midió con una fuente de luz de 420 nm **HANNA instruments, (2022)**.

Caracterización de la fase líquida (lixiviado)

Determinación de conductividad y potencial de hidrógeno

El análisis se realizó en el laboratorio 1.4 de la UODIDE. Se ajustó los electrodos del medidor multiparámetro, evaluó la conductividad y el pH y, posteriormente, se insertó la sonda directamente en los frascos que contienen las muestras, a unos 5 cm de profundidad por debajo de la muestra. Para finalizar, se efectuó un lavado del sensor con agua destilada y se secó con papel absorbente (**Oguntunde et al., 2021**).

Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

El análisis de DQO se realizó en el laboratorio 1.4 de la UODIDE, la cantidad de DQO en las muestras, se comenzó agregando 2,5 mL de muestra y 1,5 mL de solución de digestión y 3,5 mL de ácido sulfúrico en tubos de ensayo con tapa. Luego, se colocó los estándares, muestras y blancos en un horno a 150 °C durante 2 horas para la digestión de la muestra. Una vez completado este proceso, se midió fotométricamente a una longitud de onda de 610 nm (**Veli et al., 2021**). Se tomó los datos previos de una curva de calibración que se encontró a una solución de 1000 mg O₂/L de KHP a diferentes rangos de concentración que van de 0 a 1000 (**Guamán & Muñoz, 2023**). Posteriormente, al comienzo y final del estudio en el cálculo DQO se realizó su respectiva medición donde se usó los reactivos de HANNA según el manual HI-83399 (**HANNA instruments, 2019**).

Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Se utilizó el equipo OxiTop® - IDS para la medición de la actividad microbiana en un sistema cerrado. En este sistema, se colocó la muestra en una botella de vidrio y los microorganismos presentes consumieron el oxígeno que produjo dióxido de carbono. Fue necesario la determinación del DQO para conocer el factor de DBO₅. Una vez obtenido el valor teórico de la DQO, se agregó dos bolitas de NaOH en una cápsula de goma y un imán agitador al final de cada botella. Finalmente, se cerró la botella con la

tapa del medidor y se incubó durante 5 días a una temperatura de 20 °C, en las 4 últimas semanas del estudio (**Xylem Analytics, 2022**).

La concentración de DBO5 se calculó con la siguiente formula:

$$DBO_5 = DBO_{experimental} * Factor$$

Dónde:

DBO experimental: resultado obtenido que arroja el OxiTop® - IDS después de 5 días.

Factor: valor correspondiente dependiendo al volumen de muestra utilizado.

Sólidos totales (ST)

El análisis de ST se realizó dentro del laboratorio de Canje de deuda. Se retiró de la muestra las partículas no homogéneas o extrañas, tanto las flotantes como las sumergidas con la ayuda de una bomba de vacío. Después, se secó la cápsula en un horno a una temperatura a 105 °C durante una hora aproximadamente y se enfrió en un desecador. Luego, se agregó 2 mL de la muestra a la cápsula y se secó en el horno a una temperatura de 105 °C durante 2 horas. Después se dejó enfriar en el desecador y se procedió a pesar la cápsula nuevamente (**Chávez, 2011**).

$$ST\left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(Pf - Po)}{V(ml)} \text{ (Ecuación 6)}$$

Dónde:

ST: Sólidos Totales, en mg ST/L.

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

Pf: Peso inicial de la cápsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada.

Sólidos suspendidos totales (SST)

Se realizó el análisis en el laboratorio de Canje de deuda. Primero, se debió pesar la fibra de vidrio en la balanza analítica que fue el peso inicial (P_o). Después se instaló el equipo de filtración al vacío, que incluye un matraz y un embudo, se colocó la fibra de vidrio en el embudo y se vertió 50 mL de muestra antes de encender la bomba para iniciar la filtración. Al completar la filtración, se retiró la fibra de vidrio cuidadosamente. Finalmente, se dejó en una estufa por 2 horas a 105 °C, finalmente se enfrió en un desecador y se pesó (P_f) (**Chávez, 2011**).

$$SST\left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(P_f - P_o)}{V(ml)} \text{ (Ecuación 7)}$$

Dónde:

SST/L = Sólidos suspendidos totales

P_o = Peso inicial de la fibra de vidrio en mg

P_f = Peso inicial de la fibra de vidrio + residuo seco en mg

Sólidos volátiles (SV)

El análisis de SV se realizó en el laboratorio de Canje de Deuda. Las muestras obtenidas se colocaron en recipientes de porcelana sellados con papel film para ser secadas en la estufa a una temperatura de 40 °C. Se obtuvo de 10 a 20 g (P_1) de la muestra, la cual se secó a 105 °C hasta conseguir una masa constante (P_2). Luego, se colocó las muestras en el desecador una vez que se hayan enfriado.

Posteriormente, se introdujo las muestras en la mufla de cerámica BIOBASE, aumentando lentamente la temperatura hasta los 550 °C durante 2 horas, y luego se disminuyó gradualmente la temperatura hasta llegar a los 200 °C. Se colocó las muestras en el desecador para enfriar y se pesó (**Moreno & Manrique, 2019**).

$$\text{Sólidos Volátiles (\%)} = \frac{P2-P3}{m} * 100 \text{ (Ecuación 8)}$$

Dónde:

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

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

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

Determinación de sulfuro disuelto total con el método espectrofotométrico de azul de metileno

Este procedimiento se realizó en el laboratorio 1.4 de la UODIDE. En un balón volumétrico de 25 mL, se agregó 10 mL del lixiviado junto a 5 mL de solución de cloruro de zinc al 2 %, 2.5 mL de solución de DMP al 2 g/L con un 20 % de ácido sulfúrico concentrado, 0.125 mL de solución de sulfato de amonio y hierro (III) al 100 g/L y la cantidad adecuada de muestra según la cantidad de sulfuro esperada, garantizo que la concentración máxima de sulfuro en el balón sea de 1 mg/L. Ya tomadas las mediciones de las muestras, se realizó una calibración que abarco de 0 a 10 mg/L. (**van Loosdrecht et al., 2019**).

Medición del potencial de óxido reducción (ORP)

Se utilizó el medidor multiparamétrico Hanna, equipo que se encuentra dentro del laboratorio 1.4 de la UODIDE. El medidor dispone de una sonda con un electrodo de metal inerte y un electrodo de referencia. Se midió la captura y la liberación de electrones. Esta información se utilizó para conocer el estado de saneamiento de las muestras que se analicen (**HANNA instruments, 2019**).

Determinación de metales como: nitratos, amonio, fosfatos, sulfatos, hierro (Fe), magnesio (Mg) y cromo VI (Cr⁶⁺) en el fotómetro

El análisis químico fotométrico implicó una reacción química específica entre una muestra y un reactivo que forma un compuesto que absorbe la luz. Así, se utilizó un medidor compacto y versátil con una característica de absorbancia llamada CAL CHECK, 78 métodos y un sistema óptico integrado para determinar los compuestos fisicoquímicos especificados. Las muestras fueron filtradas y ajustadas de acuerdo con el manual del equipo a un pH que oscile entre 1 y 3 para nitratos, 4 y 13 para amoníaco, 0 y 10 para fosfatos, y 2 y 10 para sulfatos, se utilizó hidróxido de sodio, ácido sulfúrico o ácido clorhídrico, dependiendo del caso (**HANNA instruments, 2022**). Estos resultados se realizaron en el laboratorio 1.4 de la UODIDE.

Evaluación del efecto de la adición de Cr^{6+} y Cd^{2+} y cuantificación de gas metano

Determinación de metales pesados en muestras para cadmio (Cd^{2+}) y cromo total (Cr) por el método de absorción atómica en horno de grafito (GFAAS)

El análisis de las muestras en estas mediciones se realizó una digestión previa según el protocolo de *Standard Methods Ed. 23 3030 D* (**Baird & Bridgewater, 2017**). En los análisis de metales, fue necesario que la muestra pasó por un proceso de digestión, se pesó 5 g de la muestra y se colocó en un crisol, previamente pesadas las muestras se puso en la estufa a 105 °C durante 24 horas. Transcurrido el tiempo se pulverizó la muestra y pesó 0.5 g en una balanza analítica, luego se trasvasó a los tubos digestores, se agregó 5 mL de HNO_3 y 1 mL de peróxido de hidrogeno al 30 % (v/v). Se procedió la digestión por microondas mediante 1 hora y finalizado este tiempo se reposó durante 10 minutos. Finalizado este proceso se aforó la muestra obtenida a 100 mL y almacenar a 5 °C.

Se preparó la muestra para espectrofotómetro de absorción atómica que consiste en realizar una nueva dilución que se colocó dentro del espectro de 1 en 100 ppb y se tomó los datos que arroja el equipo (**Baird & Bridgewater, 2017**).

Preparación de las soluciones madre de Cd²⁺ y cromo total

Solución madre de cadmio, se disolvió cloruro de cadmio dihidratado (CdCl₂·4H₂O) en agua desionizada. Posteriormente, se trasvasó dicha solución a un balón volumétrico de 1 L y se aforó con agua destilada hasta alcanzar los 1000 mL.

Solución madre de cromo, se disolvió dicromato de potasio en agua desionizada dentro de un matraz. Posteriormente, se trasvasó la solución a un balón volumétrico de 1 L y se aforó con agua destilada hasta llegar a los 1000 mL (Çeçen et al., 2010).

Determinación de cadmio (Cd²⁺)

La medición de cadmio, se empleó un espectrofotómetro de absorción atómica. Aquí se configuró la temperatura y longitud de onda en 228,8 nm. Para realizar la curva de calibración de la absorbancia en función de la concentración, se utilizó estándares de 1, 2, 3, 4 y 5 µg/L de Cd²⁺, que se prepararon a partir de soluciones de metales patrón de 1000 mg/L. Por último, se procedió a leer y registrar las absorbancias de las muestras de los residuos orgánicos que estén disponibles, se calculó la concentración de cada ion en microgramos por litro (µg/L), se tomó como base las curvas de calibración (Baird & Bridgewater, 2017).

Determinación de cromo total

La medición de cromo total, se empleó un espectrofotómetro de absorción atómica. Donde se usó una solución patrón para cromo total para la curva de calibración se realizó en rangos de 5 a 100 ppb, se preparó soluciones de metales patrón de 1000 mg/L. Finalmente, se procedió a leer y registrar las absorbancias de las muestras, se calculó la concentración de cada ion en microgramos por litro (µg/L) (Baird & Bridgewater, 2017).

Determinar gas metano con un método volumétrico

Dentro del laboratorio 1.4 UODIDE en el cual se colocó un frasco color ámbar donde se alojó una solución de NaOH en una concentración de 2 M. Este frasco está conectado a otro recipiente vacío a través de un tubo, de tal manera que, por medio de la presión ejercida por el gas, se desplazó la solución de NaOH hacia el otro recipiente, atrapando de esta manera los componentes del biogás, ver “Figura 1”. La mayor parte de estos componentes son CH₄. Se registró la cantidad de gas metano mediante la medición del peso de la solución de NaOH desplazado. El desplazamiento de la solución es mayor durante la etapa de metanogénesis, cuando la materia orgánica alcance su mayor punto de estabilidad (**Garzón et al., 2015; Bolaños & Sandoval, 2022**).

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización fisicoquímica de la caracterización de la fase sólida inicial del vertedero biorreactor

La Tabla 7 muestra los resultados de la caracterización de la fase sólida, que señalan a que pH, porcentaje de humedad, ST, SV, porcentaje de nitrógeno y fósforo totales, operó el vertedero biorreactor en su etapa inicial.

Tabla 7.

Resultados de la caracterización de la fase sólida inicial del vertedero biorreactor

	pH	% Humedad base húmeda	% Humedad base seca	% Sólidos totales	% Sólidos volátiles	% Nitrógeno total base seca	% Fósforo total base seca
Lodos (PTAR)	7 ± 0,1	74,2 ± 0,2	288,2 ± 0,3	24,1 ± 0,1	35 ± 0,2	2,7 ± 0	1,1 ± 0,1
Compost	7,8 ± 0,1	26 ± 0,3	35,2 ± 0,3	33,1 ± 0,1	48 ± 0,2	2,3 ± 0	0,2 ± 0
Residuos verdes	6,1 ± 0,1	95,2 ± 2	2012 ± 1,73	2,4 ± 0,2	85 ± 0,1	0,1 ± 0	0,3 ± 0

Nota: Los resultados reportados representan el promedio de 3 lecturas y su respectiva desviación estándar (±).

Como inicio del estudio se realizó los análisis fisicoquímicos de las muestras sólidas (lodos PTAR, compost y residuos verdes), dichas muestras fueron evaluadas para conocer la cantidad de los parámetros descritos en la Tabla 7. Una condición para las poblaciones microbianas es el pH de la parte sólida, según **DCSBA (2017)** una materia prima adecuada debe estar entre 6,5 y 7,5 de pH, sin embargo otros autores como **(Parra & Torres, 2014)** mencionan que el pH puede variar 6,5 a 8,4 de pH, por tal motivo se caracterizó los diferentes componentes al inicio de la Tabla 7 (lodo, compost y residuos verdes) con valores de (7-7,8- 6,1) estos parámetros se encuentran cerca de los ideales para el arranque de la columna, son características mínimas de calidad que permitirán el desarrollo óptimo de los distintos microorganismos metanogénicos.

Para la fase final del proceso en la semana 12 se extrajo la materia prima lodo, compost, residuos verdes y se la caracterizo obteniendo un pH entre 8,98 y 10,33 para las tres materias orgánicas de las tres columnas, valores similares a los reportados por **Pastor, (2006)** que menciona que el pH aumenta, porque se produjo una biodegradación de la materia prima y los microorganismos tomaron los nutrientes dejando subproductos, y se neutralizó los diferentes ácidos, bicarbonato y amoníaco. En la columna de control se observa valores más bajos de pH de alrededor de 0,77 a 1,15 de diferencia con las columnas de cromo y cadmio **(Ajayi et al., 2016)**.

Se reportó el porcentaje de humedad base húmeda (%H_{bH}) y base seca (%H_{bS}), donde su diferencia radica que %H_{bH} es el contenido de masa total de la muestra, que incluye la sustancia y agua. A diferencia que %H_{bS} es únicamente la masa seca de la muestra **(Martines & Lira, 2010)**. La Tabla 7, mostró un valor en lodos de 74.2 % que se encuentra dentro del valor típico por **DCSBA, (2017)**, que debe oscilar del 30 - 70 % en lodos de PTAR. En caso del compost el valor es de 26 % esto indica que su humedad se encuentra por debajo de la humedad típica de 45%, en consecuencia, no podrá soportar vida microbiana **(González et al., 2008)**. Con respecto al contenido de humedad de residuos verdes se obtuvo 95,2 %, **Zorro et al., (2019)**, indica que el valor típico de humedad en residuos verdes deberá ser aproximado al 100%. El porcentaje

de humedad permite conocer la cantidad de sólidos totales y este deberá encontrarse en rangos de humedad 60 al 80% (NECA, 2011).

Ahora bien, la Tabla 8 muestra que el porcentaje de humedad de los sólidos en cada columna van en un rango del 50 – 80% respectiva. **Budihardjo et al., (2021)**, realizó una investigación de como la recirculación del lixiviado ayuda a mejorar el contenido de humedad del vertedero biorreactor, por ello describe, que el porcentaje de humedad óptimo equivale de 40 % al 80 % que debe tener el material orgánica a escala de laboratorio. En definitiva, se logró obtener humedad de los sólidos adecuados, pues se realizó una recirculación diaria de 4 L de medio basal, que permitió que las columnas se encontraran bien en las 12 semanas de estudio. Según **Bareither & Kwak, (2015)**, explica que la recirculación de lixiviado es una estrategia que permite una mejor distribución de nutrientes en el vertedero biorreactor, donde el porcentaje de humedad varía entre el 35 % al 75 %.

En la Tabla 7 se observa los porcentajes de sólidos totales de la materia prima que se cargó en el biorreactor anaerobio, en lodos 24 %, compost 33 % y residuos verdes 2,4 %. El porcentaje de sólidos totales es un factor importante ya que señala la cantidad de sustrato que se colocara en el biorreactor. Los rangos mínimos requeridos de sólidos totales en un biorreactor son de 5-10% lo que permitirá que los microorganismos tengan una correcta movilidad (DCSBA, 2017).

En la Tabla 7 se observa porcentajes de sólidos volátiles de 35% en lodos, 48 % compost, 85 % residuos verdes. La cantidad de sólidos volátiles ayuda a saber Es importante conocer la cantidad de sólidos volátiles debido a que se transforman en gases. Algunos estudios reportan el rango normal que se encuentra en un biorreactor anaerobio es de 50 a 70 %. En cuanto a los lodos disminuyen en la materia orgánica en un biodigestor, como en el caso de los lodos, que disminuye entre un 20 y 25 % al final de la operación. La cantidad de biogás en m³ dependerá directamente de la masa (kg) de SV. Estos valores variarán según la materia orgánica empleada en el biorreactor. (DCSBA, 2017).

En la Tabla 7 se muestran los valores de nitrógeno total de la materia prima al inicio de la operación, lodo 2,7 %, compost 2,3 %, residuos verdes 0,1% estos valores son casi semejantes a los reportados por **DCSBA (2017)** donde la caracterización de materia prima necesaria para un biorreactor anaerobio presenta valores de 3,8 % de nitrógeno. En la semana 12, al terminar la operación se caracterizó la materia orgánica (lodo, compost residuos verdes) Tabla 8. En las tres columnas se observa porcentajes menores a la caracterización inicial de la materia orgánica Tabla 7. Esta disminución es debido al empleo de este nutriente, la volatilización del amoníaco y la relación carbono nitrógeno C:N que emplean los microorganismos metanogénicos para generar nuevas células (**Qingfang, 2023**). La comparación de nitrógeno total entre las tres columnas es casi similar en las 3 materias orgánica (lodo, compost, residuos verdes). (**Pastor 2006**).

En la Tabla 7 se determinó valores de fósforo total en la materia orgánica (lodo, compost y residuos verdes) al inicio de la operación del vertedero biorreactor, lodo 1,1%, compost 0,2 %. Es importante conocer el fósforo total ya que es fundamental para los distintos microorganismos metanogénicos, el cual puede ser empleado para estructuras vitales de los microorganismos donde el fosforo es un componente vital de las moléculas biológicas (ADN y ARN) las cuales son moléculas empleadas para generar información genética y sintetizar proteínas en los microorganismos, (**Pastor, 2017**).

El comportamiento de la materia orgánica después de las 12 semanas generó cambios dentro de las tres columnas de operación disminuyendo y conservando el porcentaje esta disminución en parte es provocada por los microorganismos ya que permitió ser reutilizado el fósforo para la digestión anaerobia, dado que los compuestos orgánicos pueden generar una liberación dentro del biorreactor anaerobio de cantidades entre 60 % y 80 % de fósforo total. En el caso del lodo fue el que más desendió la cantidad de fosforo en las tres columnas hasta 0,2 %. A Diferencia del lodo y compost que mostraron valores similares de 0,1 % y 0,2 % del inicio de la operación, esto es debido a que desintegraron los residuos y se encontraban mezclados con el lodo del biorreactor (**Zhou et al., 2017**).

Tabla 8.

Caracterización de la fase sólida final del vertedero biorreactor

Columna	Residuos sólidos	pH	% Humedad base húmeda	% Humedad base seca	% Sólidos secos	% Sólidos volátiles	% Nitrógeno total base seca	% Fósforo total base seca
1. Control	Lodos	9 ± 0	63 ± 0	167 ± 0	27,3 ± 0,2	35,5 ± 0,1	0,2 ± 0	0,2 ± 0
	Compost	10,1 ± 0	76 ± 0	310 ± 0	24,5 ± 0,1	55,8 ± 0,3	0,1 ± 0	0,2 ± 0
	Residuos verdes	9,1 ± 0	73 ± 0	268 ± 0	37,2 ± 0,1	20,7 ± 0,2	0,1 ± 0	0,1 ± 0
2. Cd ²⁺	Lodos	9,8 ± 0,02	58 ± 0	137 ± 0	53,5 ± 0,1	9,2 ± 0,2	0,2 ± 0	0,2 ± 0
	Compost	10,2 ± 0,02	62 ± 0	262 ± 0	27,5 ± 0,1	45,6 ± 0,1	0,1 ± 0	0,2 ± 0
	Residuos verdes	10,2 ± 0,03	46 ± 0	87 ± 0	42,4 ± 0,2	20,4 ± 0,3	0,2 ± 0	0,1 ± 0
3. Cr ⁶⁺	Lodos	9,6 ± 0,01	66 ± 0	196 ± 0	43,6 ± 0,1	15,5 ± 0,2	0,2 ± 0	0,2 ± 0
	Compost	10 ± 0,04	65 ± 0	182 ± 0	35,5 ± 0,2	35,5 ± 0,3	0,2 ± 0	0,2 ± 0
	Residuos verdes	10,3 ± 0,08	57 ± 0	130 ± 0	33,6 ± 0,1	33,8 ± 0,2	0,2 ± 0	0,1 ± 0

Nota: Los resultados reportados representan el promedio de 3 lecturas y su respectiva desviación estándar (±).

A continuación, la Tabla 9 y Tabla 10 muestran los resultados de la cantidad de cromo total y cadmio de la semana 1 y semana 12 por espectrofotometría de absorción atómica- horno de grafito (GFAAS).

Tabla 9.

Determinación de cromo y cadmio por GFAAS en la fase sólida inicial del vertedero biorreactor

	Semana 1	
	Cromo total (mg/kg)	Cadmio (mg/kg)
Lodo (PTAR)	269,6 ± 5,2	29,7 ± 7,0
Residuos verdes	27,7 ± 4,9	1,3 ± 4,4
Compost	88,8 ± 5,8	2,4 ± 14,3

Nota: Los resultados reportados representan el promedio de 3 lecturas y su respectiva desviación estándar (\pm).

Tabla 10.

Determinación de cromo total y cadmio por GFAAS en la fase sólida final del vertedero biorreactor

Semana 12				
		Columna “Control”	Columna de “Cd²⁺”	Columna de “Cr⁶⁺”
Cromo total (mg/kg)	Lodos	228,8 ± 1,6	201,0 ± 4,0	1542,1 ± 21,3
	Residuos verdes	254,4 ± 6,1	150,5 ± 2,1	414,1 ± 6,0
	Compost	142,8 ± 2,6	82,7 ± 2,7	370,6 ± 3
Cadmio (mg/kg)	Lodo	370,2 ± 5,1	1081,2 ± 2,7	29,7 ± 7,0
	Residuos verdes	68,3 ± 0	880,6 ± 0,4	158,3 ± 7,1
	Compost	84,8 ± 15	900,8 ± 19,9	1032,2 ± 33,8

Nota: Los resultados reportados representan el promedio de 3 lecturas y su respectiva desviación estándar (\pm).

La determinación de cromo total y cadmio dentro de la materia orgánica (lodo, residuos verdes y compost), permite conocer la cantidad de contaminación de estos metales pesados existen en un miligramo por kilogramo de materia orgánica que se emplea dentro de un biorreactor anaerobio, puesto que pueden provocar efectos tóxicos a los microorganismos metanogénicos (**Abdel-Shafy & Mansour, 2014**).

Se realizó una caracterización de la materia orgánica (lodo, residuos verdes y compost), antes del arranque de las tres columnas (anterior a la semana 1) con la finalidad de conocer las cantidades de Cr^{6+} , y Cd^{2+} que se encontraban inicialmente como se muestra en la Tabla 9 para el caso del cromo total se obtuvo valores que van desde los 27,66 a 269,9 mg/kg, del mismo modo para el cadmio se reportó cantidades de 1,28 a 29,67 mg/kg. Estos valores están dentro de los límites permisibles, para usarse para distintas actividades como en tierras agrícolas, recuperación in situ, vertederos biorreactor, entre otros. Los límites permisibles para el cromo va de 1200 a 3000 mg/kg y para el cadmio de 39 a 85 mg/kg (**Gualoto, 2016**). Las cantidades de cromo y cadmio están dentro de los límites permisibles para el arranque de la operación de los vertederos (**Abdel-Shafy & Mansour, 2014**).

Al final de la operación, semana 12 se caracterizó la materia orgánica (lodo, residuos verdes y compost) de las tres columnas como se muestra en la Tabla 10 dándose variaciones en las cantidades de cromo y cadmio, así como de comportamientos diferentes en las tres columnas (columna de control, columna Cd^{2+} y columna de Cr^{6+}). La adición de sales de cadmio y cromo en sus columnas aumentó mucho la cantidad de metales pesados a diferencia del control, lo que indica que, si hay retención de metales pesados en la materia orgánica, se da una mayor retención en el lodo de 3:1 con respecto a las otras materias orgánicas (Residuos verdes y compost). En el caso de retención de cromo y cadmio por parte de la materia orgánica como son los residuos verdes y compost tuvieron comportamientos casi idénticos de retención de metales. Estos valores coinciden con el incremento de cromo y cadmio de la figura 17 y 18 en el lixiviado, donde los incrementos de metales son parecidos a los reportados por **Abdel-Shafy & Monsur (2014)**, los cuales muestran cantidades ascendentes de metales pesados en el lixiviado puesto que adicionaron cromo III y cadmio en los biorreactores.

Discusión de la caracterización de lixiviado

Tabla 11.

Determinación de sólidos totales, suspendidos totales y volátiles en el lixiviado generado

Tiempo	Columna	Sólidos totales (mg/L)	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Sólidos volátiles (mg/L)
Semana 1	1. Control	7662 ± 0,3	290 ± 0,3	6760 ± 0,9
	2. Cd ²⁺	8326 ± 0,2	552 ± 0,6	6878 ± 0,6
	3. Cr ⁶⁺	7994 ± 0,4	400 ± 0,4	5574 ± 0,9
Semana 6	1. Control	11812 ± 0,7	186 ± 0,5	1682 ± 0,5
	2. Cd ²⁺	14608 ± 0,9	202 ± 0,8	1868 ± 0,6
	3. Cr ⁶⁺	6960 ± 0,5	202 ± 0,9	1504 ± 0,7
Semana 12	1. Control	12014 ± 0,7	186 ± 0,9	2040 ± 0,2
	2. Cd ²⁺	10478 ± 0,3	164 ± 0,8	1120 ± 0,3
	3. Cr ⁶⁺	5724 ± 0,4	632 ± 0,4	2178 ± 0,6

Nota: Los resultados reportados representan el promedio de 3 lecturas y su respectiva desviación estándar (±).

Se realizó la caracterización de los sólidos totales, sólidos suspendidos totales y volátiles del lixiviado en la primera, sexta y decma segunda semana como se muestra en la Tabla 9, con la finalidad de conocer la cantidad de materia presente en el lixiado.

Los sólidos totales dan una idea general de la cantidad de materia particulada suspendida y disuelta, los sólidos totales suspendidos hace referencia a la cantidad de partículas sólidas que no se encuentran disueltas en el lixiviado que resulta de la digestión anaerobia. Los sólidos volátiles se caracterizan por ser una parte de los sólidos totales que pueden evaporarse o transformarse en gas una vez que la materia se degrade (DCSBA, 2017).

En las normas Tulsma, en el libro IV de la calidad ambiental para el vertido de líquidos en un cuerpo de agua dulce, los límites admisibles para sólidos totales es de 1600 mg/L y sólidos volátiles de 80 mg/L (TULSMA, 2017), estos valores comparados con los valores de lixiviado producido en las columnas como se muestra en la Tabla 9 no cumple con las cantidades admisibles. Sin embargo, por la recirculación del lixiviado desde la primera a la sexta semana la cantidad de sólidos disminuyen debido a una estabilización y por la poca presencia de materia presente en lixiviado. Los sólidos totales y volátiles después de la adición de cadmio y cromo se observaron en la Tabla 9 genera una disminución con respecto al control causado por taponamiento de la columna y retención de la materia orgánica (DCSBA, 2017).

Caracterización de fisicoquímica de fase líquida (lixiviado)

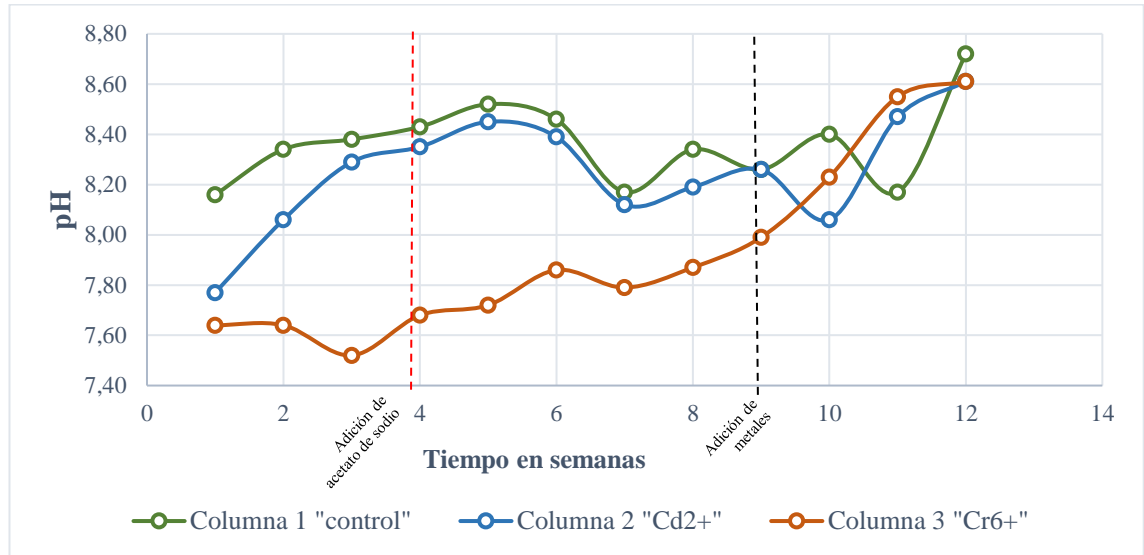
Como siguiente punto, se realizó la respectiva discusión de los resultados obtenidos con respecto a la caracterización de lixiviado.

pH

Desde el inicio hasta el final proceso de operación de las columnas se analizó el pH en la parte líquida (lixiviado). El pH se empezó analizar desde la preparación del medio basal el cual tiene un pH 7,2 – 7,3 – 7,5 para las tres columnas respectivamente que es ideal para iniciar el arranque de las columnas. (Garzón et al., 2015).

Figura 4.

Control semanal de pH



En la Figura 4 se muestra que el pH aumentó al final de la primera semana, siendo de 8,16 en la primera columna, 7,77 en la segunda columna y 7,64 en la tercera columna, ascendiendo hasta la semana 6 y 8 con variaciones y disminuciones. Según **Budihardjo et al., (2021)**. Estos valores son típicos de pH los cuales pueden oscilar de 7,2 a 8 respectivamente, otros autores reportan que incluso puede llegar a 9 (**AhmedIsmail et al., 2020**). Las variaciones se deben a que las columnas aún no se han estabilizado totalmente y atravesando las diferentes fases metanogénicas donde se generan ácidos orgánicos.

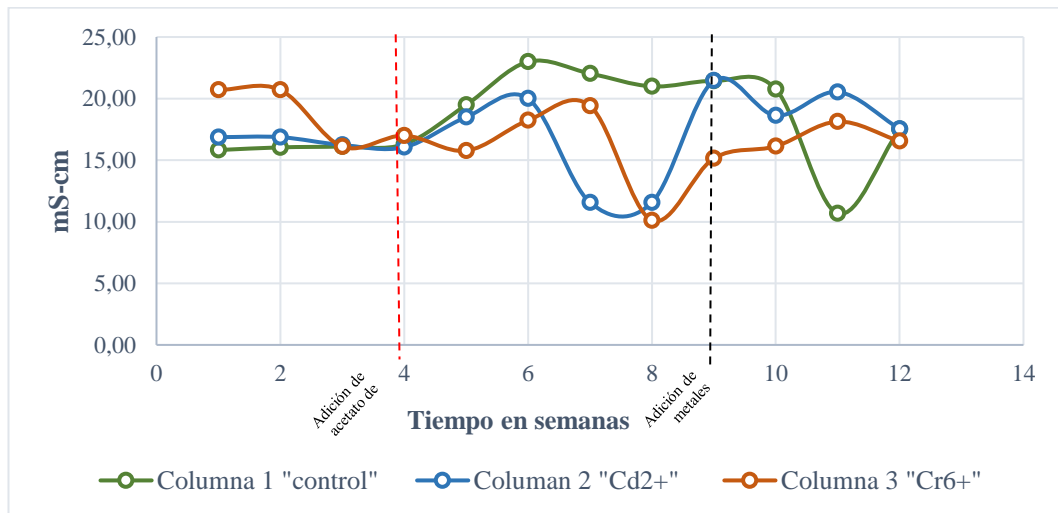
Esto es más evidente desde la semana 6 hasta la 9. En la Figura 4 se muestra que a partir de la semana 9 hasta la 12 el pH empieza a subir de manera gradual hasta un pH de 8,72, 8,61 y 8,61 para lodo compost y residuos verdes respectivamente, sin mostrar ninguna diferencia en el pH de control con la columna de cadmio y cromo, según **Tian & Zhang (2019)**, el efecto de la toxicidad de un metal como es el cromo y el cadmio va a depender del pH. Por consiguiente, los valores de las columnas de pH se encuentran cercanos a los ideales para los microorganismos anaerobios dentro de un vertedero anaerobio (**Ajayi et al., 2016**).

Conductividad

La conductividad es la capacidad que tiene un líquido para llevar una corriente eléctrica por la presencia de iones dispersos en sales, bases, ácidos y distintos electrolitos, este parámetro permite conocer si el vertedero biorreactor mantiene un equilibrio de iones esenciales y necesarios para el desarrollo y actividad metabólica de los distintos microorganismos metanogénicos (Solenne, 2006).

Figura 5.

Control semanal de Conductividad



En un biorreactor anaerobio se encuentra valores normales de 5 a 20 mS/cm. Como se observa en la Figura 5, este parámetro se cumple desde la primera hasta la sexta semana en la columna dos y tres, lo que indica que existe un equilibrio adecuado de sales para los microorganismos metanogénicos. Sin embargo, estos valores cambian en la columna número 1 sobrepasando los 20 mS/cm en la sexta hasta la décima semana, para finalmente al final de la operación descenden los valores de conductividad eléctrica hasta el final de la operación de la columna, estas elevaciones y descensos según López & Herrero, (2017) se debe a la disolución de una gran

cantidad de sales en el lixiviado o fenómeno de acumulación de sales disueltas y por taponamientos de la columna.

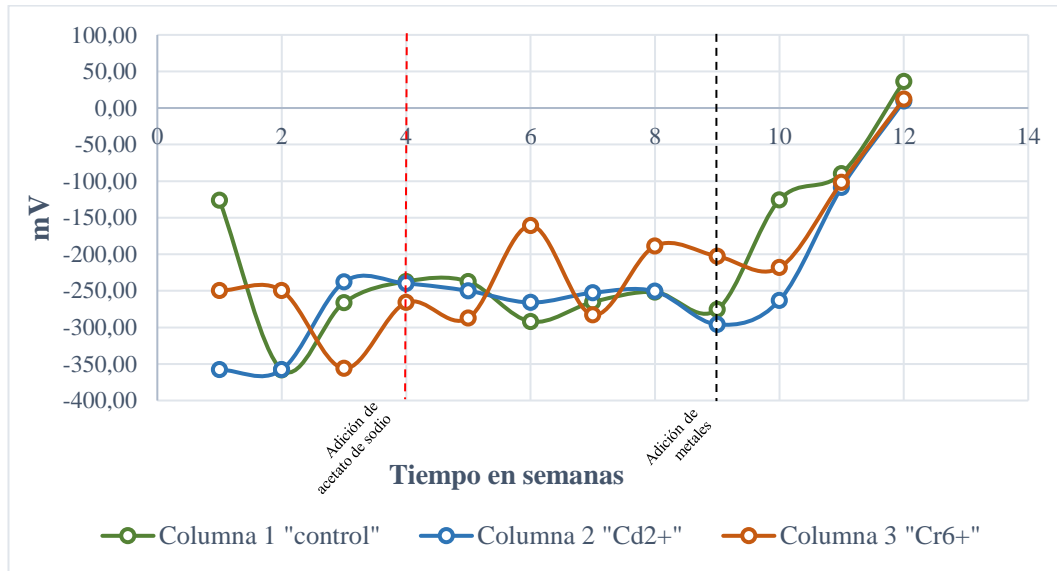
En la columna 2 y 3 se presenta el mismo fenómeno anteriormente mencionado desde la semana 5 hasta la 9 semana (**López & Herrero, 2017**). En el caso de la columna 2 que contiene una mayor cantidad Cd^{2+} a partir de la novena semana, así como en el lixiviado el valor de la conductividad empieza a descender de los 21,5 mS/cm hasta los 18 mS/cm esto puede deberse a diversas razones como cambios en la temperatura, pH y formación de compuestos insolubles. En el caso de la columna 3 se presentó el mismo fenómeno de elevación y descensos que la columna 1 hasta la octava semana, y a partir de la novena semana una vez añadido un exceso de Cr^{6+} en la columna este valor comienza a ascender de 10 mS/cm hasta 16 mS/cm hasta el final de la operación, por la presencia del metal que está presente en forma iónica dentro del lixiviado permitiéndole generar una mayor cantidad de corriente (**Castro, 2015**).

ORP

El parámetro de potencial redox conocido como ORP, permite conocer el estado redóx dentro del vertedero, un valor negativo en el ORP sugiere que se está dando condiciones reductoras, esto da una idea de lo que está sucediendo dentro de la columna y permite conocer si existe condiciones que están beneficiando a los microorganismos metanogénicos que degradan la materia orgánica (**Diaz et al., 2021**).

Figura 6.

Control semanal de ORP



En el caso de darse un ORP positivo indica que se está presentando condiciones oxidantes por la presencia de oxígeno esto es desfavorable para los microorganismos anaerobios. Durante este estudio se analizó el ORP desde el inicio de la operación en la semana 1 con valores que va desde -120 mV hasta -355 mV, estos valores son los valores normales dentro de un vertedero biorreactor. Según **Matlan (2015)**, el ORP de un vertedero biorreactor anaerobio generalmente va entre -100mV y -400 mV lo que indica que las columnas del estudio se encuentran dentro de un ambiente reductor. Desde la semana 1 hasta la semana 10 se genera valores normales de ORP típicos lo que indica que los microorganismos se encuentran dentro de un ambiente reductor lo que les permite crecer y proliferarse aumentando el proceso de descomposición de la materia lo que se transmite en una buena producción de gas metano, además estos valores típicos de ORP nos indica que dentro de la columna hay sulfuros y ácidos grasos (**Barriga, 2023**).

En la Figura 6 se observa como a partir de la semana 11 y 12 se genera valores atípicos llegando a valores positivos para el ORP, lo que indica que en las tres columnas ya no

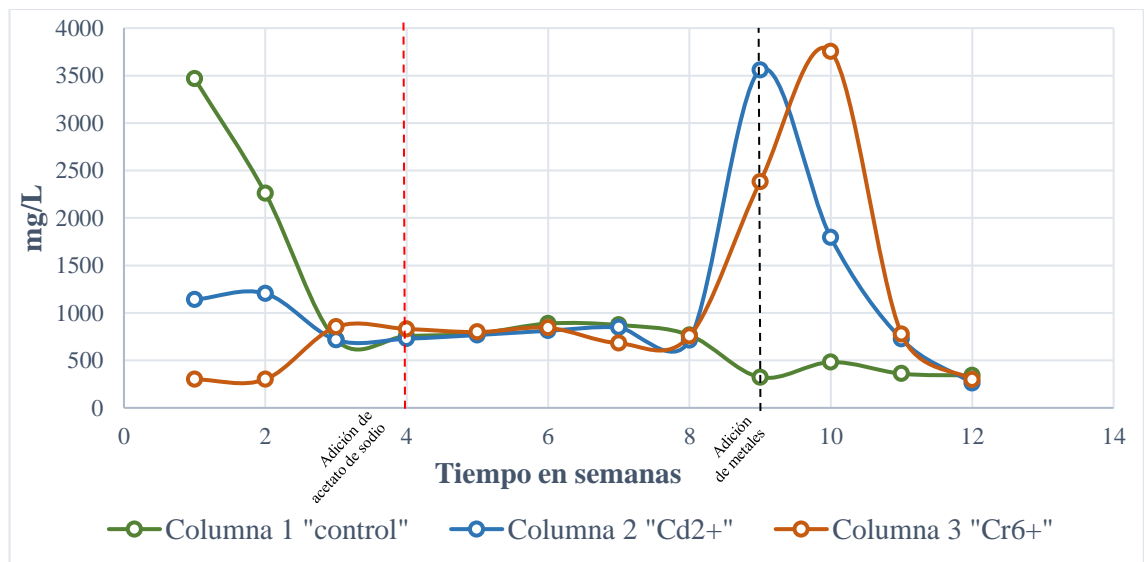
existe un ambiente anaerobio y existe la presencia de oxígeno indicando que se puede alterar negativamente el funcionamiento de operación de las columnas afectándose lo microorganismos anaerobios (Barriga, 2023).

DQO

La medición de la demanda química de oxígeno (DQO), permite evaluar el grado de contaminación con materia orgánica del lixiviado. Sin embargo, la DQO incluye la cantidad de sustancias inorgánicas como el sulfuros y yoduros que puedan ser oxidadas químicamente (Liu et al., 2012).

Figura 7.

Control semanal del DQO



En la Figura 7 la semana 1 hay una elevada concentración de DQO en el lixiviado, por la baja eliminación del material orgánico inicial, además de los microorganismos metanogénicos que ayudan en este proceso aún se encuentran en fase de adaptación

(Rodríguez et al., 2015). A partir de la semana 2 se observa una disminución en este parámetro, ya que al implementar la recirculación del lixiviado este permitió el aumento de la humedad del material orgánico, que por ende eleva la concentración de sustratos que usan los microorganismos metanogénicos ocasionando el periodo de oxidación del material orgánico manteniéndose hasta la octava semana **(Budihardjo et al., 2021)**.

En la semana 9 hay un aumento de concentración en la columna 2 de 3558 mg/L y columna 3 de 2381 mg/L (Anexo 6) a consecuencia de la adición de los metales de Cr^{6+} y Cd^{2+} , que sobrepasan los valores establecidos de 1016 mg/L y 586 mg/L por **(Metcalf & Eddy, 2023; Schenato et al., 2008)**. **Metcalf & Eddy, (2023)** explica que hay factores que afectan al DQO ocasionando el aumento de su concentración, como una alta carga de materia orgánica, falta de oxígeno de microorganismos o a su vez el exceso de estos. El valor de DQO disminuyó a partir de la semana 10 en las columnas, se debe que los microorganismos han empezado su proceso de adaptación, debido que la columna se encuentra en fase de metanogénesis. Puesto que en el lixiviado sucede el aumento de pH reduciendo la concentración de DQO, se debe que el ácido acético que contiene el lixiviado se transforma en metano a causa de los microorganismos **(Rodríguez et al., 2015)**.

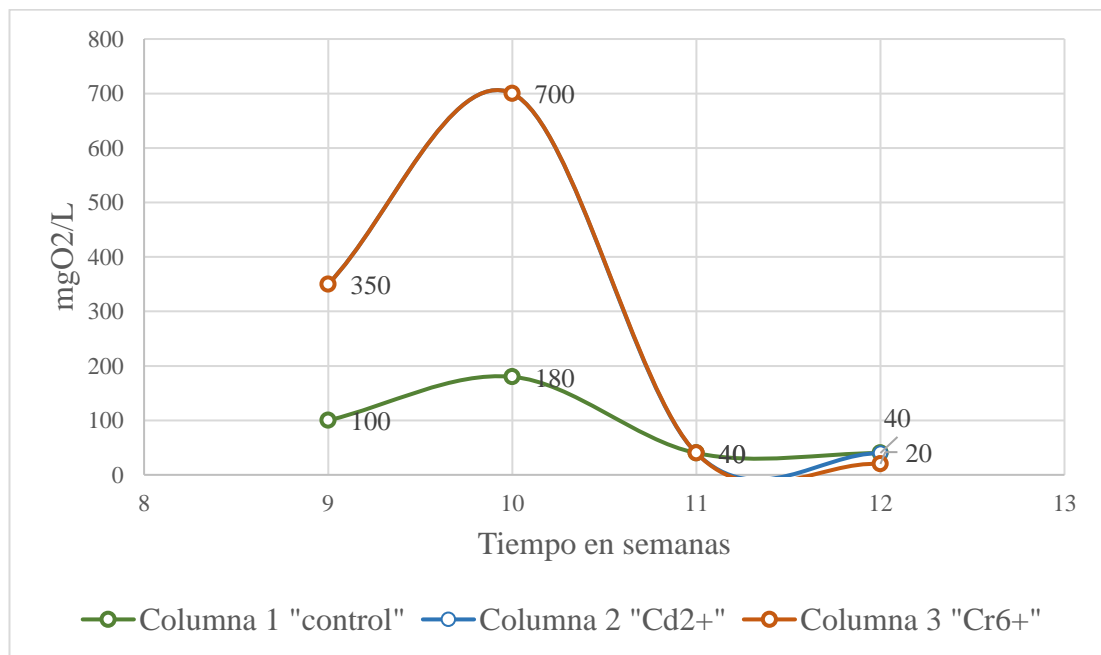
El Anexo 6 muestra la concentración de DQO es va 200 – 350 mg/L en cada columna, según **TULSMA, (2017)**, señalan que el límite permisible de concentración en lixiviado deberá ser de 100 mg/L. Lo que nos lleva al no cumpliendo con las normas establecidas, recomendando extender la recirculación del lixiviado y lograr mayor disminución de concentración de DQO y cumplir con las normas establecidas, puesto que, aunque no se cumpla con la norma, el vertedero biorreactor opera adecuadamente disminuyendo el índice de DQO con respecto al tiempo.

DBO₅

A diferencia del DQO que mide la cantidad de material que puede ser oxidado, la Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO₅) mide la materia orgánica consumida biológicamente en el lixiviado. Este parámetro nos permite medir el oxígeno disuelto que usa los microorganismos metanogénicos en su etapa de oxidación bioquímica que se encuentra en el material orgánico en un periodo de 5 días (Chávez, 2011).

Figura 8.

Control de las cuatro últimas semanas del DBO₅



Nota: El análisis del DBO₅ se estudió solo las cuatro semanas finales del estudio para conocer el comportamiento de los microorganismos con la adición de los metales pesados.

La Figura 8 muestra como de la semana 9 a la semana 10 se realizó el análisis del DBO₅ para conocer la carga del material a la que se encuentra cada columna del vertedero biorreactor, después de añadir los metales pesados en la etapa metanogénica. En la columna 2 y 3 se observó un aumento de contaminantes de la DBO₅, debido a los metales añadidos (Cr⁶⁺ y Cd²⁺), obteniendo concentraciones de 700 mg/L en contraste a la columna Control, con un valor de 180 mg/L Anexo 7. Según **Farhana & Abdul, (2018)**, explica que en la fase metanogénica los ácidos volátiles aumentan y el pH disminuye y ocasionando un aumento de la concentración del DQO en la semana 10 Figura 7 y aumento de concentración de DBO₅ Figura 8.

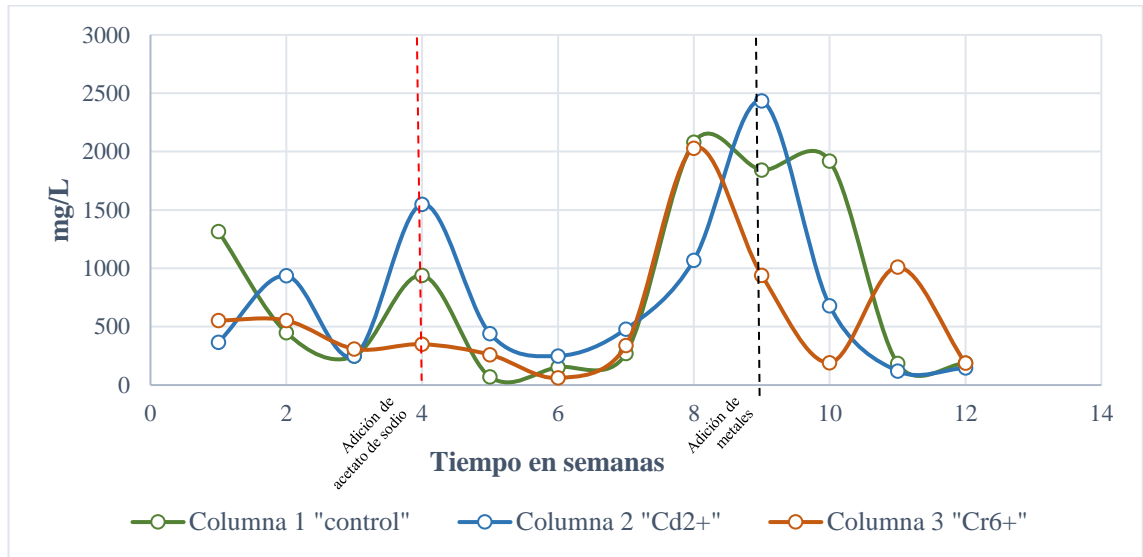
Se observó además una disminución de la concentración de DBO₅ en la semana 11 y 12 entre 20 – 40 mg/L Anexo 6. **Chávez, (2011)**, explica que en la fase metanogénica los microorganismos son más predominantes provocando la formación del metano, donde el pH tiende a aumentar, encontrándose en rangos de 6.8 a 8 Anexo 5, reduciendo las concentraciones de DQO Figura 7 y DBO₅ Figura 8. Finalmente, según **TULSMA, (2017)** establece que el límite permisible de DBO₅ es de 50 mg/L, donde la concentración de DBO₅ se encuentra dentro de normativa establecida.

Fosfatos

El fosfato es una molécula conformada por fósforo y oxígeno, siendo necesaria en el medio ambiente, principalmente en los sistemas biológicos (**Bhoi et al., 2023**). En aguas superficiales la presencia de fósforo es baja, un exceso de fosfatos en agua superficiales es considerado peligroso (**Farhangi et al., 2021**).

Figura 9.

Control semanal del fosfato



La Figura 9 muestra rangos altos de fosfatos de la semana 1 a la 4 en las tres columnas del vertedero biorreactor (indicar valores), lo cual puede deberse a que los lodos de la PTAR son ricos en fósforo y nitrógeno (Huang et al., 2017). No obstante, la alta concentración de fosfato en el lixiviado podría afectar al metabolismo de los microorganismos anaerobios ocasionando una menor tasa de degradación de los compuestos orgánicos y baja producción de metano (Xi et al., 2023). Ahora bien, se observó como de la semana 5 a la semana 7 hay menor contenido de fosfato del lixiviado, esto podría explicarse por la precipitación del fosfato por la presencia del magnesio o hierro (Yuan et al., 2012).

Cabe recalcar que existe un aumento de fosfato a partir de la semana 8, debido que el contenido de fosfato depende la producción de biogás, se asume que dentro de este periodo hubo un taponamiento del biogás ocasionando su aumento (Kreuk et al., 2005). El objetivo de este estudio es identificar como el Cd²⁺ y Cr⁶⁺ afecta al fosfato, se observó como en la columna 2 por la adición del Cd²⁺ en la semana 9, este aumento drásticamente y después cae significativamente en la semana 12 a causa de que este

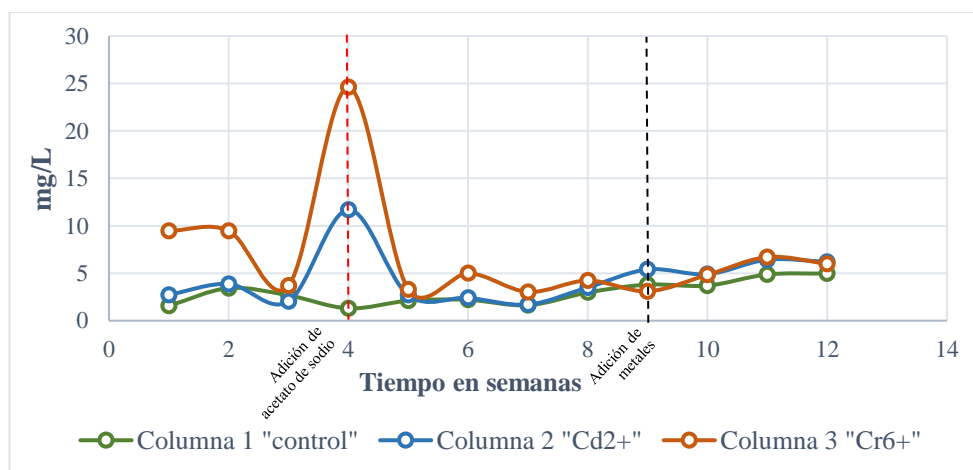
participa como donador de electrones dentro del proceso de reacción que se lleva a cabo de los sustratos orgánicos ocasionando su decaimiento (Farhangi et al., 2021) o. A diferencia la columna 3 con adición de Cr^{6+} ocurre un decaimiento de la semana 9 y se mantiene inestable hasta la semana 12 y sigue bajo, Sharma et al., (2020) indica que un exceso de cromo produce estrés por metales reduciendo la absorción de minerales esenciales como el fosfato. En todo caso, el límite permisible de fosfatos de lixiviado debe mantenerse dentro de los 5 mg/L (Stern, 2003).

Hierro

El hierro es el metal pesado que se encuentra en vertederos que son ricos en materia orgánica que surgen de condiciones redóx (Dashtban & Barbeau, 2016). Estudios indican que existen formas de eliminar el alto contenido de hierro del lixiviado mediante digestión anaerobia donde influye el pH en su remoción permitiendo una mejor producción de biogás (Li et al., 2011). Además, es importante mencionar que altas cantidades de hierro en el lixiviado ocasiona precipitación en sedimentos, provocando un taponamiento siendo un problema en el método recirculación de lixiviado (Irhamni et al., 2018).

Figura 10.

Control semanal del hierro



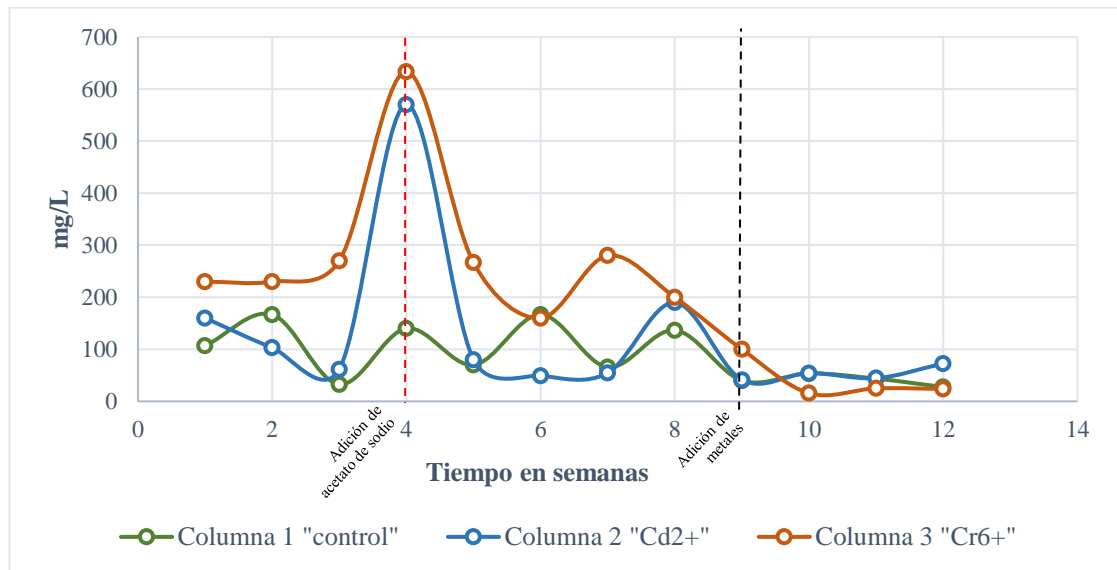
En la Figura 10 se observó que a lo largo de las 12 semanas de estudio concentraciones bajas de hierro a causa del aumento del pH (**Aziz et al., 2010**). Hay un aumento del hierro en la semana 4, debido al acetato de sodio como fuente de nutrientes para los microorganismos anaeróbicos; esta adición provocó una ligera disminución del pH, ocasionando un incremento significativo del hierro en otras semanas de estudio. El pH es un factor crucial para el control de la migración de elementos metálicos (**Geng et al., 2020**). Como el estudio consiste en observar cómo los metales Cd^{2+} y Cr^{6+} influyen en el comportamiento del vertedero biorreactor, se concluye que dentro de este parámetro no tiene relevancia, ya que se observa de la semana 5 a la semana 12 su estabilización en las 3 columnas. Por último, **López et al., (2017)**, explica que la concentración de hierro en digestión anaerobia adecuada deberá ser hasta los 35 mg/L, permitiendo una mejor producción de biogás.

Magnesio

El magnesio es un micronutriente que está presente en la materia orgánica de un vertedero anaerobio, es así como permite el desarrollo de la actividad microbiana y mejora la producción de metano al ser metales traza dentro del proceso anaerobio (**Manzaneso et al., 2022; Varnero, 2011**). Es importante mencionar el aporte que tiene en la regulación del pH y la actividad enzimática durante la producción de biogás puesto que actúa como cofactor (**Silva et al., 2019**).

Figura 11.

Control semanal del magnesio



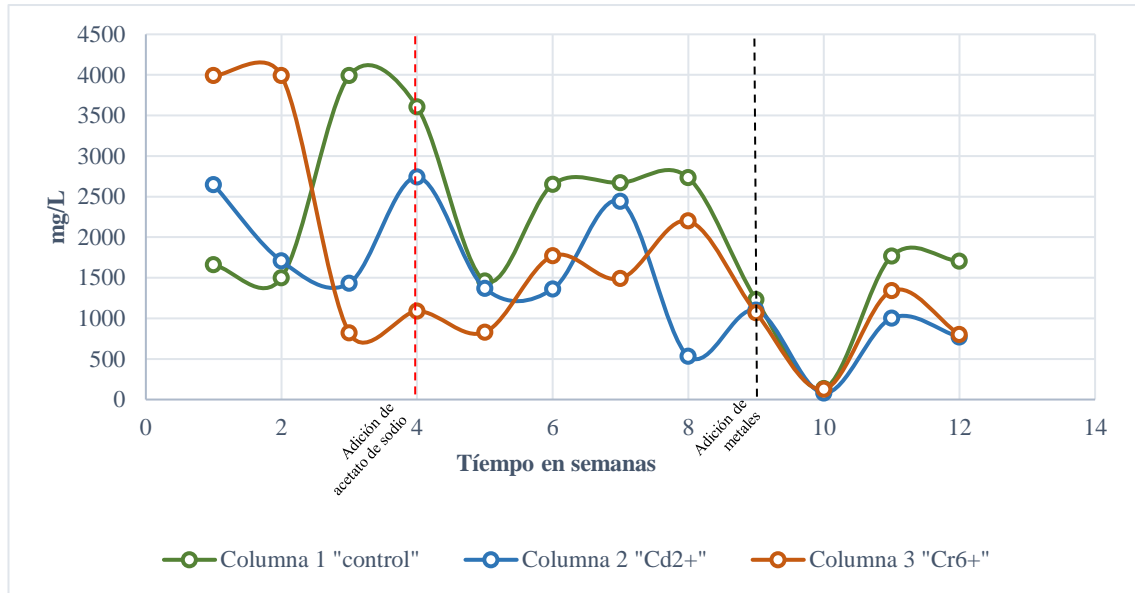
Como se detalla en la Figura 11 al igual que el hierro su concentración aumenta en la semana 4, por ende, afecta la adición de acetato de sodio directamente al magnesio ocasionando su aumento de este último. No obstante, hasta la última semana de estudio igual forma mantiene su estabilidad debido a que los microorganismos presentes absorben todos los nutrientes ayudando así a mantener la producción de biogás (Varnero, 2011).

Amonio

El amonio que está presente en lixiviado es relevante, se debe que alto contenido de amonio en el lixiviado ocasiona problemas ambientales, poca generación de biogás y su mala calidad, mal olor (Liu et al., 2012). Asimismo (Varnero, 2011), reporta que el amonio aumenta si el pH tiende hacer alcalino, además si un vertedero se maneja a temperaturas altas la toxicidad por amonio aumenta.

Figura 12.

Control semanal de amonio



La Figura 12 muestra altos niveles de amonio dentro del vertedero, no obstante, se observó que se estabilizó hasta la semana 12. Cabe agregar que pese a su alto contenido de amoníaco en la producción de biogás semanal no influye directamente Figura 3. Sin embargo, si se observó Anexo 3, que diariamente hay producción alta y baja de biogás. Esta disminución de biogás se debe que a niveles de amonio superiores a 2500 mg/L las bacterias metanogénicas se inhiben ocasionando la reducción de la producción de biogás (**Chamem et al., 2020**). La concentración de amonio que se obtuvo semanalmente en cada columna es alta, no obstante, la adición de cromo y cadmio no alteró su concentración Anexo 4, (**Varnero, 2011**), reportó que a concentración de 200-1000 mg/L no causa efectos adversos en el proceso de digestión anaerobia, pero a concentraciones de 1500-3000 mg/L tiene efectos inhibitorios a niveles de pH altos.

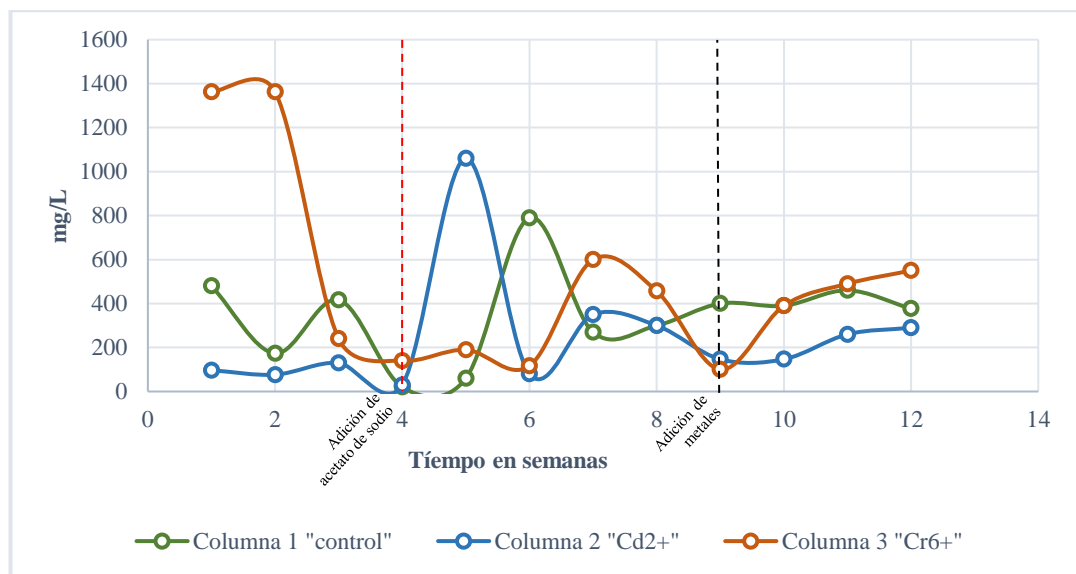
Sulfato

El sulfato presente en lixiviado es un parámetro que se debe evaluar con frecuencia y comprobar si sus valores se encuentran dentro de los límites permisibles, dado que

tienden a contaminar aguas subterráneas y suelo para uso agrícola, además que su presencia afecta en la producción de biogás (Salam & Nilza, 2021). Es importante mencionar que el sulfato se usa como micronutrientes para los microorganismos anaerobios y como inhibidor en la digestión (Nain et al., 2021).

Figura 13.

Control semanal del sulfato



La Figura 13 muestra la presencia de sulfatos notablemente hasta el final del estudio y se estabiliza a partir de la semana 7 hasta la semana 12. Cabe mencionar que la presencia de sulfato afecta en la generación del biogás (Zhang et al., 2022), es así como se observó la concentración más alta de sulfato en cada columna donde: la columna 1 en la semana 6, columna 2 en la semana 5 y columna 3 semana 7 hubo mayor concentración de sulfato. La Figura 3, indica como esto si se cumple, se debe que las bacterias reductoras de sulfato mejoran su presencia dado que actúa como aceptor de electrones afectando la producción de metano (Zan & Hao, 2020). En todo caso, las concentraciones de sulfato durante todo el estudio cumplen con el límite permitido según las normas TULSMA que se encuentra hasta los 1000 mg/L que deberá estar presente en el lixiviado (TULSMA, 2017). De cualquier forma, la adición

de cromo y cadmio no afecta en nada al vertedero biorreactor, puesto que no se nota ninguna diferencia en la figura.

Sulfuros

El sulfuro es un elemento que compone el biogás, por eso su biodegradabilidad es importante, porque si se encuentra el sulfato este se reduce a sulfuro de hidrogeno (H_2S) por acción de bacterias anaeróbicas reductoras de sulfato siendo tóxico (**Piccolo et al., 2021**). El H_2S es peligroso durante el proceso de digestión anaerobia, dado que si el vertedero se encuentra a pH ácido este se disuelve en el medio actuando como sustancia venenosa para los microorganismos anaerobios (**Jaber et al., 2017**).

Figura 14.

Control semanal del sulfuro del lixiviado

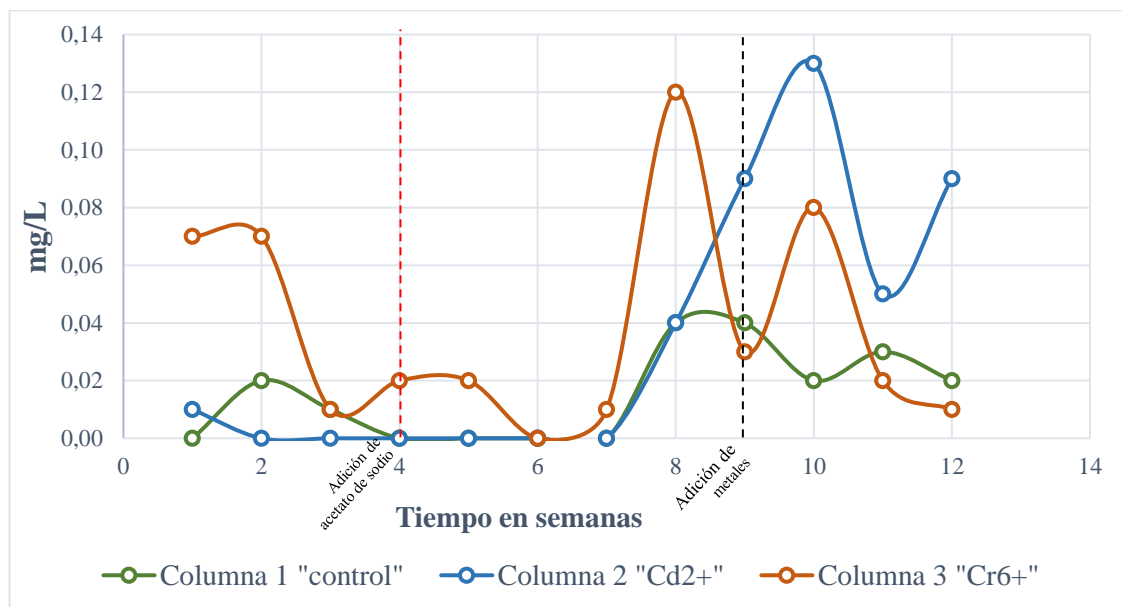
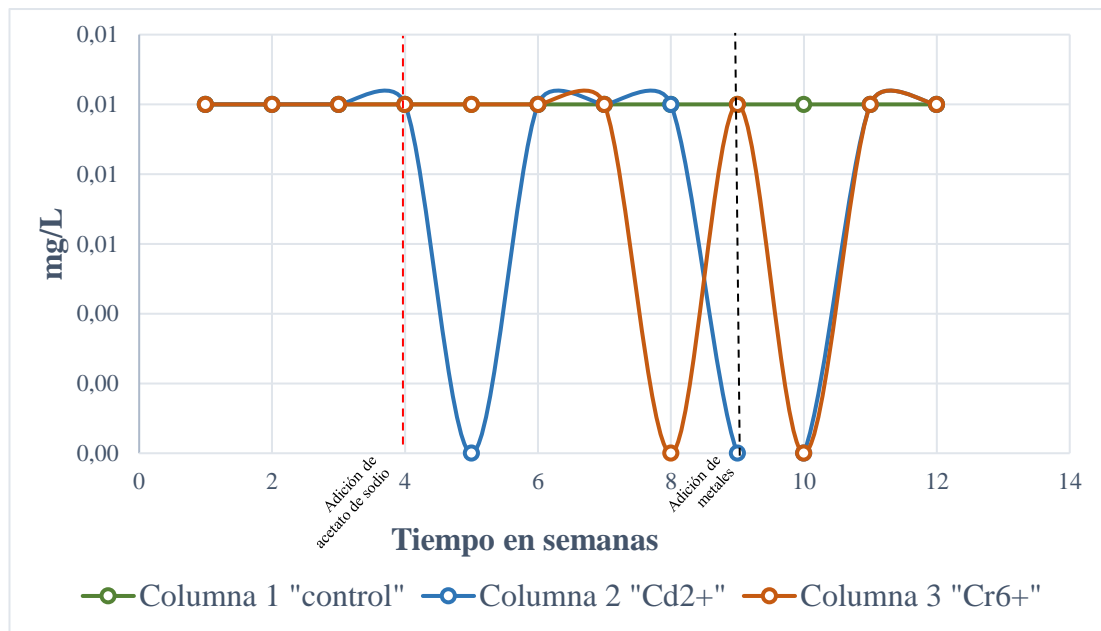


Figura 15.

Control semanal del sulfuro en biogás



Torrecilla del Rey, (2020), explica que si se encuentran altas concentraciones de nitrógeno, hierro y cobalto el H_2S se encuentra a concentraciones de 1-2 mg/L. En la Figura 14 se observa como de la semana 1 hasta la semana 7 en concentraciones bajas, no obstante, de la semana 8 a semana 12 tiendes a variar, se debe que el sulfato se convierte con facilidad en sulfuro tóxico a causa de bacterias reductoras del sulfato por la vía de reducción disimilatoria (**Jung et al., 2022**), la Figura 13, se observa como en las primeras semanas existe concentraciones altas de sulfatos, sin embargo a partir de la semana 8 el sulfato empieza a bajar su concentración a diferencia que el sulfuro tiende a aumentar su concentración comprobando que el estudio se realizó correctamente. No obstante, en el Anexo 6, las concentraciones rebasan el límite permito, pero en el caso de la cantidad de sulfuro del biogás este se mantiene en el límite, puesto que las TULSMA permiten 0.5 mg/L de sulfuros (**TULSMA, 2017**).

Como se observa en la Figura 15, la adición de cadmio con respecto al sulfuro se encuentra un aumento de este parámetro, donde **Yin et al., (2021)** explica que el cadmio en el sulfuro accede al aumento de disolución de iones metálicos permitiendo

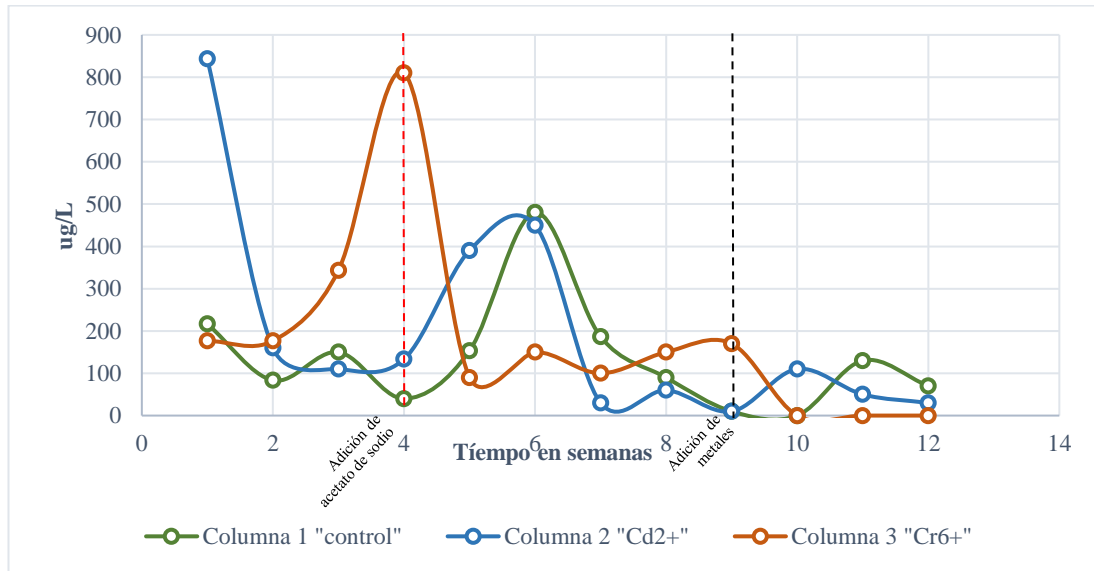
que las bacterias se puedan adherir a sitios de nucleación y permita la mineralización de cadmio. Asimismo, se analizó como la adición de cromo influye, esta adición permitió el aumento del sulfuro ocasionando la inhibición del cromo VI cómo se observa Figura 16, dado que usa un mecanismo indirecto de agentes que producen las bacterias reductoras de sulfato logrando la inhibición del cromo VI, no obstante, no influye en la producción de biogás (**Prevot et al., 2018**).

Cromo VI

El cromo se caracteriza por ser un elemento altamente tóxico, ya que si se arroja a aguas superficiales afecta al ambiente acuático y sus iones son inhibidores para producir gas metano (**El-Ansary et al., 2023**). No obstante, la toxicidad de este elemento depende de su valencia, en el caso del cromo VI es más tóxico que el cromo III e inclusive este tiende a asimilarse más rápido (**Zheng et al., 2019**). Varios estudios corroboran que la mejor manera de eliminar el cromo VI en vertederos es con la recirculación del lixiviado. Puesto que a mayor carga orgánica que está conformado el vertedero, este proporciona una fuente de sustratos de carbono para que los microorganismos metanogénicos reduzcan el cromo VI a cromo III siendo este elemento menos tóxico (**Song et al., 2019**).

Figura 16.

Control semanal del cromo VI



Como se observa en la Figura 16 el cromo VI empieza con concentraciones altas, sin embargo, conforme al tiempo este tiende a bajar su concentración. La digestión anaerobia de un vertedero biorreactor es un tratamiento adecuado para bajar la concentración de cromo VI, ya que los microorganismos metanogénicos usan el cromo VI como aceptor de electrones logrando así la reducción de cromo VI a cromo III (He et al., 2021).

Por otra parte, se ve como las columnas al final del estudio tienden a estabilizarse, pero es importante mencionar que las columnas 2 y 3 son el objeto de nuestro estudio. En la columna 2 se agregó el Cd^{2+} , sin embargo, no presentó cambios o inhibición de cromo VI, manteniendo una actividad similar a la columna de control, llegando a la conclusión de que se inhibe el cromo VI por el material orgánico del que este compuesto.

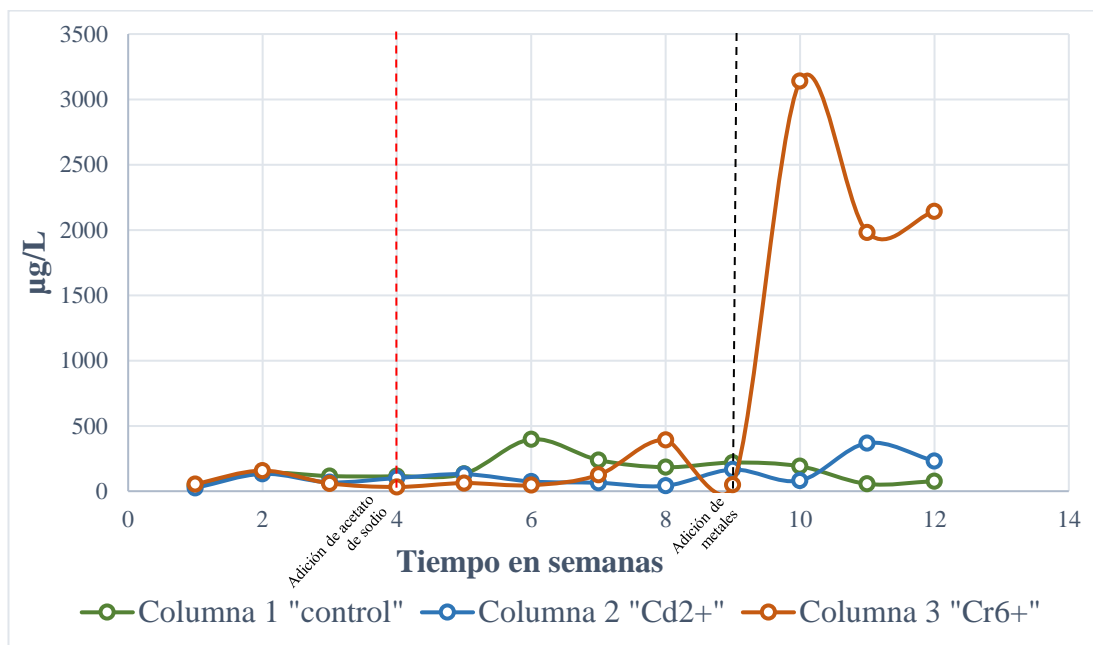
Es importante mencionar que a la columna 3 a la que se agregó Cr^{6+} a la semana 9 y a la semana 10, los valores propendieron a establecerse en rangos alrededor o cercanas a $0 \mu\text{g/L}$ en su concentración, con ello se establece que una adición extra de cromo en el vertedero permite una rápida inhibición del cromo VI, todo esto en base a estudios que indican a la digestión anaerobia como el mejor tratamiento para el cromo, no obstante, en el presente estudio además ha permitido una rápida inhibición del mismo **(Zheng et al., 2019)**. Finalmente, al comparar las concentraciones de cromo VI con la normativa TULSMA solo la columna 3 cumple con los parámetros correspondientes en el límite permisible de $0.5 \mu\text{g/L}$ **(TULSMA, 2017)**.

Cromo Total

El cromo es un metal con un potencial de riesgo para el medio ambiente y todos los seres vivos, dentro de un vertedero biorreactor puede encontrarse en cantidades elevadas debido a residuos de distintas industrias que contienen cromo **(Magdouli, 2022)**. Dentro de un vertedero los metales como el cromo no se degradan fácilmente y su tiempo residual que puede alcanzar los 150 años y puede precipitarse el metal en el lixiviado a un ritmo de 400 mm/año (precipitación total mensual/anual) **(Adelopo, 2018)**.

Figura 17.

Control semanal del cromo total



El cromo fue analizado durante toda la operación de las 12 semanas, como se muestra en Figura 17 de la semana 1 a la 5 los valores de cromo son similares en las tres columnas manteniéndose por debajo de los 250 µg/L de cromo total, lo que indica que el cromo total que se encuentra dentro de la materia orgánica de las columnas tiende a desprenderse, debido a la degradación de la materia por la acción de los microorganismos (Abdel-Shafy & Mansour, 2014). La cantidad de cromo varía de la semana 6 a la 8, según Tian et al., (2020), esto se debe al taponamiento de las columnas que se produjo durante el transcurso de las semanas.

En la Figura 17 se observa como a partir de la semana 9 se incrementa notablemente la cantidad de cromo hasta 3100 µg/L, esto es debido a que semanalmente se recirculo iones de dicromato de potasio con la finalidad de conocer como este metal afecta a los microorganismos metanogénicos. Además, de saber cuál es la capacidad de absorción de iones metálicos por parte de los microorganismos metanogénicos. De la semana 11

a la 12 se observa una ligera disminución en la cantidad de cromo presente en el lixiviado según **(Azario et al., 2010)** una disminución puede deberse a distintos factores como es el caso de ser retenido en la materia orgánica que contienen grupos bacterianos con capacidad de eliminar iones metálicos; otro factor importante es la formación de complejos orgánicos que se genera dentro de las columnas **(Tian et al., 2020)**

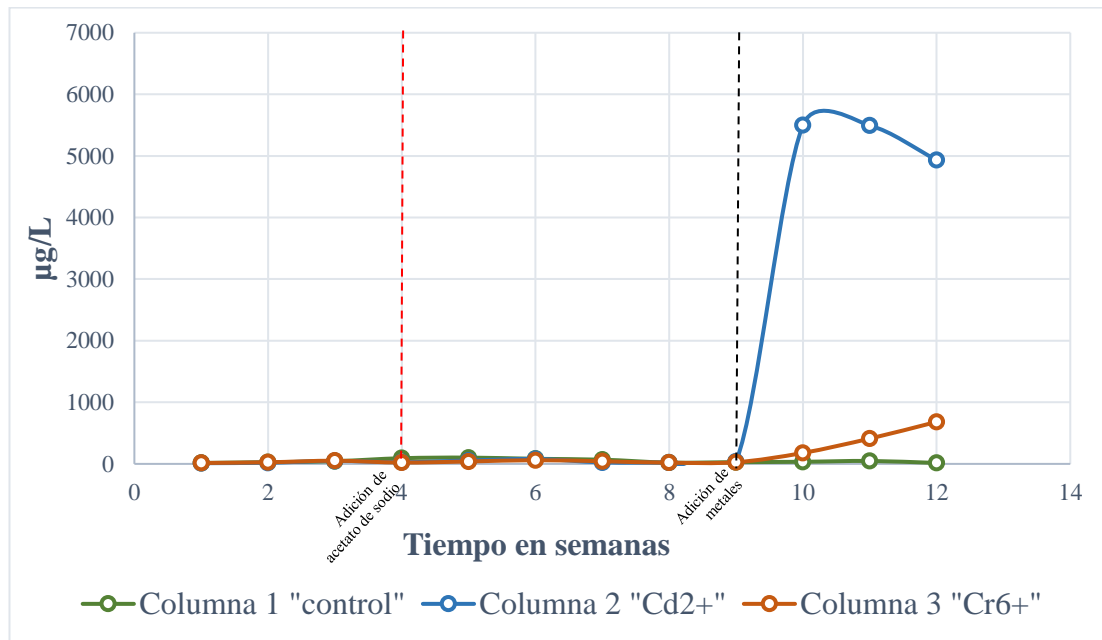
Al finalizar la semana 12 hubo un taponamiento de la columna, lo que provocó la retención del lixiviado en la columna, debido al incremento de las sales de dicromato de potasio que se recircularon dentro de la columna. Además se debe a la capacidad del cromo de actuar como oxidante (gana electrones) o ser reductor (pierde electrones) dentro del biorreactor, su comportamiento dependerá del entorno donde se encuentre, generalmente el cromo actúa como reductor (pierde electrones) donando electrones a otras especies químicas, sin embargo debido a la adición de sales de cromo el entorno cambio, y actúa como oxidante ganando electrones lo que genera especies químicas más complejas con enlaces químicos fuertes que retienen la materia orgánica dentro del vertedero biorreactor **(Azario et al., 2010)**

Cadmio

El cadmio es un metal tóxico para los seres vivos y el medio ambiente en general, en un vertedero biorreactor puede llegarse acumular este metal por la presencia de residuos con cadmio, el cual se refleja en el lixiviado generado con una cantidad aproximada de 400 m³/año lo que es potencialmente peligroso al medio ambiente **(Adelopo, 2018)**.

Figura 18.

Control semanal del cadmio



En el proceso del vertedero biorreactor anaerobio se analizó semanalmente cadmio, para conocer como este metal afecta a los microorganismos metanogénicos. En la Figura 18 se observa como desde la semana 1 hasta la semana 9 la cantidad de cadmio en las tres columnas son similares con un incremento máximo de 102 µg/L Cd con ligeras variaciones en cada columna. La presencia de cadmio en las columnas se debe a la materia prima lodo, compost y residuos verdes que se encuentran degradando por la presencia de bacterias, provocando un gran número de cadmio empleado para la generación de biogás. (Tian et al., 2020).

En la semana 9, en la columna 2 se da un incremento de la cantidad de cadmio a diferencia de las otras dos columnas hasta 5400 µg /L este aumento considerable es provocado por el aporte semanal de iones de nitrato de cadmio en la columna. Estas cantidades permitieron llevar a la columna hasta niveles tóxicos para los

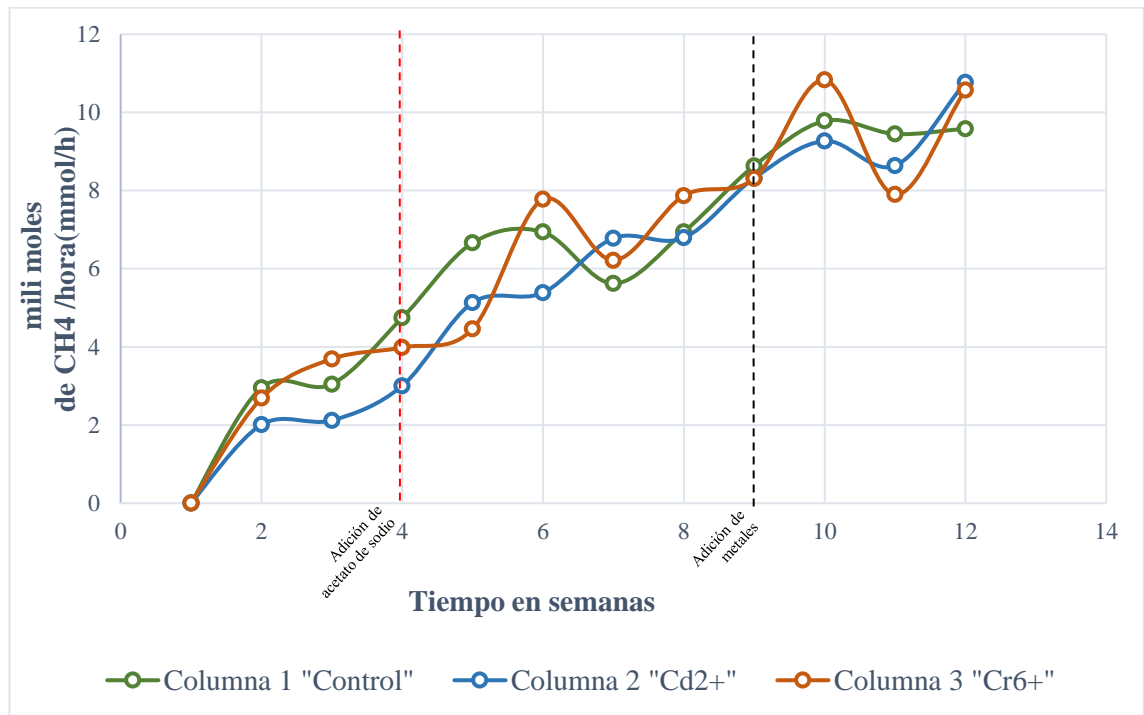
microorganismos. En la semana 11 y 12 la cantidad de cromo disminuyo levemente, lo que indica que la columna puede retener los iones de cadmio. (Xu, 2017).

Cuantificación de biogás

La cantidad de gas metano producido por cada columna permite saber la eficiencia del de cambio proceso de descomposición producida por los microorganismos anaerobios. Durante toda la operación del vertedero biorreactor atraviesa por 4 etapas como son; la etapa de adaptación, etapa de crecimiento exponencial, seguidamente de la etapa estacionaria para finalmente terminar con la etapa de muerte (Mudhoo & Kumar, 2013).

Figura 19.

Control semanal de cuantificación de biogás



Como se muestra en la Figura 19 los 7 primeros días se adapta a los microorganismos anaerobios con el sustrato de las diferentes capas de la columna, lo que se transforma en el inicio de la producción de gas metano. En esta etapa los microorganismos crecen y metabolizan nutrientes de carácter orgánico, esto permite aumentar la producción de biogás que se produce al inicio de la segunda semana día 8 con una producción máxima por hora de 2,95 mol CH₄/hora. Según **Ajayi et al., (2016)**, en esta etapa siguiente conocida como etapa de crecimiento exponencial (hidrólisis) se divide en dos acidogénesis y acetogénesis la cual se da a partir de la semana 2. Durante la acidogénesis actúan bacterias acidogénicas donde toman ácidos orgánicos y monosacáridos para transformarlos en ácidos grasos volátiles propiónico y ácidos volátiles butíricos. Seguidamente en la acetogénesis los microorganismos empleando enzimas transforma los ácidos grasos volátiles para convertirlos en hidrógeno, dióxido de carbono y acetato este último es de gran importancia para la generación de biogás, aumento que se da durante toda la operación de producción de biogás (**Garzón et al., 2015**).

De la semana 6 a la 8 se llegó a una fase estacionaria con ligeras variaciones con una producción máxima de 7,8 mol CH₄/hora con un total al día de 187,2 mol CH₄. Por consiguiente, se adicionó los tóxicos metálicos dentro de las columnas de la semana 9 a la 12 sin embargo no se observó una caída en la producción de biogás ni en la columna de control ni en las columnas con los tóxicos de Cd²⁺ y Cr⁶⁺ al contrario sigue en aumento con una producción máxima de 10,77 mol CH₄/hora. Lo que se puede deducir que las columnas aun no terminan con la etapa exponencial en la producción de biogás, estas etapas pueden durar más tiempo llegándose a completar con las cuatro etapas alrededor de uno a dos años (**Kim et al., 2011**). Según **Kim (2011)**, la cantidad de iones metálicos presentes en la columna con Cd²⁺ y Cr⁶⁺ no son tóxicos al inicio, ya que los microorganismos emplean trazas de metales en su metabolismo. Los microorganismos no llegan a todos porque no hay contacto con ellos dentro de las columnas.

Caracterización de la fase sólida final de las columnas

A continuación, una Tabla final de los resultados de la caracterización final del material orgánico, para interpretar el contenido de los metales que contienen tras el vertedero biorreactor.

Tabla 12.

Caracterización de la fase sólida final de las columnas

Columna	Sulfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)	Magnesio (mg/L)	Amonio (mg/L)	Cromo VI (mg/L)	
1. Control	Lodo	81 ± 0	199,3 ± 0,6	89 ± 0	1866,7 ± 57,7	100 ± 0	27 ± 0
	Compost	86,3 ± 0,6	198 ± 0	91,7 ± 0,6	1900 ± 0	113,3 ± 5,7	31,3 ± 0,6
	Residuos verdes	78,3 ± 0,6	188,3 ± 0,6	84,3 ± 0,6	1766,7 ± 57,7	98,7 ± 0,6	23 ± 0
2. Cd²⁺	Lodo	186,7 ± 5,7	164 ± 0	42 ± 0	2033,3 ± 57,74	50 ± 0	113,3 ± 0,6
	Compost	180 ± 0	171,7 ± 0,6	46,7 ± 0,6	2100 ± 0	53,3 ± 0,1	122,2 ± 0,
	Residuos verdes	173,3 ± 5,8	160 ± 0	38,7 ± 0,6	2000 ± 0	49 ± 0	113 ± 0
3. Cr⁶⁺	Lodo	1000 ± 0	205 ± 0	82 ± 0	1666,7 ± 57,7	116,7 ± 7,77	73,7 ± 0,6
	Compost	1020 ± 0	216,3 ± 0,6	87,3 ± 0,6	1700 ± 0	120 ± 0	76 ± 0
	Residuos verdes	1005 ± 0	201,3 ± 0,6	81 ± 0	1600 ± 0	110 ± 0	71,7 ± 0,6

Nota: Los resultados reportados representan el promedio de 3 lecturas y su respectiva desviación estándar (±).

Es importante conocer las concentraciones de sulfatos, fosfato, hierro, magnesio, amonio y cromo VI a las que se encuentra el material orgánico residual final después de la adición de los metales (Cr^{6+} y Cd^{2+}), ya que el material orgánico sirve como compost o abono para cultivos. No obstante, al añadir los metales la columna 2 y columna 3 se observan valores distintos a los agregados al inicio del estudio todos estos detallados valores se encuentran en la Tabla 10, Siendo importante mencionar que todos los parámetros sufrieron una creciente actividad a causa del aumento del pH; la Tabla 8 muestra que se encuentran de 9 a 10,5 en pH provocando la alta concentración de estos compuestos en el material orgánico.

Las concentraciones de metales del material orgánico, en el caso de sulfato en la columna 1, presentaron índices bajos, por otro lado, en la columna 2 y 3 se evidenció en contraste altos índices del mismo. La concentración más evidente es de la columna 3 que añade Cr^{6+} con 1000 mg/L de sulfatos, afectado por el taponamiento de esta columna ocasionando que el material orgánico esté en forma acuosa (Zhang et al., 2022). Es importante mencionar que la alta concentración de sulfato en el material orgánico es peligrosa siendo tóxico para suelos agrícolas, en caso de que este se implemente como compost o abono (Salam & Nilza, 2021).

El fosfato dentro de la columna se encuentra a condiciones similares a las del lixiviado, lo que indica que la baja concentración se debe que se precipito a causa de la alta cantidad de magnesio y hierro que se encuentran en condiciones de pH alto (Yuan et al., 2012). O a su vez la baja concentración de fosfato puede deberse al bajo contenido de materia orgánica, donde los microorganismos metanogénicos lo asimilan para su crecimiento (Saxena et al., 2021).

En diferencia de la concentración alta del amonio en lixiviado, en el material orgánico hay entre 50–100 mg/L, indicando que no es tóxica en ninguna columna, ya que se obtiene un pH alto que permite inhibirse este compuesto (Torrecilla del Rey, 2020). No obstante, el aumento de pH puede deberse a que el amonio tiene un efecto tampón por la formación del bicarbonato de amonio (López et al., 2017). La concentración de

hierro y magnesio que presente el material orgánico tiende a ocasionar la precipitación en el vertedero **(Irhamni et al., 2018)**, de hecho, pese a ser un micronutriente para el vertedero su alta concentración ocasiona un efecto tóxico, siendo importante mencionar, la alta concentración de hierro permitió la inhibición de sulfato y la alta concentración de hierro magnesio permitió la inhibición del fosfato **(López et al., 2017)**.

El análisis final de la concentración de cromo VI se varia en cada columna, puesto que la columna 1 y columna 2 presenta concentraciones bajas en el material orgánico dado que al ser el control la recirculación del lixiviado permitió la remoción de su concentración, ya que proporciono fuentes de sustrato de carbono útiles para los microorganismos metanogénicos **(Song et al., 2019)**. Ahora bien, al evaluar la columna 3 presenta mayor concentración de cromo VI en el material orgánico se debe que la adición de cromo dentro de la columna ocasiono la precipitación de sedimentos, ocasionando que en el lixiviado no se encuentre presente en su material a causa de la precipitación del material **(Gomes et al., 2020)**.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

- Se implementó un vertedero biorreactor anaerobio con distintos tipos de materia orgánica, la cual contenía diversos nutrientes, minerales y metales pesados (Cr^{6+} , Cd^{2+}), los cuales fueron esenciales para las distintas especies de microorganismos metanogénicos permitiéndoles pasar por las diferentes fases del ciclo de vida, este aprovechamiento de nutrientes de la materia permitiría llegar a una estabilización de la materia orgánica residual, sin embargo no se llegó a una estabilización completa debido a que es necesario más tiempo de operación del biorreactor de alrededor de 6 meses a un año.
- Al operar el vertedero biorreactor para gestionar residuos sólidos durante un período de 12 semanas, se observó un comportamiento en la actividad metanogénica que se representó mediante una curva de generación de gas metano. En la Figura 3, se destacan claramente las distintas etapas del proceso. En las primeras dos semanas, se identificó una fase de adaptación de las bacterias, seguida de un crecimiento exponencial de la semana 3 a la semana 6, con una producción máxima de 186,48 mil moles de gas metano diario. La etapa metanogénica se extendió desde la semana 6 hasta la semana 12, alcanzando una producción máxima de 258,48 mil moles de gas metano diario. En cuanto a las características del lixiviado durante toda la operación del vertedero biorreactor se observó como cumple la misión el vertedero inhibiendo las concentraciones de los metales, donde en la primera etapa cumple con las condiciones de ORP que van de -50 a -100 mV que permitió la reducción del nitrato y sulfato Anexo 7 hasta la semana 8 momento en que se estabilizaron todas las columnas del estudio.

- La caracterización del lixiviado reveló que la adición de los contaminantes Cr^{6+} y Cd^{2+} , no ocasiona un efecto tóxico extra que no influyo en la producción de biogás ni en la concentración de los metales. Por otro lado, los sulfatos, fosfatos, magnesio, hierro, amonio y sulfuros, por la adición de metales pesados, no hubo efectos tóxicos que causen problemas en el lixiviado, ver Anexo 7. Se determinó que las concentraciones de fósforo y nitrógeno total se encuentran dentro de los rangos habituales, proporcionando las condiciones necesarias para la operación del biorreactor. No obstante, es importante mencionar que hubo un aumento en la DQO y DBO_5 en el estudio por la adición de metales, que ocasiono el aumento del pH aumentando la concentración de estos parámetros dado que los microorganismos metanogénicos no predominan en esta etapa, pero al cabo de la siguiente semana nuevamente tienden a predominar regulando el pH para nuevamente la producción de biogás y reduciendo la concentración de DQO y DBO_5 . El vertedero biorreactor anaerobio llegó a la etapa de maduración el ORP tiendo a subir, porque la humedad siguió migrando al material orgánico ocasionando un taponamiento principalmente en la columna que se agregó el Cr^{6+} , pero la columna del control se evidenció que el vertedero funciona favoreciendo la actividad microbiana y no perjudicando la producción de biogás.

RECOMENDACIONES

- Se sugiere colocar en cada columna medidores de temperatura, pH y humedad, para controlar diariamente estos parámetros, ya que influyen en la producción de biogás.
- Es crucial acertar con el momento de implementar la columna, ya que se requiere un período de al menos 8 semanas para que los parámetros se estabilicen en las tres columnas. Esto garantizará que, en estudios futuros que involucren la adición de diferentes metales en el vertedero biorreactor pueda estabilizarse adecuadamente y permitir la colocación efectiva de los iones. Después, se recomienda que el estudio se haga alrededor de un año para observar con claridad el rendimiento del vertedero biorreactor anaeróbico.
- Verificar que todos los desechos sólidos introducidos en la columna provengan del mismo lugar, como ejemplo la arena y asegurarse de que tenga un tamaño uniforme. Esto es esencial, ya que la diferencia en los tamaños podría afectar el bloqueo del lixiviado durante la recirculación.

BIBLIOGRAFÍA

- Adelopo, P., Haris, B., Alo, K. (2018). Análisis multivariado de los efectos de la edad, el tamaño de las partículas y la profundidad del vertedero sobre el contenido de contaminación por metales pesados de los precursores de vertederos cerrados y activos, *Waste Management*, Volumen 78.
- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. M. (2014). Biogas production as affected by heavy metals in the anaerobic digestion of sludge. *Egyptian Journal of Petroleum*, 23(4), 409–417. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2014.09.009>
- 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, 100218. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2023.100218>
- AhmedIsmail, A., Natarajan, R., & Ibrahim, O. (2020). Producción de biogás a partir de residuos en un reactor de vertedero sanitario. *Engineering, Thermal*, 6(6), 0–2.
- Ajayi, E., Akin-Idowu, P., Aderibigbe, O., Ibitoye, D., Afolayan, G., Adewale, O., Adesegun, E., & Ubi, B. (2016). Biodegradabilidad durante el proceso de fermentación anaeróbica afectado por metales pesados. *Intech*, 11(tourism), 13.
- Aliaga, J. (2023). Efecto de la adición de cadmio y de plomo sobre el consumo de oxígeno en la degradación de materia orgánica del agua residual cruda de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ambato. En Universidad Técnica de Ambato.
- Arias, A., Burbano, E., Bustamante, J., & Lozada, M. (2018). Obtencion de alcoholes a partir de la fermentaci ' on' del lixiviado de residuos organicos. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 10(1), 62–68.
- Aziz, H., Foul, A., Isa, M., & Hung, Y. (2010). Physico-chemical treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and zeolite: batch and column studies. *International Journal of Environment and Waste Management*, 5(3/4), 269. <https://doi.org/10.1504/IJEWM.2010.032008>

- Bakkaloglu, S., Lowry, D., Fisher, R., France, J., Brunner, D., Chen, H., & Nisbet, E. (2021). Quantification of methane emissions from UK biogas plants. *Waste Management*, 124, 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.011>
- Bareither, C., & Kwak, S. (2015). Assessment of municipal solid waste settlement models based on field-scale data analysis. *Waste Management*, 42, 101–117. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.011>
- Barriga, J. (2023). Diseño de un sistema de captacion y monitorizacion de los parametros de operacion de un biorreactor.
- Bhoi, G., Singh, K., & Connor, D. (2023). Phosphorus removal and recovery from anaerobic bioreactor effluent using a batch electrocoagulation process. *Water Quality Research Journal*, 58(4), 247–263. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2023.111>
- Bolaños, A., & Sandoval, L. (2022). Evaluación de la influencia de métodos volumétricos y manométricos sobre la cuantificación de biogás/metano en la biodegradabilidad anaerobia de la celulosa.
- Brouhon, Q. (2023). Tipos de compost y beneficios nutricionales, de animales de corral y salvajes. Pur plant. <https://www.purplant.es/blog/tipos-estiercol-beneficios-y-usos/#Estiercol-de-conejo>
- 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>
- Campos, E., Agua, S., & Flotats, X. (2018). Cap . 9 . Procesos biológicos : La digestión anaerobia y el compostaje (Issue January 2004). file:///C:/Users/YOLOTZIN/Downloads/TVER-Captulo9_1X.Elias2003Procesosbiolgicos.pdf
- Castro, A. (2015). Caracterización hidrogeológica y estudio del biogás en vertederos de la provincia de Málaga. Bases para su gestión medioambiental. Universidad de Malaga.

- Chamem, O., Fellner, J., & Zairi, M. (2020). Ammonia inhibition of waste degradation in landfills – A possible consequence of leachate recirculation in arid climates. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 38(10), 1078–1086. <https://doi.org/10.1177/0734242X20920945>
- Chávez, W. (2011). Tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, Méx. [Tesis como requisito para obtener el grado de Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental]. Centro de Investigación en materiales avanzados.
- Choi, H., Choi, Y., & Rhee, S. (2020). Estimation on migration characteristics of leachate using analysis of hydraulic conductivity at bioreactor landfill. *Waste Management & Research*, 38(1), 59–68. <https://doi.org/10.1177/0734242X19873705>
- Choong, Y., Norli, I., Abdullah, A., & Yhaya, M. (2016). Impacts of trace element supplementation on the performance of anaerobic digestion process: A critical review. *Bioresource Technology*, 209, 369–379. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.03.028>
- 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>
- Cisneros, D. (2018). Propuesta de gestión de residuos municipales para la ciudad de Ambato (Ecuador). Universidad Politécnica de Cataluña, 1–72. <https://doi.org/https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/125991/TFM%20DCisneros.pdf>
- Cipriano, J., García, A., & Gutiérrez, F. (2014). Técnicas de caracterización de suelos y abonos orgánicos.
- Coceico. (2017). Espectrómetro de Absorción Atómica AA500 Guía de manejo, uso y calibración para medir diferentes metales pesados. https://www.youtube.com/watch?v=WR9mapNQ_48&ab_channel=CoceicoImportaciones%26Consultoria
- Cossu, R. (2018). Landfill Bioreactors. In *Solid Waste Landfilling*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407721-8.00039-5>

- Dashtban, S., & Barbeau, B. (2016). Understanding ultrafiltration fouling of ceramic and polymeric membranes caused by oxidized iron and manganese in water treatment. *Journal of Membrane Science*, 516, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.06.003>
- DCSBA. (2017). *Diseño y funcionamiento de biorreactores específicos*. http://pural.es/?page_id=995
- Díaz, S., Quintal, B., Dagmar, I., Correa, S., Eduardo, H., Sergio, G. S., Germán, G. V., Novelo, M., & Iván, R. (2021). Tratamiento del lixiviado de un relleno sanitario utilizando oxidaciones avanzadas combinadas. 7(7), 137–146.
- El-Ansary, S., Sliem, M., Badr, Y., & Soliman, W. (2023). Impact of stainless steel nano-alloys on biogas production rate: safe catalysts. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-05187-5>
- EPA. (2022). Basic information about Anaerobic Digestion (AD). EPA de EE. UU. <https://www.epa.gov/anaerobic-digestion/basic-information-about-anaerobic-digestion-ad>
- EPA. (2023). Bioreactor Landfills. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/landfills/bioreactor-landfills#potential>
- FARO. (2018). ODS Territorio Ecuador: “Logros y desafíos en la implementación de los ODS en Ecuador”. *Panorama Sostenible Anual No.1.*, 123.
- Farhangi, M., Ghasemzadeh, Z., Ghorbanzadeh, N., Khalilrad, M., & Unc, A. (2021). Phosphate removal from landfill leachate using ferric iron bioremediation under anaerobic condition. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(4), 1576–1587. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01239-y>
- Ferronato, N., & Torretta, V. (2019). Waste mismanagement in developing countries: A review of global issues. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6). <https://doi.org/10.3390/ijerph16061060>
- Farhana, S., & Abdul, H. (2018). Characteristic of leachate at Alor Pongsu Landfill Site, Perak, Malaysia: A comparative study. *IOP Conference Series: Earth and*

Environmental Science, 140, 012013. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/140/1/012013>

Fish, W. (2012). A Reliable Methodology for Quantitative Extraction of Fruit and Vegetable Physiological Amino Acids and Their Subsequent Analysis with Commonly Available HPLC Systems. *Food and Nutrition Sciences*, 03(06), 863–871. <https://doi.org/10.4236/fns.2012.36115>

Galarza, D. (2018). *Propuesta de Gestión de residuos municipales para la ciudad de Ambato (Ecuador)*. Escuela Politécnica Superior de Ingeniería de Manresa (EPSEM , UPC).

Garzón, P., Ochoa-Herrera, V. de L., & 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. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 7(2). <https://doi.org/10.18272/aci.v7i2.274>

Geng, H., Wang, F., Yan, C., Tian, Z., Chen, H., Zhou, B., Yuan, R., & Yao, J. (2020). Leaching behavior of metals from iron tailings under varying pH and low-molecular-weight organic acids. *Journal of Hazardous Materials*, 383, 121136. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121136>

González, G., Rustrián, E., Houbron, E., & Zamora, A. (2008). Impact of humidity rate on the biodegradation of municipal solid wastes from Veracruz city, Mexico. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(3), 336–341.

Gomes, C., Repke, J., & Meyer, M. (2020). Investigation of different pre-treatments of chromium leather shavings to improve biogas production. *Journal of Leather Science and Engineering*, 2(1). <https://doi.org/10.1186/s42825-020-00028-x>

González, G., Rustrián, E., Houbron, E., & Zamora, A. (2008). Impact of humidity rate on the biodegradation of municipal solid wastes from Veracruz city, Mexico. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(3), 336–341.

Gualoto, J. (2016). *Propuesta De Gestión De Lodos Residuales Municipales. Caso De Estudio: Planta De Tratamiento De Agua Residual De La Parroquia Rural De Nono*. Universidad Politécnica Nacional.

- Guamán, D., & Muñoz, M. (2023). Producción de gas metano y caracterización de la calidad del lixiviado proveniente de una biocelda para el manejo de residuos sólidos. Universidad Técnica de Ambato.
- Guo, Q., Majeed, S., Xu, R., Zhang, K., Kakade, A., Khan, A., Hafeez, F., Mao, C., Liu, P., & Li, X. (2019). Heavy metals interact with the microbial community and affect biogas production in anaerobic digestion: A review. *Journal of Environmental Management*, 240(November 2018), 266–272. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.104>
- Hajji, A., Laaroussi, N., Rhachi, M., & Garoum, M. (2021). The effect of light on anaerobic digestion process of household and similar waste under mesophilic regime. 2021 9th International Renewable and Sustainable Energy Conference (IRSEC), 1–3. <https://doi.org/10.1109/IRSEC53969.2021.9741135>
- HANNA instruments. (2019). Multiparameter Meter with Available GPS, Logging Probe, Turbidity & Ion Measurements. https://www.hannainst.com/hubfs/product-manuals/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
- Harvey, A. (2020). Digestión anaerobia en dos fases de los residuos de cebolla blanca (*Allium cepa*) y desarrollo de un modelo lineal adaptativo predictivo.
- He, C., Zhang, B., Jiang, Y., Liu, H., & Zhao, H.-P. (2021). Microbial electrolysis cell produced biogas as sustainable electron donor for microbial chromate reduction. *Chemical Engineering Journal*, 403, 126429. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126429>
- Huang, H., Zhang, D., Zhao, Z., Zhang, P., & Gao, F. (2017). Comparison investigation on phosphate recovery from sludge anaerobic supernatant using the electrocoagulation process and chemical precipitation. *Journal of Cleaner Production*, 141, 429–438. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.127>
- Huda, N., Raman, A., Bello, M., & Ramesh, S. (2017). Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: Effects of process parameters and optimization. *Journal of Environmental Management*, 204, 75–81. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.028>

- Ibarra, B., Mariana, N., & Andres, D. la R. (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. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.68441>
- INEC. (2016). Estadística Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales-Gestión de Residuos Sólidos. 23. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Gestion_Integral_de_Residuos_Solidos/2016/Documento_tecnico_Residuos_solidos_2016_F.pdf
- INEC. (2017). Gestión de residuos Sólidos GAD Municipales. In Instituto Ecuatoriano de Censos. chromeextension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/webinec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2017/Residuos_solidos_2017/Boletin_Tecnico_Residuos_2017.pdf
- INEC. (2020). Proyección de crecimiento por cantones 2010-2020. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/proyecciones-poblacionales/>
- INEC. (2021). Estadística Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales. http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Gestion_Integral_de_Residuos_Solidos/2016/Documento_tecnico_Residuos_solidos_2016_F.pdf
- Iqbal, M. (2016). Bioensayo de Vicia faba para el seguimiento de la toxicidad ambiental. *Chemosphere*.
- Irhamni, Pandia, S., Purba, E., & Hasan, W. (2018). Heavy metal content in final disposal garbage site at Banda Aceh City. *Journal of Physics: Conference Series*, 1116, 042014. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1116/4/042014>
- Jaber, M., Couvert, A., Amrane, A., Le Cloirec, P., & Dumont, E. (2017). Hydrogen sulfide removal from a biogas mimic by biofiltration under anoxic conditions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(6), 5617–5623. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.10.029>

- Jiang T, Schuchardt F, Li G, Guo R & Zhao Y, (2011). “Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting”. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (10) 1754-1760
- Jokela, J., & Rintala, J. (2003). Solubilización anaeróbica del nitrógeno procedente de residuos sólidos urbanos (RSU). *Re/Opiniones en Ciencias Ambientales y Bio/Tecnología*, 67–77.
- Jung, H., Kim, D., Choi, H., & Lee, C. (2022). A review of technologies for in-situ sulfide control in anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 157, 112068. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112068>
- Kar, S., & Prasad, R. (2020). Adverse effects of Chromium, Cadmium and Zinc on the growth and metabolic activities of pulse crops and their key management strategies: a review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 9(4), 48–63. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2020.904.008>
- Kreuk, M., Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. (2005). Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 90(6), 761–769. <https://doi.org/10.1002/bit.20470>
- Kim, H., Jang, Y. C., & Townsend, T. (2021). The behavior and long-term fate of metals in simulated landfill bioreactors under aerobic and anaerobic conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 194, 369–377. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.07.119>
- Kurniawan, T. (2022). Aprovechamiento del gas de vertedero (LFG) para electricidad: una estrategia para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en Yakarta (Indonesia). ELSEVIER. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113882>
- Li, W., Yao, J., Xia, F., Feng, H., Feng, H., Jiang, C., Fang, C., & Shen, D.-S. (2011). Leaching behavior of iron from simulated landfills with different operational modes. *Bioresource Technology*, 102(16), 7422–7428. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.024>
- Liu, J., Luo, J., Zhou, J., Liu, Q., Qian, G., & Xu, Z. P. (2012). Inhibitory effect of high-strength ammonia nitrogen on bio-treatment of landfill leachate using EGSB reactor

- under mesophilic and atmospheric conditions. *Bioresource Technology*, 113, 239–243. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.114>
- López, J., Ramírez, B., Gomes, C., & Morgan, J. (2017). *Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales* (S. López & V. Hernández, Eds.; 1st ed.). Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GIZ GMBH.
- Magdouli, S. (2022). Materiales de desecho agrícolas para la eliminación por adsorción de fenoles, cromo (VI) y cadmio (II) de aguas residuales. *Universidad de Monastir, Vi*.
- Manzaneso, F., Oyague, C., Castillo, Y., & García, B. (2022). Efecto de lixiviados de plantas de tratamiento de residuos sólidos en la producción de plantones de *Cedrela* sp. *Revista Investigación Agraria*, 4(3), 45–54. <https://doi.org/10.47840/ReInA.4.3.1552>
- Martines, E., & Lira, L. (2010). *Análisis y aplicación de las expresiones del contenido de humedad en sólidos*. <https://www.cenam.mx/sm2010/info/pviernes/sm2010-vp01b.pdf>
- Mbungu, N., Naidoo, R., Bansal, R., Siti, M., & Tungadio, D. (2020). An overview of renewable energy resources and grid integration for commercial building applications. *Journal of Energy Storage*, 29, 101385. <https://doi.org/10.1016/j.est.2020.101385>
- Montero, L. (2023). Evaluación la inhibición tóxica de Cd²⁺ y Cr⁶⁺ en la actividad metanogénica de un inóculo bacteriano proveniente de biosólidos del biodigestor de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ambato. *Universidad Técnica de Ambato*.
- Moreno, L., & Manrique, P. (2019). Tratamiento de lixiviados de relleno sanitario por medio de oxidación en agua subcrítica usando KMnO₄ como agente oxidant. In *Ingeniería Ambiental Y Sanitaria*.
- Mousania, Z., Rafiee, R., Moeinaddini, M., & Atkinson, J. (2024). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in a simulated bioreactor to improve predictive modeling of landfill systems. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 13, 100396. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100396>
- Mudhoo, A., & Kumar, S. (2013). Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass. *International Journal of*

- Environmental Science and Technology, 10(6), 1383–1398.
<https://doi.org/10.1007/s13762-012-0167-y>
- Muhammed, A., Fatma, H., Faisal, Y., Mansour, M., Ibrahim, A., Abo-Elfadl, S., Salem, H., & Allam, N. (2019). Effect of Ni-Ferrite and Ni-Co-Ferrite nanostructures on biogas production from anaerobic digestion. *Fuel*, 254, 115673.
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.115673>
- Murthy, M., Khandayataray, P., & Samal, D. (2022). Chromium toxicity and its remediation by using endophytic bacteria and nanomaterials: A review. *Journal of Environmental Management*, 318, 115620. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115620>
- Nain, A., Lohchab, R., Singh, K., Kumari, M., & Saini, J. (2021). MSW stabilization in an anaerobic bioreactor landfill and evaluation of in-situ leachate treatment potential with the help of quadric model. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(6), 2192–2207. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01287-4>
- Nawaz, H., Anwar-ul-Haq, M., Akhtar, J., & Arfan, M. (2021). Cadmium, chromium, nickel and nitrate accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.) using wastewater irrigation and health risks assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111685. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111685>
- Oguntunde, O., Odunaike, R., & Adeniji, Q. (2021). Construction and performance tests of a ph meter for physico-chemical characterization. 4(1), 279–285.
- Ozbay, G., Jones, M., Gadde, M., Isah, S., & Attarwala, T. (2021). Design and Operation of Effective Landfills with Minimal Effects on the Environment and Human Health. *Journal of Environmental and Public Health*, 2021, 1–13.
<https://doi.org/10.1155/2021/6921607>
- Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, 143, 779–797.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.040>
- Parra, B., & Torres, P. (2014). Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de bio-residuos de origen municipal. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17(2), 553–562. <https://doi.org/10.31910/rudca.v17.n2.2014.421>

- Pasalari, H., Ghasemian, M., Esrafil, A., Gholami, M., & Farzadkia, M. (2022). Upgrading the biogas production from raw landfill leachate using O₃/H₂O₂ pretreatment process: Modeling, optimization and anaerobic digestion performance. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 247, 114222. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114222>
- Pastor, C. (2006). *Proyecto de Diseño de un Biorreactor para la Producción de Compost a partir de Biorresiduos*.
- Peinemann, J., & Pleissner, D. (2020). Continuous pretreatment, hydrolysis, and fermentation of organic residues for the production of biochemicals. *Bioresource Technology*, 295, 122256. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122256>
- Pérez, G. , & Ayala, R. (2021). Caracterización de agua residual y lodos en las diferentes etapas del tratamiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/<https://diviso.uta.edu.ec/v4.0/images/PROYECTOS/2021-2021/0415A-2121.pdf>
- Piccolo, N., Goel, R., Snowling, S., & Kim, Y. (2021). Modeling the anaerobic digestion of wastewater sludge under sulfate-rich conditions. *Water Environment Research*, 93(10), 2084–2096. <https://doi.org/10.1002/wer.1583>
- Pohl, A. (2020). Removal of Heavy Metal Ions from Water and Wastewaters by Sulfur-Containing Precipitation Agents. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(10), 503. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04863-w>
- Prevot, A., Ginepro, M., Peracaciolo, E., Zelano, V., & De Luca, D. A. (2018). Chemical vs bio-mediated reduction of hexavalent chromium. An in-vitro study for soil and deep waters remediation. *Geoderma*, 312, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.032>
- Primo, O. (2008). *Mejoras en el tratamiento de lixiviados de vertedero de RSU mediante procesos de oxidación avanzada* [Tesis Doctoral]. Universidad de Cantabria.
- Quadri, M., & Dohare, D. (2021). Site selection and designing of landfill using Nexus approach. *Energy Nexus*, 3, 100019. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2021.100019>
- Rodríguez, C., & Zhurbenko, R. (2018). Manual de medios de cultivo. *BioCen*, 2(4), 183.

- 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>
- Salam, M., & Nilza, N. (2021). Hazardous Components of Landfill Leachates and Its Bioremediation. In *Soil Contamination - Threats and Sustainable Solutions*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.94890>
- Sandip, M., Kanchan, K., & Ashok, B. (2012). Mejora de la producción de metano y bioestabilización de residuos sólidos urbanos en vertederos de biorreactores anaeróbicos. *Tecnología Bioambiental*.
- Saxena, V., Padhi, S., & Jhunjunwala, U. (2021). Treatment of domestic sewage and leachate using a moving bed hybrid bioreactor. *Environmental Technology & Innovation*, 24. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101998>
- Schenato, F., Schenato, F., Schröder, N. T., & Martins, F. B. (2008). Assessment of contaminated soils by heavy metals in municipal solid waste landfills in southern Brazil. <https://www.researchgate.net/publication/228657405>
- Sepideh, A., Azadeh, N., & Omid, T. (2023). Evaluation of biogas production rate and leachate treatment in Landfill through a water-energy nexus framework for integrated waste management. *Energy Nexus*, 11, 100218. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2023.100218>
- Shafy, A., Mansour, & S. (2014). Biogas production as affected by heavy metals in the anaerobic digestion of sludge. *Egyptian Journal of Petroleum*, 23(4), 409–417. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2014.09.009>
- Sharma, A., Kapoor, D., Wang, J., Shahzad, B., Kumar, V., Bali, A. S., Jasrotia, S., Zheng, B., Yuan, H., & Yan, D. (2020). Chromium Bioaccumulation and Its Impacts on Plants: An Overview. *Plants*, 9(1), 100. <https://doi.org/10.3390/plants9010100>
- Shua, S., Shi, J., Yao, Z., Lia, Y., & Wua, X. (2023). Effects of initial temperature and moisture content on heat generation during degradation of municipal solid waste. *Waste Management*, 172, 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.08.043>

- Siddiqua, A., Hahladakis, J., & Al-Attiya, W. (2022). An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(39), 58514–58536. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>
- Silva, P., Jeen, L., & Romero, H. (2019). Aislamiento y caracterización de bacterias metanogénicas de sedimentos Urbanos del Estero El Macho mediante un enfoque de ecosalud [Trabajo de Titulación]. Unidad Académica de Ciencias Químicas y de la Salud.
- Smoleń, S., Kowalska, I., Skoczylas, Ł., Tabaszewska, M., Pitala, J., Mrożek, J., & Kováčik, P. (2022). Effectiveness of enriching lettuce with iodine using 5-iodosalicylic and 3,5-diiodosalicylic acids and the chemical composition of plants depending on the type of soil in a pot experiment. *Food Chemistry*, 382(October 2021). <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.132347>
- Solenne G, Henri R, Gérard Be, Nathalie S. (2006). Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste, *Journal of Hazardous Materials*, Volume 137, Issue 1, Pages 612-617,
- Song, Z., Fang, L., Wang, J., & Zhang, C. (2019). Use of biogas solid residue from anaerobic digestion as an effective amendment to remediate Cr(VI)-contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(13), 13041–13053. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04786-y>
- Stern, A. (2003). Pollution Control. In *Encyclopedia of Physical Science and Technology* (pp. 557–572). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227410-5/00017-X>
- Somani, M. (2023). Una investigación sobre la movilidad de los metales pesados para evaluar la reutilización del material similar al suelo recuperado de la minería de vertederos de residuos sólidos urbanos. Department of Civil Engineering, Indian Institute of Technology D. *ELSEVIER*.
- Tian, Y., Zhang, H., & Sanganyado, E. (2020). Biodegradability during anaerobic fermentation process impacted by heavy metals. In new advances on fermentation processes. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.87161>

- Torrecilla del Rey, A. (2020). Potencial de distintos residuos orgánicos para la producción de biogás vía digestión y codigestión anaerobia [Grado en Ingeniería Química]. Universidad de Valladolid.
- TULSMA. (2017). Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente (Issue 3399). <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>http://www.quitoambiente.gob.ec/images/Secretaria_Ambiente/Documentos/calidad_ambiental/normativas/acuerdo_ministerial_97a.pdf
- Tsangas, M., Papamichael, I., Banti, D., Samaras, P., & Zorpas, A. (2023). LCA of municipal wastewater treatment. *Chemosphere*, 341. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139952>
- Van 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>
- Varnero, M. (2011). Manual de biogás (FAO, Vol. 1). FAO.
- Vázquez, C., Méndez, G., & García, H. (2008). Tratamiento biológico de aguas residuales. IWA.
- 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, 100369. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100369>
- Vipin, Rani, M., Shanker, U., & Sillanpää, M. (2023). Green synthesis of N-doped ZnO@Zeolite nanocomposite for the efficient photo-adsorptive removal of toxic heavy metal ions Cr⁶⁺ and Cd²⁺. *Inorganic Chemistry Communications*, 157, 111401. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2023.111401>
- Wang, H., & Wang, Y. (2018). Vista previa del artículo Mejora de la calidad del lixiviado y optimización de las emisiones de CH₄ y N₂O de un vertedero de biorreactor semiaeróbico preaireado utilizando diferentes estrategias de preaireación Abstracto Gráficamente abstracto Introducción. *Quimiosfera*.

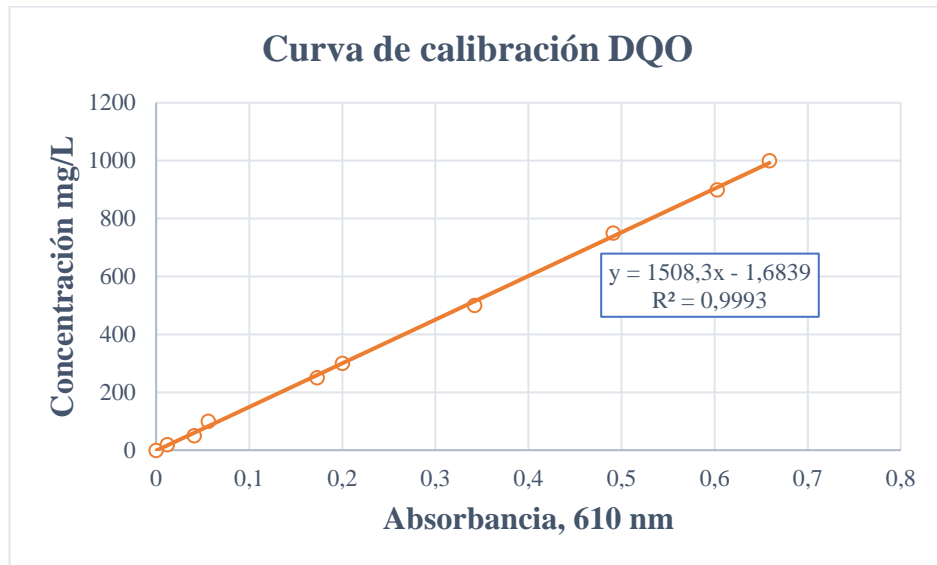
- Xi, Z., Wang, W., Ping, Q., Wang, L., Pu, X., Wang, B., & Li, Y. (2023). Anaerobic Digestion of Phosphorus-Rich Sludge and Digested Sludge: Influence of Mixing Ratio and Acetic Acid. *Separations*, 10(10), 539. <https://doi.org/10.3390/separations10100539>
- Xochitl, P. (2017). “Producción de bioH₂ por fermentación oscura a partir de pañales desechables usados” [Tesis Doctoral]. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Xylem Analytics. (2022). OxiTop®-IDS (/B) Multi 3630/3620 IDS Funcionamiento Inalámbrico Cabezales de Medición OxiTop®-IDS (/B).
- Yazdani, R., Barlaz, M., Augenstein, D., Kayhanian, M., & Tchobanoglous, G. (2012). Performance evaluation of an anaerobic/aerobic landfill-based digester using yard waste for energy and compost production. *Waste Management*, 32(5), 912–919. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.003>
- Yin, T., Lin, H., Dong, Y., Wei, Z., Li, B., Liu, C., & Chen, X. (2021). Inhibition of cadmium releasing from sulfide tailings into the environment by carbonate-mineralized bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126479. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126479>
- You, V., & Kakinaka, M. (2022). Modern and traditional renewable energy sources and CO₂ emissions in emerging countries. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(12), 17695–17708. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16669-2>
- Youcai, Z., & Ziyang, L. (2017). Leachate Generation Processes and Property at Sanitary Landfill. In *Pollution Control and Resource Recovery* (pp. 93–145). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811867-2.00003-0>
- Yuan, Z., Pratt, S., & Batstone, D. J. (2012). Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 878–883. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.08.001>
- Zambrano, S. (2010). Protocolo para toma de muestras de aguas residuales. In *Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia: Vol. I*. <https://quimicayalimentos.uniandes.edu.co/sites/default/files/ingquimicainicio/laboratorios/reglamentos/4-equipos-laboratorios-ingeniera-quimica-alimentos-uniandes.pdf>

- Zambrano, A., Herrera, N., Trueba, G., Sierra, R., León, A., & Ochoa, V. (2019). Construcción y operación de una cámara anaeróbica de bajo costo para la siembra y el cultivo de bacterias sulfato reductoras. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 11(2), 44–59. <https://doi.org/10.18272/aci.v11i2.1303>
- Zan, F., & Hao, T. (2020). Sulfate in anaerobic co-digester accelerates methane production from food waste and waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 298, 122536. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122536>
- Zhang, H., Zhang, X., Chen, Z., Liu, S., Nai, C., Ma, Y., & Zhang, H. (2022). Sulfate affects the anaerobic digestion process treating nitrogenous fertilizer wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 186. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108550>
- Zhang, Q., Peng, C., Pu, J., Feng, Y., Zhu, H., Yang, M., Xu, Z., Zhang, Y., Yang, L., Luo, D., & Wang, T. (2023). Intermittent energization improves anaerobic digestion of microbial electrolysis cell-assisted nitrogen-rich sludge under mesophilic and thermophilic conditions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111630>
- Zheng, X., Yuan, D., Li, Y., & Liu, C. (2019). Exploration of the reduction mechanism of Cr(VI) in anaerobic hydrogen fermenter. *Environmental Pollution*, 254. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113042>
- Zhou, Barjenbruch, M., Kabbe, C., Inial, G., & Remy, C. (2017). Phosphorus recovery from municipal and fertilizer wastewater: China's potential and perspective. (China), 52, 151–159. *Journal of environmental sciences*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.010>
- Zorro, J., Ruge, I., & Camargo, G. (2019). Prototipo de biorreactor aeróbico para el Control y control del proceso de co-compostaje, a partir de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales y residuos sólidos orgánicos de plaza de mercado. *Prospectiva*, 17(1), 17–24. <https://doi.org/10.15665/rp.v17i1.1673>

ANEXOS

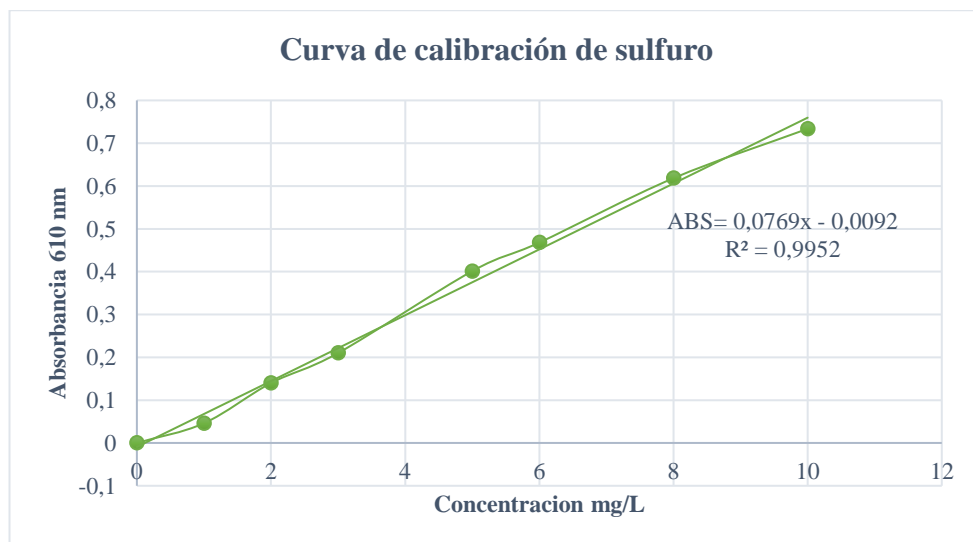
Anexo 1.

Curva de calibración para la determinación de DQO



Anexo 2.

Curva de calibración para la medición de sulfuros



Anexo 3.

Tabla de Cuantificación de biogás

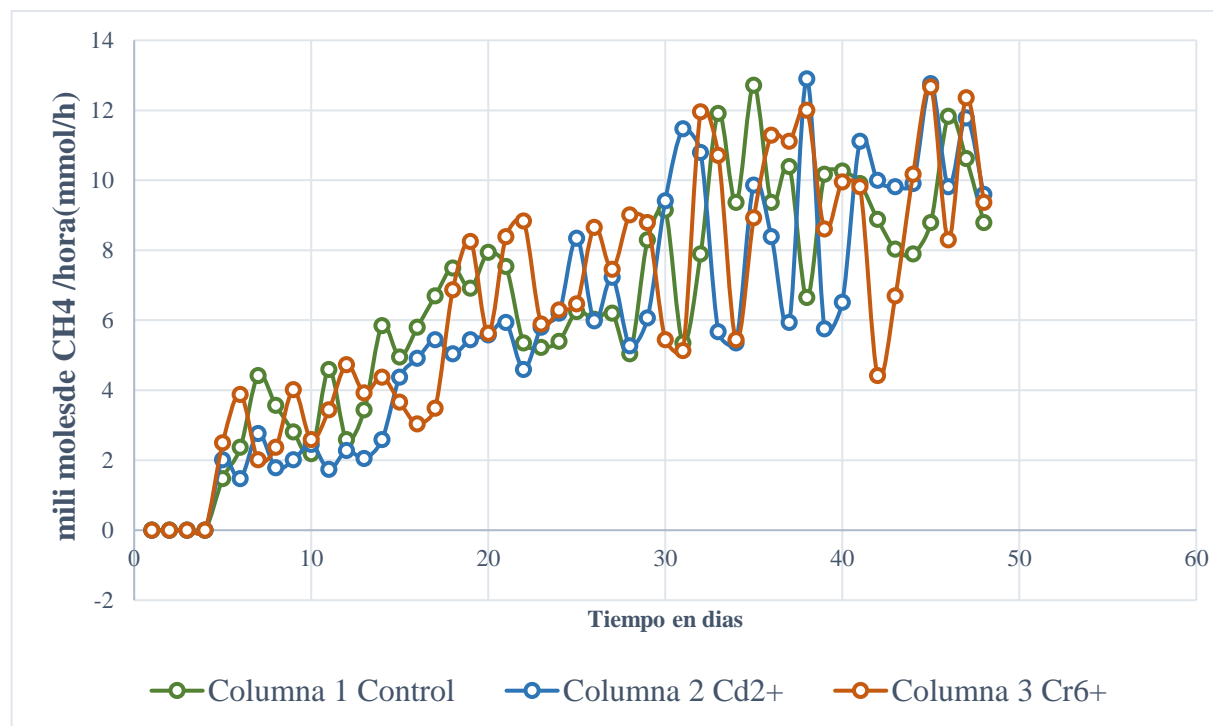
Tiempo (días)	Columna 1	Columna 1	Columna 2	Columna 2	Columna 3	Columna 3
	control	control	Cd ²⁺	Cd ²⁺	Cr ⁶⁺	Cr ⁶⁺
	Volumen CH ₄ (L)	mili moles CH ₄	Volumen CH ₄ (L)	mili moles CH ₄	Volumen CH ₄ (L)	mili moles CH ₄
1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	33	1,472	45	2,008	56	2,498
6	53	2,365	33	1,472	87	3,881
7	99	4,417	62	2,766	45	2,008
8	80	3,569	40	1,785	53	2,365
9	63	2,811	45	2,008	90	4,015
10	49	2,186	55	2,454	58	2,588
11	103	4,595	39	1,740	77	3,435

12	58	2,588	51	2,275	106	4,729
13	77	3,435	46	2,052	88	3,926
14	131	5,844	58	2,588	98	4,372
15	111	4,952	98	4,372	82	3,658
16	130	5,800	110	4,907	68	3,034
17	150	6,692	122	5,443	78	3,480
18	168	7,495	113	5,041	154	6,870
19	155	6,915	122	5,443	185	8,254
20	178	7,941	125	5,577	126	5,621
21	169	7,540	133	5,934	188	8,387
22	120	5,354	103	4,595	198	8,833
23	117	5,220	130	5,800	132	5,889
24	121	5,398	139	6,201	141	6,291
25	140	6,246	187	8,343	145	6,469
26	135	6,023	134	5,978	194	8,655
27	139	6,201	162	7,227	167	7,450
28	113	5,041	118	5,264	202	9,012
29	186	8,298	136	6,067	197	8,789
30	205	9,146	211	9,413	122	5,443

31	120	5,354	257	11,466	115	5,131
32	177	7,897	242	10,796	268	11,956
33	267	11,912	127	5,666	240	10,707
34	210	9,369	120	5,354	122	5,443
35	285	12,715	221	9,860	200	8,923
36	210	9,369	188	8,387	253	11,287
37	233	10,395	133	5,934	249	11,109
38	149	6,647	289	12,893	269	12,001
39	228	10,172	129	5,755	193	8,610
40	230	10,261	146	6,514	223	9,949
41	222	9,904	249	11,109	220	9,815
42	199	8,878	224	9,993	99	4,417
43	180	8,030	220	9,815	150	6,692
44	177	7,897	222	9,904	228	10,172
45	197	8,789	286	12,759	284	12,670
46	265	11,823	220	9,815	186	8,298
47	238	10,618	264	11,778	277	12,358
48	197	8,789	215	9,592	210	9,369

Anexo 4.

Control diario de la cuantificación de Biogás



Anexo 5.*Tabla de la caracterización de todos los parámetros de Lixiviado*

Tiempo (Semanas)	Columna	Conductividad (mS/cm)	pH	ORP (mV)	Sulfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)	Magnesio (mg/L)	Amonio (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Cromo VI (mg/L)
1	1. Control	15,82	8,16	-126,27	480,00	1316,67	1,57	106,67	1660,00	-	216,67
	2. Cd ²⁺	16,87	7,77	-357,87	96,67	366,67	2,73	160,00	2646,67	-	843,33
	3. Cr ⁶⁺	20,70	7,64	-249,70	1363,33	553,33	9,47	230,00	3990,00	-	176,67
2	1. Control	16,04	8,34	-358,00	173,33	450,00	3,43	166,67	1500,00	-	83,33
	2. Cd ²⁺	16,23	8,06	-357,87	76,67	936,67	3,87	103,33	1706,67	-	160,00
	3. Cr ⁶⁺	20,70	7,64	-249,70	1363,33	553,33	9,47	230,00	3990,00	-	176,67
3	1. Control	16,11	8,38	-266,20	416,67	248,00	2,67	32,67	3990,00	-	150,00
	2. Cd ²⁺	16,23	8,29	-237,90	130,00	248,67	2,03	61,67	1433,33	-	110,00
	3. Cr ⁶⁺	16,10	7,52	-356,17	240,00	310,00	3,70	270,00	820,00	-	343,33
4	1. Control	16,29	8,43	-237,20	20,00	940,00	1,30	140,00	3606,67	-	40,00
	2. Cd ²⁺	16,04	8,35	-240,00	30,00	1550,00	11,70	570,00	2740,00	-	133,33

	3. Cr ⁶⁺	17,00	7,68	-266,00	140,00	350,00	24,60	633,33	1090,00	-	810,00
5	1. Control	19,48	8,52	-237,33	60,00	70,00	2,10	70,00	1460,00	-	153,33
	2. Cd ²⁺	18,49	8,45	-250,00	1060,00	440,00	2,70	80,00	1370,00	-	390,00
	3. Cr ⁶⁺	15,77	7,72	-287,33	190,00	260,00	3,30	266,67	830,00	-	90,00
6	1. Control	22,99	8,46	-292,00	790,00	154,00	2,20	166,67	2650,00	-	480,00
	2. Cd ²⁺	20,00	8,39	-266,00	80,00	250,00	2,40	49,33	1360,00	-	450,00
	3. Cr ⁶⁺	18,23	7,86	-160,67	116,67	61,00	5,00	160,00	1770,00	-	150,00
7	1. Control	22,04	8,17	-265,33	270,00	270,00	1,63	65,67	2670,00	-	186,67
	2. Cd ²⁺	11,57	8,12	-252,66	350,00	480,00	1,70	54,67	2440,00	-	30,00
	3. Cr ⁶⁺	19,41	7,79	-283,00	600,00	340,00	3,03	280,00	1490,00	-	100,00
8	1. Control	20,99	8,34	-251,67	300,00	2080,00	2,97	136,67	2733,33	-	90,00
	2. Cd ²⁺	11,57	8,19	-250,67	300,00	1070,00	3,50	190,00	533,33	-	60,00
	3. Cr ⁶⁺	10,11	7,87	-188,67	456,67	2030,00	4,23	200,00	2200,00	-	150,00
9	1. Control	21,43	8,26	-275,67	400,00	1843,33	3,80	40,00	1230,00	-	10,00
	2. Cd ²⁺	21,46	8,26	-296,00	146,67	2433,33	5,40	41,33	1100,00	-	10,00
	3. Cr ⁶⁺	15,15	7,99	-202,67	100,00	940,00	3,10	100,00	1070,00	-	170,00
10	1. Control	20,77	8,40	-125,67	390,00	1920,00	3,70	53,67	135,00	-	0,00
	2. Cd ²⁺	18,62	8,06	-263,00	146,67	680,00	4,90	54,33	77,67	-	110,00

	3. Cr ⁶⁺	16,13	8,23	-218,33	390,00	192,00	4,83	15,67	125,67	-	-
11	1. Control	10,67	8,17	-89,80	460,00	184,67	4,87	43,67	1766,67	-	130,00
	2. Cd ²⁺	20,54	8,47	-108,67	260,00	120,67	6,43	44,67	1003,33	-	50,00
	3. Cr ⁶⁺	18,13	8,55	-101,67	490,00	1010,00	6,70	25,00	1340,00	-	-
12	1. Control	17,52	8,72	36,10	376,67	187,00	4,97	27,67	1703,33	-	70,00
	2. Cd ²⁺	17,54	8,61	9,40	290,00	146,00	6,20	72,67	770,00	-	30,00
	3. Cr ⁶⁺	16,54	8,61	12,33	550,00	187,00	6,00	24,00	800,00	-	-

Anexo 6.

Tabla del control semanal de DQO

Semanas	Columna 1 "Control"	Columna 2 "Cd²⁺"	Columna 3 "Cr⁶⁺"
1	3467	1136	300
2	2261	1205	300
3	719	716	853
4	756	728	831
5	783	767	798
6	888	812	843
7	872	847	681
8	766	712	756
9	321	3558	2381
10	482	1793	3754
11	360	724	776
12	341	261	298

Anexo 7.

Control de las cuatro últimas semanas del DBO5

DOB5 de Lixiviado (mg O2/L)			
Semanas	Columna 1 "Control"	Columna 2 "Cd²⁺"	Columna 3 "Cr⁶⁺"
9	100	350	350
10	180	700	700
11	40	40	40
12	40	40	40

Anexo 8.*Control semanal de Sulfuro del Lixiviado y Biogás*

Semanas	Lixiviado			Biogás		
	Columna 1 "Control"	Columna 2 "Cd ²⁺ "	Columna 3 "Cr ⁶⁺ "	Columna 1 "Control"	Columna 2 "Cd ²⁺ "	Columna 3 "Cr ⁶⁺ "
1	0,00	0,01	0,07	-0,01	-0,01	-0,01
2	0,02	0,00	0,07	-0,01	-0,01	-0,01
3	0,01	0,00	0,01	-0,01	-0,01	-0,01
4	-0,01	0,00	0,02	-0,01	-0,01	-0,01
5	0,00	0,00	0,02	-0,01	0,00	-0,01
6	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01	-0,01
7	-0,01	-0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01
8	0,04	0,04	0,12	-0,01	-0,01	0,00
9	0,04	0,09	0,03	-0,01	0,00	-0,01
10	0,02	0,13	0,08	-0,01	0,00	0,00
11	0,03	0,05	0,02	-0,01	-0,01	-0,01
12	0,02	0,09	0,01	-0,01	-0,01	-0,01

Anexo 9.*Tabla del Control de cadmio y cromo*

Tiempo (semanas)	Cromo (mg/L)			Cadmio (mg/L)		
	Columna 1	Columna 2	Columna 3	Columna 1	Columna 2	Columna 3
1	45 ± 13,4	24,7 ± 10,44	55 ± 12,4	14,4 ± 22,26	11,2 ± 7,17	14,37 ± 22,26
2	139,2 ± 6,6	132,8 ± 1,6	157,3 ± 1,3	27,8 ± 10,5	18,9 ± 9,9	26 ± 2,8
3	115,7 ± 11,1	67,6 ± 7,5	60,1 ± 7,2	43,9 ± 13,7	48,1 ± 7,7	51 ± 1,2
4	114,3 ± 4,6	100,4 ± 24,7	32,4 ± 1,3	92,1 ± 2,4	27,4 ± 1,4	21,5 ± 5,7
5	133,1 ± 0,7	130,3 ± 4,7	62 ± 2,9	102,1 ± 1,4	54,9 ± 6,6	38,8 ± 2,6
6	397 ± 0,7	74,3 ± 0,4	45,8 ± 0,5	81,9 ± 1,9	80 ± 4,9	60,5 ± 2,1
7	238,7 ± 2,5	64,4 ± 3,9	125 ± 9,3	68 ± 0,6	24,1 ± 2,2	42,4 ± 10,8
8	183,4 ± 3,3	41,2 ± 4,1	392,8 ± 3,2	20,26 ± 4,0	21,7 ± 3,7	19,5 ± 2,3
9	219,1 ± 3,2	165,7 ± 4,5	49,6 ± 5,1	28,2 ± 39,3	35,4 ± 4	27 ± 38,3
10	190,4 ± 48	81,72 ± 10	3139,4 ± 4,2	34 ± 3,7	5499 ± 3,7	177,8 ± 0,5
11	55,8 ± 5,2	368,7 ± 5,5	1981 ± 9,3	47,5 ± 4,4	5493 ± 2,2	410,5 ± 1,3
12	76,7 ± 2,4	230,6 ± 14,5	2143 ± 28,1	14,7 ± 2,8	4935 ± 6,5	681,7 ± 2,3