

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA.

PROGRAMA EDUCATIVO DE INGENIERÍA AMBIENTAL.

TESIS

REMOCIÓN DE CONTAMINANTES ORGÁNICOS EN LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS, USANDO BIORREACTORES EMPACADOS CON DIFERENTES SUSTRATOS.

PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO AMBIENTAL.

PRESENTA:
ANEL FABIAN CORRALES.

DIRECTOR DE TESIS:
DR. HUGO ALEJANDRO NÁJERA AGUILAR.

ASESORES:
Mtro. Ulises González Vázquez
Dr. José Manuel Gómez Ramos





UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

SECRETARÍA GENERAL

DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES

Lugar: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas
Fecha: 04 de Noviembre de 2021

C. Anel Fabian Corrales

Pasante del Programa Educativo de: Ingeniería ambiental

Realizado el análisis y revisión correspondiente a su trabajo recepcional denominado:

“REMOCIÓN DE CONTAMINANTES ORGÁNICOS EN LIXIVIADOS DE RELLENOS

SANITARIOS, USANDO BIORREACTORES EMPACADOS CON DIFERETES SUSTRATOS.”

En la modalidad de: Tesis

Nos permitimos hacer de su conocimiento que esta Comisión Revisora considera que dicho documento reúne los requisitos y méritos necesarios para que proceda a la impresión correspondiente, y de esta manera se encuentre en condiciones de proceder con el trámite que le permita sustentar su Examen Profesional.

ATENTAMENTE

Revisores

Dr. José Manuel Gómez Ramos

Mtro. Ulises González Vázquez

Dr. Hugo Alejandro Nájera Aguilar

Firmas:

[Firma]
[Firma]
[Firma]

Ccp. Expediente



Pág. 1 de 1
Revisión 4

Agradecimientos.

A Dios por la vida y por permitirme gozar a mi familia, por todas sus bendiciones brindándome paciencia y sabiduría para culminar con éxito una de mis metas.

A mi familia, en especial a mis padres y abuelita Inocencia por su apoyo y amor incondicional, gracias por confiar en mí y estar conmigo en todo mi desarrollo profesional, por sus consejos y ánimos para terminar esta tesis profesional.

A mi novio, por acompañarme y apoyarme en todo momento durante el desarrollo de esta tesis, por animarme en días difíciles y no dejarme vencer en ninguna circunstancia. A mis amigas Ajelet y Delia, por estar siempre conmigo y apoyarme en todo el proceso de mi carrera profesional.

Gracias a el Dr. Hugo Alejandro Nájera Aguilar, director de esta tesis, a quien doy mi más sincero agradecimiento, por confiar en mí y permitirme ser parte de este proyecto, por incentivarme en la investigación desde sus clases como docente, por haber sido muy paciente y compartir sus conocimientos, guiándome y aclarando todas mis dudas en el proceso de la presente tesis.

A mis asesores el Mtro. Ulises González Vázquez y el Dr. José Manuel Gómez Ramos por su ayuda y disponibilidad de tiempo para la revisión y aportación de sus conocimientos en este trabajo.

A la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas y los docentes del programa educativo de ingeniería ambiental, quienes con su apoyo y enseñanzas constituyen la base de mi vida profesional.

A mis amigas y compañeras de aula, por su apoyo durante el desarrollo experimental de este proyecto de investigación, por sus ánimos y buenos deseos.

Índice.

Resumen	7
Abstract	8
1. Introducción	9
2. Planteamiento del problema	10
3. Justificación	11
4. Marco teórico	12
4.1 <i>Relleno sanitario (RS)</i>	12
4.2 <i>Material estabilizado</i>	13
4.3 <i>Lixiviados</i>	14
4.3.2 <i>Tratamientos para lixiviados</i>	16
• <i>Tratamientos fisicoquímicos</i>	16
• <i>Tratamientos biológicos (procesos anaerobios y aerobios)</i>	18
4.6 <i>Tratamiento BEME en lixiviados de rellenos sanitarios</i>	20
• <i>Unicel</i>	21
• <i>Caucho</i>	22
• <i>Vermicomposta</i>	22
• <i>Piedra volcánica</i>	22
4.6 <i>Parámetros físico químicos en aguas residuales</i>	23
• <i>Color</i>	23
• <i>Turbidez</i>	23
• <i>Potencial de Hidrógeno (pH)</i>	23
• <i>Demanda química de oxígeno (DQO)</i>	24
5. Objetivo general	25
6. Objetivos específicos	25
7. Hipótesis	25
8. Metodología	26
8.1 <i>Extracción y secado del ME</i>	26
8.2 <i>Obtención y limpieza de sustratos</i>	27
8.3 <i>Caracterización de lixiviados</i>	27
8.4 <i>Construcción de biorreactores</i>	28

8.5 Operación y monitoreo de los biorreactores.....	29
8.5.1. Análisis de datos experimentales	29
9. Resultados y discusiones	30
10. Conclusión.....	35
11. Referencias.....	36

Índice de Tablas.

Tabla 1. Características de los residuos estabilizados	14
Tabla 2. Clasificación general de lixiviado	16
Tabla 3. Resultados de los trabajos que comparan el tratamiento aerobio y anaerobio de lixiviados de vertederos de RSU	19
Tabla 4. Caracterización de lixiviados.....	30
Tabla 5. Análisis de varianza (ANOVA)	33
Tabla 6. TUKEY HSD/KRAMER	33

Índice de Figuras.

Fig. 1. Zona clausurada del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez.....	26
Fig. 2. Secado de ME	27
Fig. 3. Cribado de materiales.....	27
Fig. 4. Biorreactores empacados.	28
Fig. 5. Eficiencia en remoción de color, en lixiviados con Biorreactores empacados. ...	31
Fig. 6. Eficiencia en remoción de DQO, en lixiviados con Biorreactores empacados ...	32

Listado de abreviatura.

- RSU: Residuos sólidos urbanos.
- ME: Material estabilizado.
- SDF: Sitios de disposición final.
- DQO: Demanda química de oxígeno.
- DBO5: Demanda biológica de oxígeno.
- BEME: Biorreactor empacado con material estabilizado.
- pH: Potencial de hidrógeno.
- SST: Sólidos suspendidos totales.
- PVC: Policloruro de vinilo.
- VC: Vermicomposta.
- PV: Piedra volcánica.

Glosario de términos.

- NMX-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales
- NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial.

Resumen.

Los lixiviados son uno de los líquidos más complejos de tratar, y si no son debidamente controlados pueden infiltrarse, logrando tener contacto con aguas superficiales y subterráneas que a su vez provocan daños a los ecosistemas y riesgos a la salud de la población. En busca de darle utilidad a la basura vieja o material estabilizado (ME) dispuesta en los SDF y desarrollar tecnologías novedosas para el tratamiento de lixiviados, se ha generado información acerca del uso de biorreactores empacados con estos materiales, encontrando resultados favorables. En este estudio se evaluó la eficiencia de remoción en lixiviados por medio de cinco biorreactores empacados, que constaron del 50 % de ME y el 50 % de otros sustratos que son unicel, caucho, piedra volcánica y vermicomposta. Los ME se obtuvo a partir de muestras simples tomadas del área clausurada del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. La operación en el monitoreo de los biorreactores fue de 22 semanas. La eficiencia de los biorreactores se determinó mediante la estimación del porcentaje de remoción tanto de la DQO como del color. El biorreactor que presentó la máxima eficiencia fue el biorreactor ME/VC con remociones de 42 y 68%, para DQO y color, respectivamente, dejando una rama de investigación para próximos estudios utilizando este tipo de tratamiento.

Abstract.

Leachate is one of the most complex liquids to treat, and if not properly controlled, it can infiltrate and come into contact with surface and groundwater, causing damage to ecosystems and health risks to the population. In order to make use of the old waste or stabilized material (EM) disposed in the SDF and to develop novel technologies for leachate treatment, information has been generated about the use of bioreactors packed with these materials, with favorable results. In this study, the leachate removal efficiency was evaluated using five packed bioreactors, which consisted of 50 % of EM and 50 % of other substrates such as unicell, rubber, volcanic stone and vermicompost. The EM was obtained from simple samples taken from the closed area of the landfill in the city of Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, Mexico. The bioreactors were monitored for 22 weeks. The efficiency of the bioreactors was determined by estimating the percentage removal of both COD and color. The bioreactor that presented the highest efficiency was the ME/VC bioreactor with removals of 42 and 68%, for COD and color, respectively, leaving a research branch for future studies using this type of treatment.

1. Introducción.

A nivel global, los rellenos sanitarios (RS) son la forma controlada más común para disponer los residuos sólidos urbanos (RSU) y en países como México este método aún tiene un largo futuro (Aldana et al., 2017). Los RS han venido evolucionando desde tiraderos a cielo abierto, hasta rellenos altamente tecnificados, donde se controlan las emisiones líquidas y gaseosas potencialmente peligrosas para el ambiente. La fracción líquida es generada como resultado de los procesos de degradación que experimentan los residuos bajo condiciones predominantemente anaerobias, además de la percolación del agua de lluvia a través de los residuos sólidos, arrastrando consigo diversas sustancias contaminantes, produciendo un agua residual muy compleja y difícil de tratar, conocida propiamente con el termino de lixiviado (Nájera et al., 2010).

Se conocen diferentes tipos de lixiviados de acuerdo a su biodegradabilidad, misma que queda definida por la relación existente entre la Demanda Bioquímica de Oxígeno y Demanda Química de Oxígeno, esto es, el valor que se obtiene de la relación DBO/DQO y que propiamente se define como índice de biodegradabilidad. Un lixiviado pobre en biodegradabilidad se sitúa en valores de 0 a 0.17, este tipo de lixiviado se le conoce como viejo o estabilizado. Por el contrario, cuando el índice de biodegradabilidad es superior a 0.3, se considera que el lixiviado es biodegradable y es conocido como lixiviado joven (típicamente menor de dos años de edad) (Wang et al., 2003).

A través de los años se han diseñado diferentes técnicas y métodos para tratar lixiviados dando como primera opción tratamientos biológicos, ya sea anaeróbico o aeróbico, debido a su operación simple y de bajo costo, como por ejemplo los humedales construidos, lagunas aireadas, reactores biológicos, etc., encontrando remociones en DQO que van desde el 79% hasta 98%, Sin embargo, esto solo es posible para lixiviados jóvenes e intermedios, ya que, los lixiviados maduros tienen una biodegradabilidad muy baja para ser tratados eficientemente por métodos biológicos, por lo tanto, el lixiviado maduro debe tratarse por procesos fisicoquímicos, como pueden ser los tratamientos por coagulación / floculación, precipitación química, adsorción o procesos de oxidación avanzada (Tejera et al., 2019), en el estudio de estos tratamientos se han reportado remociones en DQO que van del 37 al 78% (Méndez et al., 2009).

El presente estudio busca la remoción de los contaminantes orgánicos en lixiviados por medio de biorreactores empacados (BE) con diferentes sustratos como unicel, vermicomposta, material estabilizado (ME) y caucho. Evaluando la eficiencia del biorreactor con el porcentaje de remoción de ciertos parámetros fisicoquímicos. Es importante mencionar que hasta donde la revisión en literatura fue estudiada, no se encontraron estudios con biorreactores empacados de la misma manera, por lo que el estudio podría dar aportaciones significativas a esta rama del tratamiento o como método de pretratamiento de lixiviados generados en los RS.

2. Planteamiento del problema.

El Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial en el estado de Chiapas (2018) estima que, en el año 2020, en la entidad, se generaron aproximadamente 4,514 toneladas diarias de residuos; situación preocupante, considerando que actualmente los sitios de disposición final (SDF) en el Estado quedan representados por 117 tiraderos a cielo abierto y solo dos rellenos sanitarios.

Estos SDF operados de forma controlada o incontrolada, generan dos tipos de emisiones: las gaseosas y las líquidas; las primeras están compuestas principalmente por metano y bióxido de carbono, mientras que las segundas son lixiviados (Nájera et al., 2010). Los lixiviados son caracterizados como una solución acuosa que contiene los siguientes cuatro grupos de contaminantes: materia orgánica disuelta, macrocomponentes inorgánicos, metales pesados y compuestos orgánicos xenobióticos (Christensen et al., 2001). Cuando los lixiviados no son controlados, pueden filtrarse hasta llegar al agua subterránea o mezclarse con aguas superficiales y contribuir a la contaminación de suelo, agua subterránea y superficial, generando riesgos a la salud pública y a los ecosistemas (Deng & Englehardt, 2006). Razón importante para atender esta problemática y evitar futuros problemas ambientales.

Desafortunadamente, en países como México, el tratamiento practicado a los lixiviados, con la utilización de tecnologías son la evaporación y recirculación. Su éxito en el País radica en que son sistemas relativamente fáciles de operar, sin embargo, en el sistema de evaporación por lagunas, se demandan superficies considerables, pudiendo presentarse serios problemas durante la época de lluvias debido a una sobreproducción en los lixiviados.

En la actualidad, el nulo manejo de los lixiviados constituye la práctica común en SDF con los que cuenta el Estado de Chiapas, dejando ver un gran vacío, falta de interés y poco conocimiento con uno de los residuos líquidos más complejos y contaminantes.

Para que los lixiviados reciban un tratamiento eficiente es importante conocer su edad y de acuerdo con (Foo & Hameed, 2009) los lixiviados pueden ser clasificados como: lixiviados jóvenes (<5 años y DBO/DQO = 0.5- 1.0), intermedios (5-10 años y DBO/DQO = 0.1-0.5) y estabilizados o maduros (>10 años y DBO/DQO < 0.1).

En busca de darle utilidad a la basura vieja dispuesta en los RS y desarrollar tecnologías novedosas para el tratamiento de lixiviados, se ha generado información acerca del uso de biorreactores empacados con estos materiales. Ya que se considera que después de ocho años de haber sido dispuesta la basura en RS, la materia orgánica presente en los residuos ha sido degradada, y se puede considerar como material viejo o estabilizado (ME) (LEI et al., 2007).

La aplicación de esta tecnología se ha enfocado principalmente al tratamiento de los lixiviados, obteniendo remociones que van desde el 64 al 90% en DQO, siendo estos porcentajes de gran interés, ya que por un lado se aprovecha el ME localizado en SDF y además da solución a los líquidos que el mismo SDF genera.

Siguiendo esta línea de investigación con interés en darle utilidad a diferentes residuos, se busca innovar este método modificando su composición de empacado para el pretratamiento en lixiviados de RS, combinando los ME con otros sustratos y analizar qué remociones logran alcanzar.

3. Justificación.

Como se ha mencionado los lixiviados son uno de los líquidos más complejos de tratar, y si no son debidamente controlados en los SDF pueden infiltrarse, logrando tener contacto con aguas superficiales y subterráneas que a su vez provocan daños a los ecosistemas y riegos a la salud de la población.

Hoy en día es un reto encontrar la adecuada combinación de tecnologías que brinden la remoción requerida de contaminantes en los lixiviados, para que puedan ser descargados en aguas y bienes nacionales con los lineamientos que marca la NMX-001-ECOL-1996. Tratamiento que deberían adquirir todos los SDF incluyendo los RS, ya que, aunque son diseñados y construidos conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003, no están exentos de presentar riesgo de infiltración.

A lo largo del tiempo se han ido creando diferentes tipos de tratamientos con tecnologías avanzadas que aportan significativamente a la reducción de ciertas partículas contaminantes de los lixiviados, sin embargo, se debe tener en cuenta que existen muchas poblaciones con escasos recursos económicos, además, no cuentan con grandes espacios e infraestructura apropiada, lo que les impide la implementación de estas nuevas tecnologías.

Conociendo las características recalcitrantes que presentan los lixiviados, se debe señalar que no existe un tratamiento único que asegure cumplir con las normas de descarga de aguas. Ahora bien, si antes de un tratamiento se logra brindar un pretratamiento a los lixiviados, el tiempo y el costo de dicho tratamiento disminuiría. Por consiguiente, es necesario proponer procesos ambientalmente sustentables, que sean técnicamente realizables, económicamente viables y socialmente aceptables, como es el caso del sistema BEME, que ha reportado remociones en DQO del 90%, este método se ha venido utilizando y desarrollando desde el año 2010.

La finalidad que presenta el estudio es la innovación del pretratamiento con BEME variando las maneras de empacado, pero manteniendo la misma ideología de darle

utilidad a los RSU y bajar los costos de tratamiento, para minimizar los impactos negativos que estos líquidos pueden generar al ambiente.

4. Marco teórico.

4.1 Relleno sanitario (RS).

El progreso de todo asentamiento urbano trae como consecuencia el aumento en la producción de residuos sólidos, y es muy común que estos desechos no terminen en sitios de disposición final. Esto se manifiesta en la falta de limpieza de sitios públicos, calles y carreteras, la descarga de residuos en ríos, bosques o en botaderos improvisados. Todo ello afecta la salud pública, aumenta la contaminación de recursos naturales y deteriora la calidad de vida de la población. Por esto, surge la necesidad de buscar soluciones adecuadas para el manejo y disposición final de los RSU (Arvizu, J. & Huacuz, J., 2003).

El concepto de relleno sanitario surgió en la primera parte del siglo XX en distintas ciudades de Estados Unidos e Inglaterra, con el objetivo de controlar los olores y distintos tipos de vectores producidos por la acumulación de basura a cielo abierto. Una ventaja de su implementación es que permitía concentrar en un solo lugar los residuos de una localidad. Se denominó sanitario porque el propósito era cuidar la salud pública, ya que la basura dispersa y acumulada en las calles, usualmente en sitios inapropiados por su cercanía a las viviendas, eran fuente de enfermedades (Torri, 2017).

En el marco jurídico aplicable a los RS tenemos la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, que define a los RS como una obra de infraestructura que involucra métodos y obras de ingeniería para la disposición final de los RSU y de manejo especial, con el fin de controlar, a través de la compactación e infraestructura adicional, los impactos ambientales. Una ventaja de su implementación es que permite concentrar en un solo lugar los residuos de una localidad.

Para ofrecer una solución integral al problema del manejo de los residuos sólidos, las alternativas deben incluir los elementos imprescindibles, es decir, aquellos que no pueden faltar en el sistema, como son la recolección, el transporte y la disposición final, complementados por estaciones de transferencia, almacenamiento temporal, separación centralizada o en el punto de origen y compostaje por la comunidad o municipio.

Un RS operado de forma controlada incluye la supervisión del flujo de los residuos entrantes, la colocación y compactación de los residuos, y la implantación de instalaciones para el control y la supervisión ambiental.

Esta infraestructura genera líquidos que se acumulan en el fondo conocido como lixiviado, esto es resultado de la precipitación, de la escorrentía no controlada y del agua de irrigación que entra en el vertedero. Los recubrimientos suelen estar formados por capas de arcilla compactadas y/o geomembranas diseñadas para prevenir la migración del lixiviado y del gas de vertedero. Las instalaciones para el control del RS incluyen recubrimientos, sistemas para la recogida y la extracción del lixiviado, sistemas de extracción y recogida del gas de vertedero, y capas diarias y finales de cubierta (Tchobanoglous et al., 1994).

Seleccionar la tecnología adecuada para el tratamiento del lixiviado de un relleno sanitario va a depender de las características propias del relleno, concentraciones del lixiviado, las regulaciones de cada país, rendimiento y flexibilidad del sistema (Luo, Zeng, Cheng, He, & Pan, 2019).

4.2 Material estabilizado.

El proceso de descomposición de los residuos en los SDF es lento pero eficaz, la materia biodegradable se degrada y con el tiempo se transforma en un residuo estable o material estabilizado (ME) (Xie et al., 2012). Durante este proceso, los metales se oxidan y las sales inorgánicas pueden disolverse en los lixiviados (Zhao et al., 2007).

Se considera que los residuos después de 8-10 años de ser depositados en SDF se encuentran significativamente estabilizados, teniendo la característica de poco peso volumétrico, alta porosidad, alto contenido orgánico y capacidad de intercambio catiónico, así como una buena capacidad de adsorción. Además, gracias a la gran población bacteriana que existe en ellos, es un tipo de medio biológico con un rendimiento excelente.

Se ha reportado que los ME tienen gran capacidad de intercambio catiónico (0.068 mol/g), alta porosidad (37.25%) y riqueza en comunidades microbianas (1.40×10^6 UFC/g) que se han adaptado a lo largo de los años a las altas concentraciones de contaminantes (Zhao et al., 2002). En la Tabla. 1 se muestran las características de los ME basados en un estudio realizado por (Li et al., 2009).

En la parte microbiológica, se reporta la identificación de 8 especies de microorganismos: *Bacillus cereus*, *Acinetobacter schindler*, *Bacillus pumilus*, *Bacillus subtilis* y *Bacillus licheniformis*, la mayoría de ellas especializadas en la degradación y mineralización de compuestos orgánicos (Paranjape et al., 2014) y algunas otras como *Kocuria marina*, *Psychrobacter sanguinis* y *Pseudomonas Stutzeri* relacionadas con la remoción de macronutrientes (Berger, 2014). Los ME son ricos en poblaciones microbianas, y de acuerdo con (Youcai et al., 2002) adaptados a condiciones extremas y variadas.

Tabla 1. Características de los residuos estabilizados (Li et al., 2009)

Humedad (%)	31.84
Cenizas (%)	54.42
Materia combustible (%)	13.74
Materia biodegradable (%)	11.08
Materia orgánica (g/kg)	65.57
Nitrógeno Total (g/kg)	5.38
Nitrógeno amoniacal (mg/kg)	22.40

4.3 Lixiviados.

La generación del lixiviado en un relleno sanitario depende de muchos factores, entre ellos los relacionados con la precipitación, la escorrentía superficial y la infiltración así como la naturaleza de los desechos en sí, es decir, su grado de humedad inicial, material de cobertura, humedad atmosférica, temperatura, evaporación y el grado de compactación de la celda, la producción es generalmente mayor siempre que los desechos estén menos compactados, ya que la compactación reduce la tasa de filtración (Méndez et al., 2004; Renou, Givaudan, Poulain, Dirassouyan, & Moulin, 2008). La Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 y la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos en su artículo 5 fracción XVI de la República Mexicana, definen a los lixiviados como el “líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos”.

Según (Orozco, 2018), la producción de lixiviados que se generan en los RS ocurre en dos etapas biológicas: aeróbica y anaeróbica. El lixiviado producido durante la fase aeróbica es formado por la humedad de los desechos durante la compactación y construcción de celdas del RS. Está constituido principalmente por partículas, sales disueltas inicialmente presentes en el relleno y la presencia de cantidades relativamente pequeñas de especies orgánicas. Durante la degradación anaerobia inicial, prevalece la fermentación ácida, obteniéndose un lixiviado de bajo pH (debido a la producción de ácidos grasos volátiles y la alta presión parcial de CO₂), alta concentración de ácidos volátiles y considerables concentraciones de iones inorgánicos que son resultado de la solubilidad de materiales disponibles en los residuos.

La contaminación del agua subterránea debido a la infiltración de lixiviados generados en RS puede ocurrir en alguna de las siguientes formas: la adición de DBO₅ y DQO (los cuales no se encuentran presentes de una forma natural en el agua subterránea), el agotamiento del oxígeno disuelto, contaminación por virus y bacterias, el incremento en el contenido de minerales (cloros, sulfatos, bicarbonato, sodio y potasio), la adición de metales pesados, la adición de compuestos orgánicos complejos (pesticidas, hidrocarburos, productos químicos industriales) y eutrofización (nitrógeno y fosforo) (Tatsi et al., 2003).

Más de 200 compuestos orgánicos han sido identificados en los lixiviados, estos compuestos se pueden clasificar en hidrocarburos cíclicos, hidrocarburos aromáticos, bencenos, alcoholes, éteres cíclicos, ácidos y esterres, fenoles, lantanos y furanos, compuestos que contienen nitrógeno, fósforo, sulfuro y sílice, y trazas inidentificables. Entre los compuestos mencionados están sustancias reconocidas por su capacidad contaminante, entre las que se encuentran el tolueno, etilbenceno, xilano, estireno, naftaleno, pireno, entre otras (Bauer et al., 1998).

4.3.1 Características y composición de lixiviados.

La composición del lixiviado varía de un sitio a otro debido a las diferencias en estructura, características y tipo de RSU depositados en el relleno sanitario, cantidad de precipitación en el área, contenido de humedad, cambios climáticos, hidrología del sitio, compactación de residuos, interacción de lixiviados con el medio ambiente, velocidades de descomposición química, edad del relleno, las características del material de cobertura, las características del cerramiento final del relleno y el mantenimiento a largo plazo del relleno sanitario (Dharmarathne & Gunatilake, 2013). Sin embargo, la literatura logra clasificar a los lixiviados en tres tipos, como se resume en la Tabla 2. Estas características son importantes ya que nos indican que es necesario removerle a los lixiviados durante su tratamiento, sin embargo, desde el punto de vista de la selección de la tecnología existen otras características que, sin ser necesariamente contaminantes, pueden afectar el funcionamiento de los procesos de tratamiento (Giraldo, 2016).

Las características del lixiviado de rellenos sanitarios se pueden representar por los parámetros básicos de DQO, DBO₅, relación DBO₅/DQO, pH, sólidos suspendidos totales (SST), amoniaco (N-NH₃), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y metales pesados. Estos están determinados fundamentalmente por la composición de la basura depositada en el relleno, por los procesos de reacción bioquímica que tienen lugar en el mismo, por las condiciones de manejo del lixiviado y por las condiciones ambientales.

Tabla 2. Clasificación general de lixiviado (Renou et al., 2008)

Edad (años)	<5	5 - 10	>10
pH	6.5	6.5 - 7.5	>7.5
DQO (mg/L)	>10,000	4,000 -10,000	<4,000
DBO/DQO	>0.3	0.1- 0.3	<0.1
Compuestos orgánicos	80% (AGV)	5 – 30% AGV + ácidos húmicos y fúlvicos	Ácidos húmicos y fúlvicos
Metales pesados	Bajo- medio		Bajo
Biodegradabilidad	Importante	Medio	Bajo

4.3.2 Tratamientos para lixiviados.

El tratamiento del lixiviado implica la eliminación de material orgánico y nitrógeno amoniacal, además de otros componentes tóxicos, como requisito previo fundamental para cumplir con los criterios de descarga de lixiviados en los cuerpos de agua receptores (Costa, Alfaia, & Campos, 2018).

En la actualidad se cuenta con diversas tecnologías disponibles para el tratamiento de este tipo de líquidos, con el objetivo de alcanzar los estándares establecidos por la legislación. sin embargo, debido a la heterogeneidad en su composición y a la variabilidad de los volúmenes generados no se pueden extrapolar directamente los resultados obtenidos con tratamientos de un lixiviado a otro. Por lo tanto, cada lixiviado proveniente de un relleno sanitario debe ser evaluado individualmente y sometido a pruebas de tratabilidad para encontrar el sistema de tratamiento adecuado para su manejo. (Méndez et al., 2010).

El tratamiento de un lixiviado puede llevarse a cabo mediante procesos biológicos, fisicoquímicos, filtración por membrana, tratamientos oxidativos avanzados y sistemas combinados (Raghab, Abd El Meguid, & Hegazi, 2013; Renou et al., 2008; Kurniawan, Lo, & Chan, 2006).

Los tratamientos biológicos son comúnmente empleados en el tratamiento de lixiviados jóvenes, mientras que los métodos fisicoquímicos son mayormente usados en el tratamiento de lixiviados maduros.

- Tratamientos fisicoquímicos.

Un tratamiento fisicoquímico, consiste en la eliminación de las partículas suspendidas del líquido por la acción de sustancias denominadas coagulantes (sales metálicas y/o

polielectrolitos). Involucra procesos de coagulación, floculación y sedimentación y el elemento fundamental para el éxito de este proceso es determinar el coagulante o la combinación de coagulantes más eficiente que se relacionan necesariamente con las características fisicoquímicas del líquido. Características como la alcalinidad, el pH, la concentración de sólidos suspendidos, carga eléctrica de las partículas suspendidas y la forma de agregación de estos sólidos son más relevantes que la concentración orgánica total, sobre todo de la fracción soluble.

El proceso de coagulación-floculación se conoce como uno de los métodos de tratamiento fisicoquímicos más antiguos para los lixiviados de rellenos sanitarios, consiste en la eliminación de partículas suspendidas del líquido por la acción de sustancias denominadas coagulantes (sales férricas, de aluminio y/o polielectrolitos), éstos tienen un rendimiento relativamente estable para la mayoría de los contaminantes y son particularmente buenos para eliminar los compuestos orgánicos refractarios (Méndez et al., 2004; Silva et al., 2017).

El elemento fundamental para el éxito de este proceso es determinar el coagulante (o la combinación de varios) más eficiente que se relacione necesariamente con características del lixiviado como la alcalinidad, el pH y la carga eléctrica de las partículas suspendidas con el fin de superar las fuerzas repulsivas entre las partículas, facilitando la eliminación de sólidos en suspensión y partículas coloidales (Kurniawan et al., 2006; Kamaruddin, 2015).

- Tratamientos oxidativos avanzados.

Los procesos de oxidación avanzada (POA) se caracterizan por la presencia de radicales hidroxilos (OH) altamente reactivos, que son adecuados para una reacción rápida e indiscriminada con compuestos orgánicos que inducen a su mineralización casi total con el fin de aumentar la biodegradabilidad orgánica, eliminar componentes orgánicos y reducir la toxicidad (Poblete, Otal, Vilches, & Vale, 2011; Chemlal et al., 2014).

Uno de los procesos de oxidación avanzada más utilizados, el proceso de Fenton ha demostrado un gran potencial para ser altamente efectivo y no selectivo para la degradación de una variedad de contaminantes orgánicos recalcitrantes debido a la generación de radicales OH altamente reactivos, destacándose como una de los POA más factibles (Baiju, Gandhimathi, Ramesh, & Nidheesh, 2018).

En términos de eliminación de contaminantes orgánicos por POA, los compuestos $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ demuestran mayor eliminación de DQO que otros procesos como el O_3 y $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, debido a su mayor potencial de oxidación para descomponer los compuestos refractarios en el lixiviado, igualmente se ha identificado que el rendimiento de los reactivos de Fenton puede mejorarse mediante la implementación de procesos electro-Fenton, foto-Fenton, etc (Xu et al., 2018).

A pesar de que los POA se consideran como uno de los mejores métodos de tratamiento cuando se emplea como pre/pos tratamiento de procesos biológicos, estas técnicas presentan desafíos técnicos que limitan sus aplicaciones generalizadas, como: el alto requerimiento de energía, de reactivos químicos, tratamiento posterior de lodos, rangos estrechos de pH y la post-separación del catalizador durante todo el proceso, adicionalmente a gran escala no son aceptables económicamente. (Kamaruddin, 2015; Han, Duan, Cao, Zhu, & Ho, 2020).

- Tratamientos biológicos (procesos anaerobios y aerobios).

Los tratamientos biológicos son alternativas mayormente utilizadas para la remoción de materia orgánica, que como en el caso de los lixiviados, es predominantemente material disuelto, este proceso se puede dar en tratamientos aerobios y anaerobios;

Los tratamientos aerobios consisten en la depuración de los compuestos orgánicos presentes en el lixiviado por microorganismos en presencia de oxígeno y agitación. Entre los procesos biológicos aeróbicos se encuentran las lagunas aireadas, procesos de lodos activados convencionales y reactores discontinuos de secuenciación (SBR). En la última década, han sido desarrollados y evaluados biofiltros de “basura vieja” o residuos estabilizados (BEME) para la descontaminación de lixiviados (Zhi-Yong et al., 2011).

Los tratamientos anaerobios se basan en el mismo principio de depuración vía aerobia, pero esta vez es mediante una población bacteriana en condiciones de ausencia de oxígeno, lo que lo hace ser un proceso más simple que genera menor cantidad de lodo (Chávez, 2014).

Se han reportado trabajos aplicando estos tipos de tratamiento con diversos sistemas, que van desde los más sencillos como lagunas anaerobias, hasta los más sofisticados como sistemas de lecho fluidizado, filtros anaerobios y reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB); en la Tabla 3. se mencionan alguno de ellos, acompañados de su eficiencia de remoción.

Tabla 3. Resultados de los trabajos que comparan el tratamiento aerobio y anaerobio de lixiviados de vertederos de RSU (Martínez L, et al, 2014).

	Aerobio		Anaerobio	Aerobio	Anaerobio
Sistema probado	Reactor de lodos activados	Sistema de biodiscos (4 módulos c/12 discos)	Reactor UASB	Sistema de biodiscos (48 discos)	Reactor UASB
Capacidad (L)	10	10	11.8	60	39.1
DQO influente	7,500-20,000 mg/L	7,500-20,000 mg/L	7,500-20,000 mg/L	7,650-28,250 mg/L	7,650-28,250 mg/L
DBO5 influente	3,400-16,800 mg/L	3,400-16,800 mg/L	3,400-16,800 mg/L	5,250-20,890 mg/L	5,250-20,890 mg/L
Alcalinidad total (mgCaCO3/L)	4,590-14,110 mg/L	4,590-14,110 mg/L	4,590-14,110 mg/L	2,750-9,500 mg/L	2,750-9,500 mg/L
N- amoniacal	525-1,835 mg/L	525-1,835 mg/L	525-1,835 mg/L	577,5-937 mg/L	5-937 mg/L
Carga orgánica optima aplicable	--	18-20 gDQO/m2*día	--	18-20 gDQO/m2*día	--
Máximo % de remoción en DQO	75 % (promedio=55%)	90 % (promedio=70%)	80 % (promedio=60%)	91,91 % (promedio=75,88%)	65,45 % (promedio=30%)

Un proceso biológico solo puede tratar un tipo de contaminante, por lo tanto, la combinación de diferentes métodos biológicos es ideal, sin embargo, los metales pesados presentes en el lixiviado no son fácilmente biodegradables y pueden causar efectos sobre los microorganismos, los cuales deben estudiarse (Yuan et al., 2019; Robinson, 2017).

4.4 Biorreactores para tratamiento de aguas.

Los biorreactores tienen como finalidad proveer a los microorganismos involucrados condiciones ambientales adecuadas (mezclado, suministro de oxígeno, temperatura, control del pH, entradas para adición de nutrientes, entre otros) que permitan una biotransformación eficiente de la materia. Para ello el diseño debe proporcionar condiciones óptimas para su tratamiento y garantizar la homogeneización de los constituyentes del sistema. Los biorreactores han resultado de vital importancia para la evolución de la biotecnología, gracias a su desarrollo ha sido posible aplicar sus diferentes aspectos de interés a la industria, siendo cada vez más amplio su campo de acción

En un Biorreactor de tratamiento de aguas conviven numerosas especies de microorganismos, como: virus, rotíferos, nematodos, microalgas y el más importante,

bacterias. El objetivo es degradar adecuadamente los contaminantes (macro y micro contaminantes) por lo que el primer objetivo del desarrollo de esta tecnología es el de optimizar la biodegradación o eliminación de los compuestos difícilmente biodegradables y de aquellos contaminantes especialmente peligrosos como disruptores endocrinos, antibióticos o metales pesados (Ibarbalz FM., 2016).

Existen diversos tipos de biorreactores para el tratamiento de aguas como son los biorreactores de membrana, biorreactor discontinuo, biorreactor de lecho fijo, entre otros. en esta investigación nos centraremos en los biorreactores de lecho fijo.

4.5 Biorreactor de lecho fijo.

En este tipo de biorreactor, el lecho se ubica en la parte interna del dispositivo y actúa como un filtro bacteriano, donde tienen lugar las reacciones de descomposición, asimilación y desarrollo de biomasa, es decir, en la superficie del sólido, se desarrolla la población de bacterias que están inmovilizadas en el biorreactor. En otras palabras, el lecho del biorreactor puede ser un material sólido orgánico, por ejemplo: composta, turba, rocas porosas, cáscaras de cacahuate, de arroz o madera; en el que crece la población microbiana (Cárdenas et al., 2003).

A través de él pasa el fluido que contiene los sustratos que se desean transformar y que son absorbidos, degradados o consumidos por la biopelícula o biofilm formada en la superficie del lecho. La composición del soporte juega un papel muy importante debido a que influye en la asimilación y transformación de los sustratos ya que provee a los microorganismos de las condiciones adecuadas de pH, temperatura, humedad, nutrientes y flujo de oxígeno.

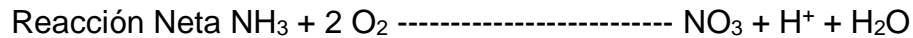
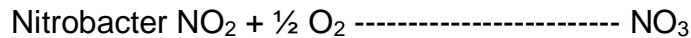
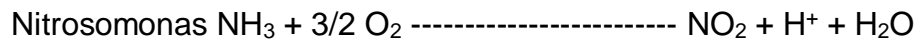
4.6 Tratamiento BEME en lixiviados de rellenos sanitarios.

El uso de Biorreactores Empacados con Material Estabilizado (BEME), para tratar lixiviados ofrece un proceso alternativo prometedor debido a la alta eficiencia de eliminación de contaminantes y el bajo costo (Han et al., 2013). El tratamiento BEME se caracteriza por estar conformado de basura vieja proveniente de SDF de residuos sólidos municipales. Estos materiales contienen un amplio espectro y gran cantidad de poblaciones microbianas (1.40×10^6 UFC/g), mismas que se han adaptado a lo largo de los años a las altas concentraciones de contaminantes (Youcai et al., 2002) y que favorecen al sistema BEME en la remoción de caga orgánica en diferentes matrices acuosas, tal como muestran los estudios realizados por (Li et al., 2009). Además de su riqueza microbiana, los ME muestran gran capacidad de intercambio catiónico (0.068 mol/g) y alta porosidad (37.25%).

En sistemas BEME, además de degradación de la materia orgánica, se lleva a cabo el proceso de nitrificación. Este es un proceso biológico que se lleva a cabo en condiciones aerobias y utiliza microorganismos especializados (Nitrosomonas y Nitrobacter) para

oxidar el amoníaco a nitrato. Este proceso involucra dos reacciones químicas que llevan a cabo microorganismos autótrofos (los cuales requieren de compuestos inorgánicos) diferentes en cada paso.

Las reacciones de nitrificación son:



(Li et al., 2009) excavaron ME de Shanghai, China, para la construcción de un biorreactor de dos etapas, reportando una eficiencia de eliminación de más del 64% de DQO, 96-99% de NH_4^+ y 95-99% de DBO_5 , en el 2013 Han et al., también reportaron ensayos con biofiltros de ME en la que obtuvieron altos porcentajes de remoción en DQO y Nitrogeno total, 96% y 95% respectivamente. Recientemente, (Erabee y Ethaib,.2018) también obtuvieron una reducción del 75% en DQO y 95% en DBO, mediante el uso de un BEME, con una carga hidráulica de 55 L/m³d.

En México el uso de esta tecnología es reciente, encontrándose actualmente el trabajo reportado por (Lozano et al., 2016) y (Bautista et al., 2018), quienes extrajeron ME con edad superior a 8 años de la zona clausurada del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, para ser usados como material de empaque en un biorreactor para el tratamiento de lixiviados maduros, el primero, reportó remociones entre 60-90% en DQO y alrededor del 60% en color, en tanto que el segundo alcanzó una máxima eficiencia en el sistema del 80% tanto en DQO como en color.

Siguiendo esta ideología de aprovechar los residuos sólidos, y optimizar el sistema BEME, este estudio busca combinar distintos sustratos con el ME generando así una mayor población microbiana y por ende mejores remociones en contaminantes orgánicos, los sustratos utilizados en los estudios se describen a continuación:

- Unicel.

Material plástico celular y rígido fabricado a partir del moldeo de perlas expandidas de poliestireno expandible o uno de sus copolímeros, que presenta una estructura celular cerrada y rellena de aire. El unicel es la espuma plástica que se utiliza para empaquetar la comida rápida, en la fabricación de vasos y platos desechables, en la industria de la construcción (como aislante térmico y acústico principalmente) y en empaques de artículos electrónicos. Los productos fabricados con unicel terminan habitualmente en el cubo de la basura, convirtiéndose en un símbolo más de nuestra cultura de "usar y tirar". Así mismo, el unicel es un producto muy contaminante, que no se descompone ni se integra a la naturaleza.

- Caucho.

El caucho granulado, también conocido como caucho molido, se deriva más comúnmente de los neumáticos reciclados de automóviles y camiones. Durante el proceso de reciclaje de los neumáticos, se retira todo el material que no sea caucho como suciedad, alambres y borra, el material es muy requerido porque cuenta con una gran elasticidad y resistencia tanto a los ácidos como a las sustancias alcalinas.

- Vermicomposta.

El vermicompostaje es un proceso de biooxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica mediada por la acción combinada de lombrices y microorganismos bajo condiciones aerobias y mesófilas, con el que se obtiene un producto final estabilizado (Moreno et al., 2014). En el vermicompostaje los microorganismos son responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica, mientras que las lombrices actúan como conductores del proceso mediante la fragmentación y el acondicionamiento del sustrato para la actividad microbiológica (Domínguez et al., 2009). Con el propósito de convertir residuos orgánicos en vermicomposta, que es un producto orgánico de alto valor agrícola (Moreno et al., 2014) ,Es el producto resultante de la transformación digestiva y metabólica de la materia orgánica, mediante lombrices de tierra. Denominada lombricultura o lombricomposteo. Se utiliza fundamentalmente como mejorador o enmienda orgánica de suelos, inoculante microbiano, enraizado, germinador, sustrato de crecimiento, entre otros.

Desde el punto de vista microbiológico, se ha puntualizado que el vermicompost posee una gran riqueza de microorganismos, así como un efecto supresor sobre algunos patógenos del suelo (Ramírez, 1996; Dominguez et al., 1997). Estudios realizados por (Werner & Cuevas, 1997) muestran la ausencia de patógenos humanos como *Salmonella* y *E. coli* según el tipo de microorganismos presente en los materiales.

De acuerdo con (Cardoso et al., 2014) las características de una vermicomposta se pueden componen de una granulometría (mm) >5 a <10, Densidad aparente ($\text{g}\cdot\text{m}^{-1}$) 0.52, porcentaje de microporosidad de 70% y macroporosidad del 30%.

De acuerdo a esto se puede estimar que la vermicomposta al tener una microporosidad del 70 %, se va a encargar de retener las partículas más pequeñas contenidas en el agua influente.

- Piedra volcánica.

El tezontle o piedra volcánica es uno de los sustratos más usados en viveros, ya que posee excelentes características de filtrabilidad (Baca et al., 1990) Esta piedra es un material inerte químicamente, con pH cercano a la neutralidad, su capacidad de intercambio catiónico es muy baja. Tiene buen comportamiento en la aeración, retención de humedad que varía con el diámetro de las partículas. Está libre de partículas tóxicas y tiene una buena estabilidad física (Bastida, 1999). Además, tiene una proporción

variable de porosidad ocluida, la cual se define como el volumen de poros cerrados que no tienen conexión con los poros externos y son los espacios que no pueden ser ocupados por agua y, por lo tanto, no interviene en la relación agua-aire del sustrato. El beneficio de este tipo de porosidad es que disminuye la densidad aparente de la piedra y facilita su manejo (Lemaire et al., 2003). Al respecto Burés et al. (1997) reportaron que en algunos casos se complica correlacionar el tamaño de partícula con algunas propiedades hídricas de los sustratos debido a la presencia de porosidad interna (porosidad ocluida) ya que ésta no permanece constante en los diferentes tamaños de partícula.

4.6 Parámetros físico químicos en aguas residuales.

- Color.

La remoción del color es una función del tratamiento del agua y se practica para hacer un agua adecuada para usos generales o industriales. La determinación del color es importante para evaluar las características del agua, la fuente del color y la eficiencia del proceso de tratamiento usado para su remoción (Lambis, 2015). Este parámetro nos expresa la presencia de materiales de origen natural y antropogénicos, en términos estéticos un distorsionante que restringe el crecimiento y desarrollo de la vida acuática. El color de los lixiviados varía desde un color negro viscoso cuando es joven, hasta un tono café-pardo-grisáceo cuando envejece (Benavides & Posada, 2004).

- Turbidez.

Es una medida de la dispersión de la luz por el agua a causa de la presencia en materiales suspendidos coloidales y/o particulados. Este parámetro puede indicar un cambio en la calidad del agua como contaminación por microorganismos y materiales orgánicos.

- Potencial de Hidrógeno (pH).

Este parámetro nos indica la concentración de protones (iones hidrógeno H^+) presentes en una disolución acuosa. La expresión que nos da el pH de una disolución es una relación logarítmica: $pH = -\log[H^+]$

Donde: $[H^+]$ = Concentración de protones en el equilibrio de la disolución, mol/L La escala del pH puede tomar valores de 0 a 14, siendo el $pH=7$ el correspondiente a una disolución neutra, esto es, sin carácter ácido ni alcalino. Se emplea un potenciómetro basado en métodos conductímetros y permiten conocer con gran exactitud el valor del pH de una disolución (Seoanez & Gutiérrez, 1999). En el caso de aguas superficiales presentan un valor de pH en un intervalo de 6-8.5, las aguas subterráneas presentan menores valores de pH que las superficiales. En los lagos y embalses, el pH experimenta una evolución espacial y temporal ligada a la dinámica térmica del lago, de forma que disminuye con la profundidad del agua. Para aguas residuales el valor de pH es menor que el valor del

agua potable; los vertidos industriales tienen efecto en el pH del agua, produciendo una subida o una bajada del pH dependiendo del tipo de vertido.

El pH de un lixiviado varía de acuerdo a la edad del lixiviado. Tal como lo describe el Tchobanoglous et al. (1994) pH del lixiviado disminuye hasta 5 o menos por la presencia de ácidos orgánicos durante la fase ácida, incrementando después hasta un valor de 8 durante la fase de maduración.

- Demanda química de oxígeno (DQO).

La medida del DQO es una estimación de materiales oxidables presentes en el agua, cualquiera que sea su origen orgánico o mineral (hierro ferroso, nitritos, amoníaco, sulfuros y cloruros). Es una prueba particularmente útil para apreciar el funcionamiento de las estaciones depuradoras. La DQO es función de las características de los compuestos presentes de sus proporciones respectivas, de las posibilidades de oxidación, por lo que la interpretación y la reproducción de los resultados no son satisfactorios más que bajo unas condiciones meteorológicas bien definidas (Seoanez & Gutiérrez, 1999). Desde el punto de vista ambiental, la DQO es una medida aproximada del contenido total de materia orgánica presente en una muestra de agua. Esta materia orgánica en condiciones naturales puede ser biodegradada lentamente y es oxidada a CO₂ y H₂O mediante un proceso lento que puede tardar, desde unos pocos días hasta varios millones de años, dependiendo del tipo de materia orgánica presente y de las condiciones de biodegradación.

El parámetro más crítico para el tratamiento de lixiviados es la DQO.

Es poco conocido acerca de la contribución exacta de cada componente al total del valor de la DQO debido a la complejidad de los lixiviados de un relleno sanitario. Sin embargo, es necesario investigar la composición de la DQO en los lixiviados ya que puede ayudar a mejorar la comprensión de la distribución, comportamiento ambiental y destino de cada componente individual (Tchobanoglous et al., 1994).

5. Objetivo general.

Evaluar la eficiencia de remoción de carga orgánica en lixiviados de rellenos sanitarios, utilizando biorreactores empacados con material estabilizado y otros sustratos.

6. Objetivos específicos.

- Caracterizar los lixiviados del relleno sanitario utilizando parámetros fisicoquímicos.
- Construir biorreactores empacados con 50% material estabilizado (ME) y 50 % diferentes sustratos: (unicel, caucho, vermicomposta y piedra volcánica), además de un biorreactor empacado con 100% de ME.
- Evaluar la eficiencia de los biorreactores en la remoción de contaminantes de las muestras de lixiviados, teniendo como variables de respuesta la DQO y el color.

7. Hipótesis.

Los biorreactores empacados con diferentes sustratos pueden alcanzar una eficiencia de remoción de contaminantes en muestras de lixiviados, igual o mayor a la lograda en biorreactores que solo están empacados con materiales estabilizados.

8. Metodología.

8.1 Extracción y secado del ME.

El ME que se utilizó para empaque de los biorreactores se obtuvo a partir de muestras simples tomadas del área clausurada del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México (Fig. 1.). Esta zona fue clausurada desde el año 2008, por lo que la edad de los residuos dispuestos es superior a los 8 años. Las muestras fueron tomadas a una profundidad de 3 m, esto para tener mayor certeza que el material presentara las características requeridas.



Fig. 1. Zona clausurada del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez.

El material obtenido fue dispuesto sobre lonas y secado a la sombra y a temperatura ambiente durante 6 semanas, distribuyéndose en espesores de 6 a 8 cm, y removiéndose semanalmente (Fig. 2).



Fig. 2. *Secado de ME*

8.2 Obtención y limpieza de sustratos.

El empacado de los biorreactores constó del 50 % de ME y el 50 % de otros sustratos que son unicel, caucho, piedra volcánica y vermicomposta. La piedra volcánica y vermicomposta fueron compradas en una tienda de jardinería y un huerto, el caucho fue recolectado en el área deportiva de la UNICACH, mientras que el unicel se obtuvo de los desechos de hogares siendo triturado finamente. Una vez obtenido los sustratos se prosiguió a cribar la piedra volcánica y el caucho (Fig. 3.), para obtener un tamaño de partícula promedio de 5 cm para la piedra volcánica y 0.5 cm para el caucho. Estos materiales fueron lavados y secados a temperatura ambiente.



Fig. 3. *Cribado de materiales.*

8.3 Caracterización de lixiviados.

Las muestras de lixiviado fueron tomadas de la laguna de evaporación de lixiviados del RS clausurado, en garrafas de polietileno de 20 L hasta su posterior utilización. Se realizaron 3 muestreos y se determinaron los siguientes parámetros: DQO, color, alcalinidad y pH. La DQO fue cuantificada utilizando el micro método de reflujo cerrado, digstando la muestra a 150 °C por 2 h, y posteriormente leída en un espectrofotómetro HACH DR-5000 a 620 nm; para a la determinación del color, se utilizó un colorímetro

HACH DR/890, y para la alcalinidad se empleó el método volumétrico, titulando con ácido sulfúrico 0.02 N. Todos los análisis fueron desarrollados siguiendo las normas técnicas mexicanas, adaptadas a las particularidades de los lixiviados.

8.4 Construcción de biorreactores.

Tomando como referencia el biorreactor realizado por Bautista et al. (2018) se construyeron biorreactores con tubos de PVC de 16 cm de diámetro y 150 cm de altura. En la parte inferior del biorreactor se colocaron 30 cm de material de soporte (grava) de 3 cm. La tapa del tubo colocada en el extremo inferior fue perforada para permitir la salida del efluente. Se cubrió el material de soporte con malla sombra, para evitar el exceso en el arrastre de las partículas finas y estas pudieran obstruir los orificios de la tapa, dificultando la salida del efluente.

Los biorreactores fueron empacados con ME y diferentes sustratos, todos con la misma proporción (Fig. 4.): ME/ unigel (1); ME/CH (2); ME / piedra volcánica (3) y ME/ vermicomposta (4), hasta alcanzar una altura de 110 cm, dejando un borde libre de 10 cm, y además se empaco uno más con los 110 cm de altura únicamente con ME (5), esto para poder evaluar la eficiencia de los reactores.

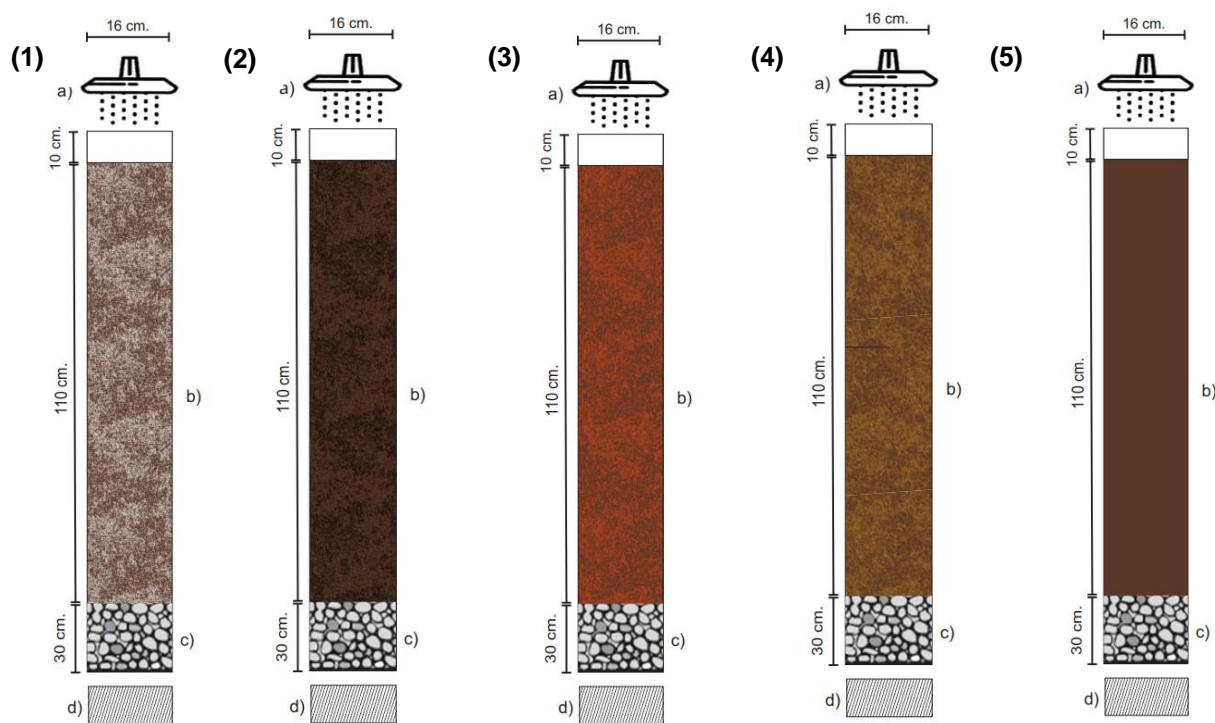


Fig. 4. Biorreactores empacados: (1) ME/UN, (2) ME/CH, (3) ME/PV, (4) ME/VC y (5) ME. Donde; a) Influyente, b) Material de empaque, c) Material de soporte y d) Deposito de efluente.

8.5 Operación y monitoreo de los biorreactores.

Los biorreactores fueron alimentados con muestras de lixiviados a temperatura ambiente, por un periodo de tiempo de 22 semanas. Considerando que el tiempo de reposo entre alimentaciones favorece la degradación de los contaminantes dentro del biorreactor (LI et al., 2009), la alimentación se llevó a cabo por aspersion sobre todo el espejo de los biorreactores en dos tiempos al día.

La eficiencia de los biorreactores se determinó mediante la estimación del porcentaje de remoción tanto de la DQO como del color (Ec.1). El monitoreo del sistema se llevó a cabo una vez por semana para la DQO y dos veces por semana para el color.

$$\text{Ec. 1. \% Remoción} = [(C_i - C_f) / C_i] \times 100$$

Donde: C_i : Concentración inicial.

C_f : Concentración final

8.5.1. Análisis de datos experimentales

El análisis estadístico de los resultados obtenidos para los diferentes biorreactores se llevó a cabo mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con un nivel de significancia $\alpha=0.05$.

9. Resultados y discusiones

Obtención y secado de los ME.

El ME excavado de la zona clausurada del RS presento un leve olor, que fue disminuyendo en las primeras 72 hr. de haber dispuesto los ME en lonas para su secado. Durante el proceso de secado se retiraron restos de materiales de mayor tamaño como tela, vidrio, cartón, piedras voluminosas, fierros, plásticos, entre otros.

Caracterización de lixiviados.

En la Tabla 5. se presentan los resultados de la caracterización de los lixiviados tomados de la laguna de evaporización de la zona clausurada del RS de Tuxtla Gutiérrez.

Comparando la caracterización de los lixiviados con la clasificación reportada por (Renou et al., 2008) puede observarse que la concentración promedio de materia orgánica medida como DQO obtuvo un valor de 1608.33 mg/L, clasificando la muestra dentro de los rangos típicos de un lixiviado viejo o estabilizado.

Tabla 4. Caracterización de lixiviados

pH	8.85	8.82 - 8.89
Color (PTC-Co)	7786	6960 - 9120
DQO (mg/l)	1608.33	1158.33 - 2058.33
Alcalinidad (mg/l)	6120	4600 - 6080
Turbiedad (UNT)	64.66	38.13 - 84.93

La concentración de color (7786 Pt-Co), también se encuentra en el rango de valores típicos para lixiviados viejos que pueden oscilar entre las 1000-13000 unidades Pt-Co (Altin, 2008; Fan et al., 2007; Benatti et al., 2006 y Hamidi et al., 2007). Gran parte del color puede ser atribuible a compuestos refractarios de naturaleza orgánica tales como los ácidos húmicos, fúlvicos y humatos, además de otros contaminantes del tipo inorgánico (Sanchez et al., 2012)

En el caso de pH y alcalinidad de las muestras y de acuerdo a lo reportado (Renou et al., 2008) el pH de un lixiviado maduro oscila con valores superiores a 7.5. Mientras que para la alcalinidad (Wang et al., 2003) reportan concentraciones que van de 1020 a 12300 mg/L. Ambos resultados clasifican al influente bajo el rango de un lixiviado viejo.

Eficiencia de biorreactores con variables de respuesta.

Color.

En la Fig.5., se muestran las remociones alcanzadas en color durante las 22 semanas de monitoreo con los distintos biorreactores empacados.

En términos generales se aprecia que el biorreactor con mayores porcentajes de remoción fue el ME/VC, alcanzando una remoción máxima de 92% con una concentración del efluente de 558.33 Pt-Co. Estas mayores remociones pueden atribuirse al inóculo presente en la vermicomposta, asociado con las poblaciones microbianas del ME, en general el promedio de remoción en este biorreactor fue del 68%. Para el caso del biorreactor con ME se alcanzaron menores remociones promedio, en este caso 42% con un efluente promedio de 4438 Pt-Co. Remociones del orden del 80% en color también son reportadas por (Bautista et al., 2018), y con una calidad en el efluente entre las 2900 a 4800 unidades de color (Pt-Co) para lixiviados intermedios.

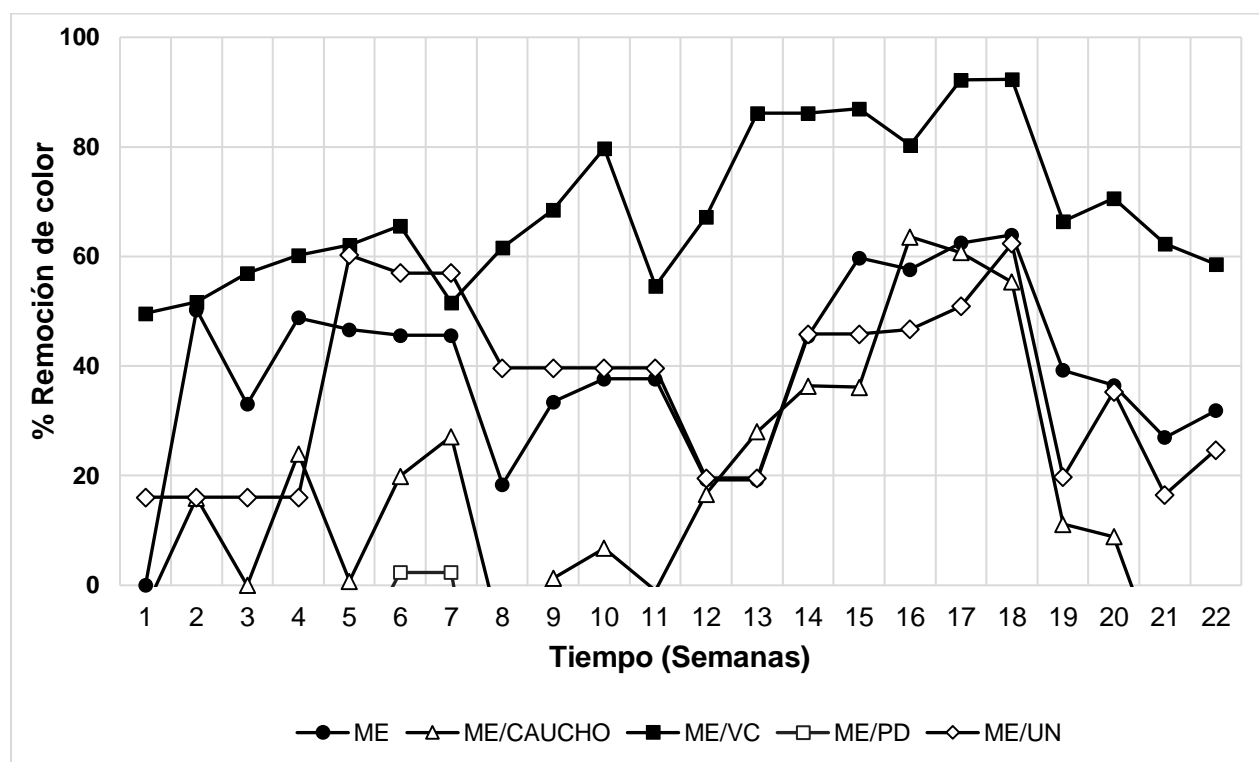


Fig. 5. Eficiencia en remoción de color, en lixiviados con Biorreactores empacados.

Por otro lado, los biorreactores ME/UN y ME/CAUCHO no aportaron mejoras en el comportamiento de los microorganismos presentes en el ME al ser combinados con el unisel y caucho, obteniendo remociones promedio de 38 y 17%, respectivamente.

El biorreactor menos eficiente para el estudio fue el ME/PD presentando mayores concentraciones de color en los efluentes con valores entre 8000 a 16000 unidades de color (Pt-Co). Estudios realizados por Cardoso et al., (2014) utilizaron la piedra volcánica en un vermifiltro para tratamiento de aguas residuales con el fin de apoyar el crecimiento de una biopelícula microbiana, la cual se encargó de degradar las sustancias orgánicas. Para este caso de estudio, la piedra no logró desarrollar ese crecimiento de biopelícula de los consorcios microbianos presentes en el ME. Por otro lado, el incremento considerable de color en la salida del efluente puede atribuirse a que el biorreactor mantuvo un proceso de lavado de los ME y PD al no ser un lecho compacto, favoreciendo un color más intenso en la salida.

DQO.

El comportamiento de los biorreactores no presentó una estabilidad, tal como se muestra en la Fig.6. A continuación se comentan los principales rasgos de las curvas durante el tiempo de monitoreo.

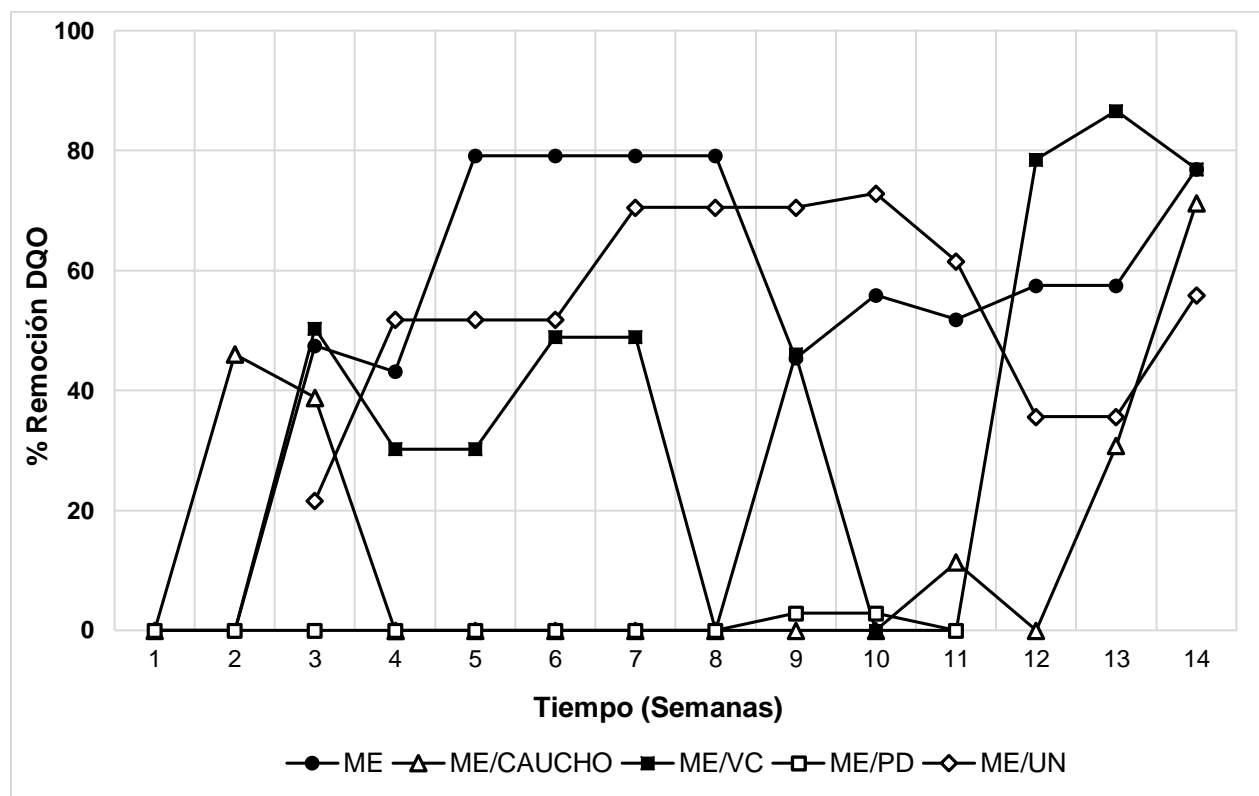


Fig. 6. Eficiencia en remoción de DQO, en lixiviados con Biorreactores empacados

El biorreactor con mejor eficiencia en la remoción de DQO se obtuvo de ME/UN, con una remoción promedio de 53%, presentando estabilidad a lo largo de las semanas, mientras que, los biorreactores ME y ME/VC alcanzaron remociones del 43%. En el caso de los biorreactores ME/PD y ME/CAUCHO fueron los menos eficientes para este estudio, mostrando remociones de cero durante todo el monitoreo.

Esta baja eficiencia de acuerdo a algunos autores puede deberse a que en los ME ocurre una liberación e hidrólisis de compuestos orgánicos complejos incrementando la concentración de DQO en el lixiviado efluente (Chen et al., 2009; Erses et al., 2008).

Tabla 5. Análisis de varianza (ANOVA)

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
ME	10	429.16	42.92	810.04	7290.34	8.46	25.84	59.99
ME/CAUCHO	11	198.25	18.02	620.87	6208.65	8.07	1.74	34.30
ME/VC	12	510.76	42.56	1316.90	14485.85	7.72	26.98	58.15
ME/PD	7	2.88	0.41	1.18	7.10	10.11	-20.00	20.82
ME/UN	7	369.80	52.83	345.43	2072.60	10.11	32.42	73.24
ANOVA								
Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	14700.134	4.000	3675.034	5.134	0.002	0.328	0.805	0.260
Within Groups	30064.544	42.000	715.822					
Total	44764.679	46.000	973.145					

Tabla 6. TUKEY HSD/KRAMER

Group 1	Group 2	Mean	Std err	Q-stat	Lower	Upper	P-value	Mean-crit	Cohen d	Diferencias significativas
ME	ME/CAUCHO	24.89	8.27	3.01	-8.42	58.21	0.23	33.31	0.93	NO
ME	ME/VC	0.35	8.10	0.04	-32.29	33.00	1.00	32.65	0.01	NO
ME	ME/PD	42.50	9.32	4.56	4.93	80.08	0.02	37.57	1.59	SI
ME	ME/UN	9.91	9.32	1.06	-27.66	47.49	0.94	37.57	0.37	NO
ME/CAUCHO	ME/VC	24.54	7.90	3.11	-7.29	56.37	0.20	31.83	0.92	NO
ME/CAUCHO	ME/PD	17.61	9.15	1.93	-19.25	54.48	0.66	36.86	0.66	NO
ME/CAUCHO	ME/UN	34.81	9.15	3.81	-2.06	71.67	0.07	36.86	1.30	NO
ME/VC	ME/PD	42.15	9.00	4.68	5.89	78.41	0.02	36.26	1.58	SI
ME/VC	ME/UN	10.26	9.00	1.14	-26.00	46.53	0.93	36.26	0.38	NO
ME/PD	ME/UN	52.42	10.11	5.18	11.66	93.17	0.01	40.75	1.96	SI

La tabla 6 muestra el análisis de varianza (ANOVA) para los distintos tratamientos, donde se observa que se presentan diferencias significativas, y de acuerdo a la tabla 7 (prueba de Tukey), se encuentra que dichas diferencias se presentan entre los tratamientos ME-ME/PD, ME/VC-ME/PD y ME/PD-ME/UN. Sin embargo, el biorreactor con mejores remociones lo obtuvo el empacado con ME/UN en comparación con cada uno de los otros biorreactores.

10. Conclusión.

- Los altos valores de pH, color y alcalinidad obtenidos en la caracterización de los lixiviados, demostraron que el influente se inclina más hacia uno de tipo maduro.
- De los cuatro tratamientos ensayados (ME/VC, ME/CH, ME/UN y ME/PV), y de acuerdo al ANOVA realizado hubo una diferencia significativa entre los tratamientos, destacando como el mejor ME/VC con una eliminación promedio del 42% de DQO y 68% en Color.
- Los resultados de este estudio muestran que los ME al ser combinados con VC logran remover un porcentaje mayor a la lograda en el biorreactor que solo estuvo empacado con ME.
- Por otro lado, los sustratos como CH y PV no fueron favorables para este estudio ya que al ser combinados con el ME solo funcionaron a modo de drenaje del lixiviado, lo que parece permitir la “libre” circulación del líquido sin favorecer el tiempo de retención necesario para que los microorganismos degraden los contaminantes presentes.

11. Referencias.

- Aldana, N. C., Botello, J. E., Rivas, P., Cerino, F. J., Bravo, M. G., Abel, J. E., & Estrada, A. (2017). Environmental impact mitigation during the solid waste management in an industrialized city in Mexico: an approach of life cycle assessment. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 16, 563–580.
- Altin, A. (2008). An alternative type of photoelectro-Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Separation and Purification Technology*, 61(3). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.12.004>
- Arvizu, J. L., & Huacuz, J. M. (2003). Biogás de rellenos sanitarios para producción de electricidad. *Boletín IIE*, 27(4), 118–123.
- Baca, A., Alcalde, B., Martínez, G., Laird, J., & Barrera, I. (1990). Efecto de la solución nutritiva, el riego, el sustrato y la densidad de siembra en tres cultivos hortícolas en hidroponía al aire libre. *Agrociencia, Serie Agua-Suelo-Clima*, 1, 51–76.
- Bastida, T. A. (1999). El medio de cultivo de las plantas. Sustratos para Hidroponía y producción de planta ornamental. *Agribot*, 4, 27-undefined.
- Bauer, M., Herrmann, R., Martin, A., & Zellmann, H. (1998). Chemodynamics, transport behaviour and treatment of phthalic acid esters in municipal landfill leachates. *Water Science and Technology*, 38(2). [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00443-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00443-0)
- Bautista, J., Gutiérrez, R., Nájera, H., Martínez, R. I., Vera, P., Araiza, J. A., Méndez, R., & Rojas, M. (2018). Biorreactor empacado con materiales estabilizados (beme), como pretratamiento para lixiviados de rellenos sanitarios. *Revista Mexicana De Ingeniería Química*, 17, 561–571.
- Baiju, A., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 210, 328-337. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.019>
- Benatti, C. T., Tavares, C. R. G., & Guedes, T. A. (2006). Optimization of Fenton's oxidation of chemical laboratory wastewaters using the response surface methodology. *Journal of Environmental Management*, 80(1). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.014>
- Benavides, L., & Posada, R. (2004). *Remoción de color en los lixiviados del relleno sanitario "La esmeralda" por adsorción sobre carbon activado*.
- Berger, S. (2014). *GIDEON Guide to Medically Important Bacteria* (Inglés (eng)).

- Burés, S., Carmen Gago, M., Morales, O., Marfà, O., & Xavier Martínez, F. (1997). Water characterization in granular materials (refereed). *Acta Horticulturae*, 450. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1997.450.48>
- Cárdenas B., S. Revah, S. Hernández J., A. Martínez S., Gutiérrez A., V. (2003). Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles de fuentes fijas. *INE-SEMARNAT*, México.
- Cardoso, L., Ramírez, E., & Garzón, M. (2014). Evaluation of a pilot vermifilter for the treatment of wastewater. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 5(2). <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2013.10.003>
- Chavez, W. (2014). *Tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, Méx.*
- Chemlal, R., Azzouz, L., Kernani, R., Abdi, N., Lounici, H., Grib, H., ... Drouiche, N. (2014). Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment. 73, 281-289. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.043>
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7–8). [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., & Mota, M. (2011). Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *Journal of Environmental Management*, 92(3). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.035>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. D. S. M., & Campos, J. C. (2018). Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of environmental management*, 232, 110-116
- Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2006). Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 40(20). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.009>
- Dharmarathne, N., & Gunatilake. (2013). Leachate Characterization and Surface Groundwater Pollution at Municipal Solid Waste Landfill of Gohagoda, Sri Lanka. *ResearchGate*, 3, 1–7.
- Domínguez, J., Aira, M., & Gómez, M. (2009). El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. *Ecosistemas*, 18, 20–31.
- Dominguez, J., Edwards, C. A., & Subler, S. (1997). A comparison of vermicomposting and composting. *Biocycle*, 4, 57–58.

- Erabee, I. K., y Ethaib, S. (2018). Treatment of contaminated Landfill Leachate using Aged Refuse Biofilter Medium. *Oriental Journal of Chemistry*, 34(3), 1441-1450
- Fan, H.-J., Chen, I.-W., Lee, M.-H., & Chiu, T. (2007). Using FeGAC/H₂O₂ process for landfill leachate treatment. *Chemosphere*, 67(8). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.075>
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>
- Giraldo, E. (2016). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de ingeniería*, (14), 44-55.
- Han, M., Duan, X., Cao, G., Zhu, S., & Ho, S.-H. (2020). Graphitic nitride-catalyzed advanced oxidation processes (AOPs) for landfill leachate treatment: *A mini review*. *Process Safety and Environmental Protection*, 139, 230-240. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.04.046>
- Hamidi Abdul Aziz, Alias, S., Assari, F., & Mohd Nordin Adlan. (2007). The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, colour and COD from semi-aerobic landfill leachate at controlled pH. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 25(6). <https://doi.org/10.1177/0734242X07079876>
- Ibarbalz FM. Metagenómica de lodos activados. Factores determinantes del ensamblado de comunidades bacterianas en el tratamiento de efluentes. (2016)
- Kamaruddin, M. A. (2015). Sustainable treatment of landfill leachate. 113-126. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7>
- Kurniawan, T. A., Lo, W., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. 129, 80-100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Lozano-Caballero, G., Bautista-Ramírez, J., Díaz-García, M., Gutiérrez-Hernández, R., Martínez-Salinas, R., & Nájera-Aguilar, H. (2016). Remoción de carga orgánica en lixiviados por medio de un biofiltro empacado con residuos estabilizados. *Innovación más desarrollo*, 12, 9-22
- Lambis, M. (2015). *Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural. Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias.*

- LEI, Y., SHEN, Z., HUANG, R., & WANG, W. (2007). Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electro-oxidation. *Water Research*, 41(11). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.044>
- Lemaire, F., Rivere, L., Charpentier, S., & Morel, P. (2003). *Cultures en post et conteneurs, principes agronomiques et applications* (Vol. 2).
- Li, H., Zhao, Y., Shi, L., & Gu, Y. (2009). Three-stage aged refuse biofilter for the treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Sciences*, 21(1). [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60013-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60013-9)
- LI, H., ZHAO, Y., SHI, L., & GU, Y. (2009). Three-stage aged refuse biofilter for the treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Sciences*, 21(1). [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60013-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60013-9)
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & Pan, X. (2019). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment*, 135468. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.135468>
- Méndez, R., Borges, E. C., Sauri, M. R., Franco, Q., Vallejos, G., & Jiménez, B. (2004). Tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de un relleno sanitario. *Ingeniería*, 8(2), 155-163.
- Mendez, R., Pietrogiovanna, J., Santos, B., Sauri, M., Giacoman, G., & Castillo, E. (2010). Determinación de la dosis óptima de reactivo fenton en un tratamiento de lixiviados por fenton-adsorción. *Rev. Int. Contam. Ambie*, 26(SUPPL. 2), 211–220. <https://doi.org/10.1007/s10582-006-0177-4>
- Moreno, J., Moral, R., Garcia, J. L., Pascual, J. A., & Bernal, M. (2014). *Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones III.5* (Mundi Prensa, Vol. 5).
- Nájera, H., Castañón, H., Figueroa, A., & Rojas, N. (2010). Tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Tercer Encuentro de Residuos Sólidos*.
- Orozco, V. (2018). *Determinación de lixiviados de relleno sanitario de San Ramón y selección de su sistema de tratamiento*.
- Paranjape, K., Gowariker, V., Krishnamurthy, V., & Gowariker, S. (2014). *The Pesticide Encyclopedia* (CPI Group).
- Poblete, R., Otal, E., Vilches, L. F., & Vale, J. (2011). Applied Catalysis B : Environmental Photocatalytic degradation of humic acids and landfill leachate using a solid industrial by-product containing TiO₂ and Fe. *Applied Catalysis B, Environmental*, 102(1-2), 172-179. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2010.11.039>

- Raghab, S. M., Abd El Meguid, A. M., & Hegazi, H. A. (2013). Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *HBRC Journal*, 9(2), 187-192. <https://doi.org/10.1016/j.hbrcj.2013.05.007>
- Ramírez, C. (1996). Efecto de las prácticas agrícolas sobre la microflora del suelo: oportunidades en la fitoprotección. . *X Congreso Nacional Agrónomo*, 81–84.
- Renou, S., Poulain, S., Givaudan, J. G., & Moulin, P. (2008). Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation–prefiltration–reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 313(1–2). <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.11.023>
- Robinson, T. (2017). Removal of toxic metals during biological treatment of landfill leachates. *Waste Management*, 63, 299- 309. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.032>
- Salazar, L., & Saavedra, I. (2009). Tratamiento de lixiviados, casos prácticos en diferentes temperaturas. *REDISA*, 2, 1–15.
- Sanchez, L., Escobar, S., Nájera, H., & Gutiérrez, R. (2012). Caracterización de los lixiviados en las dos lagunas de evaporación del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. *Lacandona*, 6, 135–142.
- Seoanez, M., & Gutiérrez, a. (1999). *Aguas residuales: Tratamiento por humedales artificiales* (Mundi Prensa).
- Silva, T. F. C. V., Soares, P. A., Manenti, D. R., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R. A. R., & Vilar, V. J. P. (2017). An innovative multistage treatment system for sanitary landfill leachate depuration: Studies at pilot-scale. *Science of the Total Environment*, 576, 99-117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.058>
- Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., & Samaras, P. (2003). Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53(7). [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00513-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00513-7)
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1994). *Gestión Integral De Residuos Sólidos* (McGraw Hill, Vol. 1).
- Tejera, J., Miranda, R., Hermosilla, D., Urra, I., Negro, C., & Blanco, Á. (2019). Treatment of a Mature Landfill Leachate: Comparison between Homogeneous and Heterogeneous Photo-Fenton with Different Pretreatments. *Water*, 11(9). <https://doi.org/10.3390/w11091849>
- Torri, S. (2017). *¿Qué es un relleno sanitario?* Publicación On-Line Del Centro de Estudios y Desarrollo de Políticas Públicas.

- Wang, F., Smith, D. W., & El-Din, M. G. (2003). Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment – A review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6). <https://doi.org/10.1139/s03-058>
- Werner, M., & Cuevas, J. (1997). Vermicultura en Cuba. *BioCycle*, 37, 57–62.
- Xie, B., Xiong, S., Liang, S., Hu, C., Zhang, X., and Lu, J. (2012). Performance and bacterial compositions of aged refuse
- Xu, Q., Siracusa, G., Di Gregorio, S., & Yuan, Q. (2018). COD removal from biologically stabilized landfill leachate using Advanced Oxidation Processes (AOPs). *Process Safety and Environmental Protection*, 120, 278-285. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.09.014>
- Yuan, C., Lu, C., Ma, Y., Wang, Y., Xie, Y., Zhang, K., ... Zhu, T. (2019). A novel method to treat old landfill leachate combining multi-stage biological contact oxidation (MBCO) and single-stage autotrophic nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP). *Chemical Engineering Journal*, 359(August 2018), 1635-1643. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.233>
- Youcai, Z., Hua, L., Jun, W., & Guowei, G. (2002). Treatment of Leachate by Aged-Refuse-based Biofilter. *Journal of Environmental Engineering*, 128(7). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2002\)128:7\(662\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:7(662))
- Zhao, Y., Song, L., Huang, R., Song, L., & Li, X. (2007). Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Management & Research*, 25(2), 130-138
- Zhao, Y., Li, H., Wu, J., & Gu, G. (2002). Treatment of Leachate by Aged-Refuse-based Biofilter. *Journal of Environmental Engineering*, 128(7). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2002\)128:7\(662\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:7(662))
- Zhi-Yong Han, Dan Liu, Qi-Bin Li, Gui-Zhi Li, Zhao-Yang Yin, Xin Chen, Jian-Nan Chen (2011) A novel technique of semi-aerobic aged refuse biofilter for leachate treatment, *Waste Management*, 31,1827-1832.