

Evaluación de la aplicación de microalgas para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Revisión de Literatura

Helen Marlucy Hernández Pérez

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Honduras
Noviembre, 2020

ZAMORANO
CARRERA DE AMBIENTE Y DESAROLLO

Evaluación de la aplicación de microalgas para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Revisión de Literatura

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar
al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el
Grado Académico de Licenciatura

Presentado por:

Helen Marlucy Hernández Pérez

Zamorano, Honduras

Noviembre, 2020

Evaluación de la aplicación de microalgas para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Revisión de Literatura

Helen Marlucy Hernández Pérez

Resumen. El aumento en la generación de residuos sólidos se encuentra asociado al rápido crecimiento poblacional, requiriendo de alternativas para su transformación y disposición final. Los rellenos sanitarios son instalaciones diseñadas para disponer este tipo de residuos utilizando trincheras cubiertas. Como resultado de la degradación de estos desechos, se produce un efluente líquido conocido como lixiviado que, por su composición y características, al ser descargados sin tratamiento pueden provocar perturbaciones al ecosistema natural. La presente investigación recopila evidencia sobre los métodos convencionales utilizados para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios y la aplicabilidad de microalgas para la depuración de nutrientes presentes en dichos lixiviados. Se evidenció que, al combinar tratamientos biológicos y fisicoquímicos como lagunas, biorreactores y procesos de oxidación avanzada, se alcanza una remoción de hasta el 95% de Demanda Química de Oxígeno y compuestos de nitrógeno. Por otra parte, se encontró que el desempeño de las microalgas depende de factores como disponibilidad de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), los cuales representan los componentes mayoritarios del efluente en estudio. Además, condiciones controladas de temperatura, pH y turbidez son necesarias para asegurar el correcto desarrollo de las microalgas y su eficiencia en los procesos de reducción de contaminantes. Finalmente, los géneros *Chlamydomonas* y *Chlorella* fueron identificados como los de mejor desempeño y adaptabilidad, reportando mejores resultados en la depuración al desarrollar el experimento bajo condiciones controladas en laboratorio y con dilución de la concentración de lixiviados.

Palabras clave: DQO, Ficorremediación, remoción de nitrógeno, tratamiento biológico.

Abstract. The increase in solid waste generation is associated with rapid population growth, requiring alternatives for its transformation and final disposal. Landfills are facilities designed to dispose solid wastes using covered trenches. As a result of the degradation of these wastes, a liquid effluent known as leachate is produced which, due to its composition and characteristics, when discharged without treatment it can contaminate the natural ecosystem. This research compiles evidence on the conventional methods used for the treatment of leachates from landfills and the applicability of microalgae for the purification of nutrients present in the leachates. There is evidence that the combination of biological and physicochemical treatments such as lagoons, bioreactors, and advanced oxidation processes, can reduce 95% of Chemical Oxygen Demand and nitrogen compounds. On the other hand, it was found that the performance of microalgae depends on factors such as the availability of nutrients (Nitrogen and Phosphorus), which represent the major components of the effluent under study. Furthermore, controlled conditions of temperature, pH, and turbidity are necessary to ensure the correct development of the microalgae and their efficiency in the pollutant reduction processes. Finally, the genus *Chlamydomonas* and *Chlorella* were identified as those with the best performance and adaptability, reporting better purification results through the development of laboratory-scale experiments with diluted leachate.

Key words: Biological treatment, COD, nutrient removal, phycoremediation.

ÍNDICE GENERAL

Portadilla	i
Página de Firmas.....	ii
Resumen.....	iii
Índice General	iv
Índice de Cuadros	v
1. INTRODUCCIÓN	1
2. METODOLOGÍA.....	4
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	6
4. CONCLUSIONES.....	20
5. RECOMENDACIONES.....	21
6. LITERATURA CITADA.....	22

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadros	Página
1. Palabras clave y resultados obtenido en la búsqueda inicial de bibliografía.	4
2. Características fisicoquímicas de lixiviados de rellenos sanitarios.	6
3. Remoción de contaminantes en lixiviados de rellenos sanitarios aplicando tratamientos biológicos.	8
4. Métodos de tratamientos físico/químicos de lixiviados de rellenos sanitarios	9
5. Procesos de tratamiento combinados de rellenos sanitarios	10
6. Impacto de condiciones ambientales en remoción de NH_3 , PO_4 , en lixiviados de rellenos sanitarios	13
7. Estudios de aplicabilidad de microalgas a escala laboratorio y piloto en lixiviados de rellenos sanitarios.	16

1. INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento poblacional ha influido en la generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU), que en su mayoría están compuestos por botellas, cajas, alimentos, muebles y electrodomésticos, entre otros (Environmental Protection Agency [EPA], 2020). Esta generación se relaciona con patrones de consumo, el Índice de Desarrollo Humano (IDH), por lo que, pueden variar de ciudad en ciudad (Sanchez-Muñoz, Cruz-Cerón y Maldonado-Espinel, 2019). Según el reporte del Banco Mundial sobre la gestión de residuos sólidos (2016), se estimó que la generación anual fue de 231 millones de toneladas para América Latina (Kasa, Yao, Bhada-Tata y van Woerden, 2018). Estos residuos generalmente son manejados en botaderos municipales que no tienen un diseño adecuado para su tratamiento y en la mayoría de los casos, no se implementan prácticas de clasificación y caracterización de acuerdo con su degradabilidad para que su operación sea eficiente (Nawaz et al., 2020).

Los Rellenos Sanitarios (RS) son instalaciones físicas ingenieriles, que están diseñadas para disponer grandes cantidades de desechos sólidos y proveer condiciones controladas para que ocurra la degradación en un área específica a bajos costos. Con el tiempo, los residuos se degradan liberando gases y líquidos que si no son gestionados de la forma adecuada pueden representar una amenaza ambiental (Peng, 2017). Estos líquidos se conocen como lixiviados, que fluyen de RS y botaderos municipales como resultado de la precipitación, intrusión de agua, contenido de humedad de los desechos y tasas de evaporación producidos durante un periodo entre 15 – 20 años (Dogaris, Ammar y Philippidis, 2020). En algunos casos son recolectados en depósitos, luego drenados a estanques fuera del relleno para su posterior tratamiento ya sea físico, químico, biológico o una combinación de los anteriores (Banch, Hanafiah, Alkarkhi, Amr y Nizam, 2020).

Dependiendo de la composición de los desechos, el mecanismo de degradación y el tiempo de operación de los RS, características como el pH del lixiviado, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) pueden variar. Las mayores concentraciones de los parámetros se obtienen durante los primeros 3 a 5 años y con el tiempo, la transformación de la materia orgánica se refleja en una reducción de la relación DBO/DQO (Bove et al., 2015; Brennan et al., 2015). Debido a la composición química, física y microbiológica de los lixiviados de RS, está problemática deriva múltiples impactos (De León, Cruz, Dávila, Velasco y Chapa, 2015). Los diseños de RS, sin superficies impermeabilizadas o con canales de drenaje resulta en la percolación de contaminantes en el suelo (Gonzales, 2018). Estos pueden entrar en contacto con acuíferos y cuerpos de agua cercanos, causando alteraciones en el recurso hídrico, fauna y flora. Además, se asocia a la generación de dióxido de carbono (CO₂) y gas metano que contribuyen a los gases de efecto invernadero (Köfalusi y Aguilar, 2006).

De acuerdo con (Lou, Zeng, Cheng, He y Pan, 2020), los contaminantes mayoritarios de los lixiviados se identifican como peligrosos, clasificándose en 4 grupos conforme a su composición: inorgánicos (Ca, Mg, Na, K, NH₄, Fe, Mn, HCO₃), metales pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn), materia orgánica disuelta y xenobióticos (hidrocarburos aromáticos, fenoles, pesticidas, etc.). La naturaleza heterogénea de este contaminante se debe a las numerosas reacciones bioquímicas que ocurren dentro de las celdas de desechos.

Para la reducción de los impactos generados por este desecho, se han desarrollado varias técnicas eficientes para el tratamiento de lixiviados, que incluyen la implementación de métodos biológicos, físicos y químicos las técnicas se centran en la reducción o eliminación de nutrientes y DQO. Los tratamientos fisicoquímicos se consideran como las tecnologías más apropiadas para el manejo de los efluentes de los lixiviados obtenidos de RS (Renou, Givaudan, Poulain, Dirassouyan y Moulin, 2008). Cada uno presenta diferentes limitaciones debido a que las concentraciones y volumen del lixiviado varían en el tiempo. Por otra parte, no se logra alcanzar el cumplimiento de las normativas para cuerpos receptores de agua específicas para cada país en una sola etapa (Lippi, Ley, Mendez, Abranches y Junior, 2018).

Debido a esto, se plantea la importancia de diseñar sistemas integrados de múltiples etapas para acoplar tecnologías físicas, químicas y procesos biológicos en el tratamiento de lixiviados en función de su volumen y concentración de contaminantes mayoritarios (Gou et al., 2010). Asimismo, debido al aumento de los desechos surge la necesidad de métodos sostenibles como la biorremediación y ficorremediación (Dogaris et al., 2020). La biorremediación emplea el uso de organismos para la extracción o eliminación de contaminantes del medio ambiente. En los últimos años, las microalgas han despertado interés, por su papel de fijación de CO₂ y tratamiento de contaminantes de forma simultánea por un proceso conocido como ficorremediación (Toretta, Ferronato, Katsoyiannis y Tolkou, 2017).

Los métodos biológicos basados en algas son alternativas novedosas frente a técnicas convencionales de tratamiento aeróbico y anaeróbico. Las algas se encuentran abundantemente en la naturaleza, desarrollándose en condiciones climáticas adversas mientras asimilan nutrientes por medio de la bioacumulación (Sardi, Peña, Madera y Ceron, 2016). Para el uso de microalgas en la ficorremediación, se deben seleccionar especies de alta tasa de crecimiento, alta tolerancia a variación de fotoperiodos y a condiciones climáticas (Park, Craggs y Shilton, 2011).

Las microalgas son organismos fotoautótrofos con estructura simple que permite el rápido crecimiento celular. Obtienen su fuente de energía de la luz y transformación del dióxido de carbono (CO₂) en carbohidratos, característica asociada a su capacidad de generación de biomasa que resulta económicamente valiosa (Benavete, Montañez, Aguilar, Méndez y Valdivia, 2012). Para el establecimiento de las microalgas se deben cumplir requerimientos de luz, temperatura, pH CO₂ y nutrientes. La intensidad de la luz es de los principales parámetros requeridos en el cultivo, por la acción fotosintética necesaria para el desarrollo de biomasa. La condición de temperatura varía entre las diferentes especies, pero en general se encuentran entre 28 – 35 °C (Park et al., 2011). El pH, influye sobre el crecimiento, metabolismo de las microalgas, solubilidad y disponibilidad de nutrientes. Este se relaciona al medio de cultivo a tratar por lo que puede variar, el rango óptimo de crecimiento 7 – 9 y para especies dulceacuícolas indicado es 8 (Rocha – Beltran, Guajardo-Barbosa, Barceló-Quintal y López-Chuken, 2017). Los nutrientes son fundamentales para su crecimiento se basan en nitrógeno y fósforo. El suplemento del nitrógeno requerido se hace principalmente vía compuestos de nitrato y amonio. El fósforo se suple en forma de hidrógeno de fosfato (HPO₄) y fosfato (PO₄) constituyendo un elemento limitante para el crecimiento de biomasa y procesos celulares (Martínez, 2008).

En el tratamiento de aguas residuales utilizando microalgas se obtiene como beneficio la reducción de gastos energéticos por la alta producción de oxígeno a través de estos microorganismos y a los altos rendimientos de biomasa (Alcántara, Posadas, Guieysse y Muñoz, 2015). La cantidad de

oxígeno que producen y la demanda de CO₂, constituyen elementos favorables para una relación simbiótica con bacterias (Amaral, 2016). Aunque la mayor parte de estudios y aplicaciones *in situ* de fitorremediación se ha destinado a aguas residuales doméstica, demostrando éxito en la implementación, este tratamiento representa una alternativa para eliminar contaminantes de lixiviados de RS. Conforme a lo descrito previamente, se plantea la necesidad de identificar procesos de alta eficiencia de depuración y bajo costo de operación, o que, puedan generar subproductos con valor como en el caso de la biomasa. A través de una revisión de literatura, se describe el estado de la técnica sobre la aplicabilidad de las microalgas en el tratamiento de lixiviados de RS enfocada en los siguientes objetivos:

- Identificar la configuración de unidades de tratamiento para lixiviados de rellenos sanitarios con mayor eficiencia de remoción de sus contaminantes mayoritarios.
- Comparar el desempeño documentado de la aplicación de microalgas en la depuración de lixiviados de rellenos sanitarios aplicando reactores a escala piloto y en laboratorio.
- Identificar el género de microalgas con mayor desempeño en tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

2. METODOLOGÍA

El presente estudio se basa en la recopilación de evidencia sobre los métodos de tratamiento convencionales y la aplicabilidad de microalgas para la remoción de contaminantes mayoritarios en lixiviados de rellenos sanitarios y/o vertederos. A partir de una revisión de literatura se describen y comparan diferentes estudios, investigaciones, experimentos, para presentar el estado de la técnica y principales hallazgos respaldados con la evidencia de resultados obtenidos por diferentes autores.

Para obtener la información se consultaron revistas y libros electrónicos obtenidos a través de base de datos de libre acceso e institucionales de relevancia a nivel internacional “ÁGORA”, “OARE”, “SPRINGERLINK”, “TEEAL” y “Scielo”, disponibles para la Escuela Agrícola Panamericana Zamorano. Entre otros recursos electrónicos, se utilizaron los buscadores “SCIENCE DIRECT”, “PUBMED” y “MDPI”. También se incluyeron publicaciones científicas obtenidas de portales de investigación como “Scholar Google”, donde se realizó la búsqueda a partir de palabras claves como relleno sanitario y lixiviado, residuos sólidos municipales y lixiviados, relleno sanitario, tratamientos y lixiviados, entre otros. Se accedió principalmente a revistas científicas como “Chemical and Environmental Engineering”, “Water Science y Technology”, “World Journal of Microbiology and Biotechnology”, “Environmental Technology”, “Waste Management”, “Environmental Pollution y “Algal Research.”

La selección de los artículos se realizó a partir de la información incluida en los resúmenes, validez científica, temática, congruencia con los objetivos planteados y un periodo de publicación entre 2010 – 2020. Para clasificar la información se utiliza el enfoque de uso de microalgas y tratamientos convencionales en efluentes de lixiviados de rellenos sanitarios (Cuadro 1).

Cuadro 1. Palabras clave y resultados obtenido en la búsqueda inicial de bibliografía.

Palabras clave	Publicaciones encontradas en “Science Direct”	Publicaciones analizadas
Residuos sólidos municipales + lixiviado + tratamientos	4,612	24
Microalga + lixiviado + relleno sanitario + remoción + nutrientes	403	20
Tratamiento +microalgas+ lixiviados + rellenos sanitarios	507	11
Cultivo de microalgas + fotobiorreactores + condiciones de operación +tratamientos	1250	10
pH + microalgas + remoción de nutrientes + lixiviados + rellenos sanitarios	366	4
Remoción de nutrientes + aguas residuales + microalgas	5, 075	8
Nutrientes + condiciones de operación + microalgas + lixiviados + rellenos sanitarios	306	20

Para esta revisión no se consideran estudios referentes a algas marinas y aquellos estudios que se basan en producción de biomasa exclusivamente. Se incluyen estudios enfocados en producción de microalgas y remoción de nutrientes. Los resultados obtenidos a partir de la investigación bibliográfica se han agrupado de acuerdo con los objetivos, presentando los métodos y resultados obtenidos para el tratamiento de lixiviados. A partir de este análisis se comprenden aquellos vacíos de información en algunas condiciones ambientales, parámetros que influyen sobre la aplicabilidad de microalgas y se identifican posibles líneas de investigación que contribuyan al desarrollo de esta temática.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características fisicoquímicas de lixiviados

Los lixiviados de rellenos sanitarios son una fuente potencial de nutrientes necesarios para el crecimiento de microalgas y otros microorganismos (Paskuliakova, Tonry y Touzet, 2016). Sin embargo, se consideran altamente contaminados por los compuestos tóxicos que los conforman (Cuadro 2). La baja relación DBO₅/ DQO asociada a este residuo, indica presencia de material inerte y altas concentraciones de compuestos inorgánicos. Además, se reportan concentraciones elevadas de compuestos de nitrógeno entre 3,000 a 5,000 mg/L de Amonio o amoniaco (NH₄ o N-NH₃) (Khanzada y Ovez, 2017).

El contenido de materia orgánica disuelta disminuye con el tiempo, pero la concentración de es constante ya que no existe ningún mecanismo para de eliminación en las condiciones de los RS, lo que causa una acumulación con el tiempo (Ahmen y Lan, 2012). En los rellenos sanitarios con menos de 5 años en operación, los lixiviados, transforman el NH₄, a través de la degradación de los compuestos orgánicos (Naveen, Mahapatra, Sitharam, Sivapullaiah y Ramachandra, 2017). Mientras que en los lixiviados de los rellenos sanitarios con más de 10 años de operación no sucede, debido a los procesos de hidrólisis y fermentación de fracciones nitrogenadas de los compuestos biodegradables, lo que demuestra cantidades superiores a 5,000 mg/L de NH₄ (Khanzada y Ovez 2017).

Cuadro 2. Características fisicoquímicas de lixiviados de rellenos sanitarios.

Parámetros	Años en operación		
	< 5	5 – 10	> 10
pH	< 6.5	6.5 – 7.5	> 7.5
DBO ₅ /DQO	0.5 – 0.1	0.1 – 0.05	< 0.1
DQO mg/L	>10,000	4,000 – 10,000	< 4,000
Metales pesados	Bajo – medio	–	Bajo

Fuente: (Foo y Hameed, 2009; Peng, 2017; Renou et al., 2008).

Diversos estudios han demostrado que el uso de aguas residuales como medio de cultivo para el crecimiento de microalgas reduce no solamente la necesidad de fuentes ricas de nutrientes, sino, también genera métodos de tratamientos, con un potencial uso de la biomasa, con valores económicos importantes (Alcántara et al., 2015). Las microalgas son capaces de asimilar o degradar compuestos contaminantes de las aguas residuales ya sea de forma directa o mejorando una interacción con los microorganismos ya presentes en el medio. Esta interacción mutua, es clave para degradar compuestos como nitrógeno y fosforo, que sin ella dificultaría la disponibilidad para las microalgas (Khanzada y Ovez 2017).

Tratamientos convencionales para depuración de lixiviados de rellenos sanitarios

De acuerdo con Lou et al. (2020), los tratamientos diseñados para lixiviados de rellenos sanitarios se clasifican en tres grupos de acuerdo con el mecanismo utilizado para la depuración: 1) procesos biológicos (aerobios o anaerobios), 2) procesos químicos, y 3) una combinación de biológicos y fisicoquímicos. Entre ellos se destacan los métodos fisicoquímicos por la eficiencia en remoción de sólidos y contaminantes, sin embargo, resultan ser de mayor costo por la implementación.

Cabe destacar la transferencia de lixiviados como una práctica comúnmente utilizada, la cual consiste en la recirculación de estos dentro del mismo relleno sanitario. Igualmente, este proceso puede hacerse en conjunto con Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), debido a sus bajos costos operativos y fácil mantenimiento, acortando los tiempos de estabilización. Sin embargo, esta práctica es cuestionada ya que considera que puede reducir la eficiencia de PTAR por la presencia de compuestos de baja biodegradabilidad, inhibidores y metales pesados (Renou et al., 2008).

Procesos biológicos. El uso de métodos biológicos, (aeróbicos, anaeróbicos o facultativos) para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios resulta en valores bajos de remoción en términos de DQO y DBO, debido a la alta concentración de amoníaco y compuestos orgánicos persistentes presente en este desecho líquido, que inhiben la actividad biológica generalmente son utilizados en conjunto para el tratamiento de aguas residuales debido a que reducen los contaminantes orgánicos, además ayuda en procesos de nitrificación (Dogaris et al., 2020). Los tratamientos biológicos se consideran adecuados para aquellos lixiviados con altas cantidades de compuestos orgánicos. Sin embargo, la eficiencia se reduce a medida aumentan los años de operación del relleno sanitario ya que la materia orgánica decrece con el tiempo (Torretta et al., 2017).

Entre los métodos de tratamiento biológico se encuentran lagunas aerobias, lodos activados, reactores de secuenciación SRB, filtros anaerobios, digestión anaerobia fitorremediación y fitorremediación. Por otra parte, los tratamientos más utilizados son los anaerobios, que se basan en la capacidad de los microorganismos en descomponer la materia orgánica sin necesidad de oxígeno, además presentan varias ventajas frente a los aerobios, como la baja producción de lodos y producción de energía por la recuperación del metano (Kheradmand, Karimi y Sartaj, 2010; Lou et al., 2020).

Los estudios reportados con tratamientos aerobios muestran una remoción de 61 – 84 y 50 – 95% en términos de DBO y DQO respectivamente. Por otra parte, los anaerobios alcanzan una remoción entre el 91 – 99 y 30 – 79% en DBO y DQO respectivamente, resultando en la alternativa con mayor eficiencia para la remoción de compuestos orgánicos en lixiviados de rellenos sanitarios (Cuadro 3).

De acuerdo con los resultados obtenidos por Visvanathan et al. (2007), el biorreactor de membrana obtuvo la mejor remoción de materia orgánica operando con lixiviado crudo y Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) de 24 horas, a temperatura de 45 °C y concentraciones de N-NH₃ entre 1,700 – 1,000 mg /L. Se reportó eficiencias de remoción en DQO superiores al 95%, mientras que nitrógeno amoniacal se redujo de 75 al 60% a medida aumentaba la relación DBO/DQO. Estos resultados indican que el tratamiento es adecuado para la eliminación de compuesto orgánicos, pero no favorece la remoción de N-NH₃. Esto se deba a que cuando se registran concentraciones N-NH₃ superiores a 1,000 mg/L, se inhibe el desempeño de las bacterias nitrificantes, por lo que la

remoción se verá afectada (Ahmen y Lan, 2012). Por otro lado, este tratamiento se ve limitado por el elevado consumo energético y la limpieza eventual (Vásquez, 2015).

Cuadro 3. Remoción de contaminantes en lixiviados de rellenos sanitarios aplicando tratamientos biológicos.

Tratamiento	Remoción de contaminantes (%)			Referencia
	DBO	DQO	NH ₄	
Lagunas aerobias	> 80	55 – 95	< 50	(Maehlum, 1995; Orupold, Tenno y Henrysson, 2000; Bove et al., 2015)
Lodos activados	61	50	–	(Hoilijoki, Kettunen y Rintala, 2000)
Reactores de secuenciación SBR	84	–	65 – 55	(Torretta et al., 2017)
Biorreactor de membrana	97 – 99	62 – 79	60 – 75 ^β	(Visvanathan, Choudhary, Montalbo y Jegatheesan, 2007; Ahmen y Lan, 2012)
Filtro anaerobio	–	26 – 75	20 – 90	(Jokela, Kettunen, Sormunen y Rintala, 2002)
Digestión anaerobia	91	46	63	(Peng, 2017)

^β: reportado como NH₃

De acuerdo con Jokela et al. (2002), el filtro anaerobio a escala piloto presentó eficiencia de remoción máxima de NH₄ y DQO de 90 y 62% respectivamente. Sin embargo, este experimento tuvo problemas asociados al incremento del caudal, por lo que, la eficiencia de nitrificación se vio afectada, reportando una remoción inferior del 20%. Sin embargo, se registró un aumento en la remoción de DQO entre el 70 – 75%. Al regularse el caudal, la nitrificación se estabilizó y la remoción de DQO se redujo.

Al aplicar tratamientos para la remoción de compuestos de nitrógeno, DBO y DQO, es necesario considerar las concentraciones y los cambios de caudal que pueden presentar los lixiviados de rellenos sanitarios para definir un tratamiento adecuado. Además, las limitantes asociadas a los tratamientos biológicos se relacionan con los factores necesarios para el buen desarrollo de los microorganismos, entre ellas el desequilibrio de nutrientes, el alto contenido de amonio y bajo fósforo. Asimismo, las sustancias recalcitrantes y xenobióticos no se logran degradar mediante la acción de microorganismos, sino que requieren de procesos adicionales que favorezcan el proceso de transformación (Miao, Yang, Tao y Peng, 2019).

Procesos fisicoquímicos Los tratamientos fisicoquímicos tienen un desempeño relativamente estable para la mayoría de los contaminantes y particularmente son buenos para aquellos compuestos refractarios (Renou et al., 2008). La implementación de estos métodos se realiza en rellenos sanitarios con más de 10 años en operación que ya se consideran estabilizados (Lippi et al., 2018). Estos también se implementan para mejorar el efluente obtenido de un tratamiento biológico, ya que este último tiene poca efectividad sobre sustancias como los metales pesados,

compuestos halogenados y organoclorados entre otros (Lou et al., 2020). Las técnicas más aplicadas son la adsorción, filtración por membrana y precipitación química, sin embargo, ninguna de estas resulta eficiente para una completa eliminación de contaminantes mayoritarios presentes en lixiviados ya estabilizados (Cuadro 4) (Gao et al., 2015).

Cuadro 4. Métodos de tratamientos físico/químicos de lixiviados de rellenos sanitarios

Tratamiento	Remoción de contaminantes (%)			Referencia
	DQO	NH ₄ – N	Metales pesados	
Coagulación /floculación	50 – 65	< 30	90 – 97	(Gao et al., 2015; Torretta et al., 2017)
Precipitación química	50	90 ^β	92 – 100	(Kurniawan, Lo y Chan, 2006)
Membrana de filtración	96	57	> 70	(Torretta et al., 2017)
Oxidación química	50 – 70	77	–	(Gao et al., 2015)
Procesos de oxidación avanzada	81	83 ^β	–	(Hilles, Amr, Hussein, El-Sebaie y Arafa, 2016)

^β: reportado como NH₃

En general, la técnica de precipitación química resulta eficaz para la eliminación de compuestos orgánicos y metales pesados, mejorando la eliminación de DQO en lixiviados. Esta técnica ha sido investigada principalmente como pretratamiento para rellenos sanitarios con menos de 10 años en operación y como tratamiento posterior para aquellos lixiviados ya estabilizados mayores a 10 años (Kurniawan, Lo y Chan, 2006). Las desventajas de su implementación se asocian a los costos operativos, por el alto consumo de químicos y la funcionalidad de estos está ligada al pH. Por ello, se debe de seleccionar adecuadamente el coagulante y evaluar la dosis adecuada conforme el pH, siendo los más utilizados sulfato férrico, sulfato ferroso y cloruro férrico (Torretta et al., 2017).

Las membranas de filtración se clasifican de acuerdo con tamaño de los poros, microfiltración, ultrafiltración y nanofiltración. Este método de remoción utiliza un diferencial de presión para remover los compuestos como DQO y SS. Por otra parte, de acuerdo con Bashir, Aziz, Yusoff y Adlan (2010), las membranas se consideran eficientes en términos de remoción de DQO ya que requiere solo 6 minutos para lograr una eliminación superior al 90%. Sin embargo, en términos económicos representa grandes costos operativos, por la energía utilizada, incrustaciones en la superficie de la membrana, y el manejo de lodos.

Otros estudios proponen la oxidación avanzada la cual se basa en la adición de oxidantes químicos en combinación con temperatura y bajas presiones, como una alternativa para transformar los compuestos difícilmente biodegradables (Han, Duan, Cao, Zhu y Ho, 2020). Puesto que es una técnica que mejora la biodegradabilidad de los contaminantes orgánicos recalcitrantes, la hace

apropiada para el tratamiento de lixiviados, aunque representa un mayor costo por la demanda de insumo de los compuestos como el peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y ozono (O_3) (Hilles et al., 2016).

La aplicación de las técnicas mencionadas anteriormente, presentan diversas dificultades relacionadas a los costos operativos, por el uso de energía y reactivos utilizados para la ejecución. Por ello, para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios se puede considerar el uso de membrana para la remoción de DQO, mientras que, para la remoción de compuestos de nitrógeno y metales pesados, se recomienda la precipitación química. También, se debe considerar los años de operación del relleno sanitario, ya que de esto influye en la concentración de los compuestos mayoritarios del lixiviado.

Procesos mixtos. Las etapas mencionadas anteriormente no logran una remoción de todos los contaminantes mayoritarios de los lixiviados al ser implementadas en forma única. En este sentido, se requiere de la incorporación de varias etapas de tratamiento para tener mejores resultados en la remoción. Los procesos mixtos, consisten en la combinación de tratamientos físicos, químicos y biológicos en diferentes etapas, para asegurar remoción de la mayoría de los contaminantes presentes dentro del efluente. Su diseño se encuentra basado en la disponibilidad de recursos, materiales y costo (Torreta et al, 2017). Por lo general, muestran mejor rendimiento en remoción de DQO, DBO, $N-NH_3$, sólidos suspendidos, ácidos grasos volátiles, carbono orgánico total y metales pesados (Cuadro 5).

Cuadro 5. Procesos de tratamiento combinados de rellenos sanitarios

Tratamiento en varias etapas	Remoción de contaminantes (%)		Referencia
	DQO	NH_3	
Proceso Fenton +tratamiento biológico en un reactor discontinuo de secuenciación aeróbica (SBR) + coagulación	93	98	(Gou et al., 2010)
Reactor de biopelícula de lecho móvil Anaerobio-aerobio	91	97 ^α	(Chen, Sun y Chung, 2008)
Primer tratamiento biológico en un reactor aerobio + coagulación + proceso fotoelectro-fenton solar (EAOP) segundo tratamiento biológico en un reactor anóxico	92 – 95	99	(Moreira et al., 2015)
Proceso biológico inicial + proceso de coagulación / floculación + proceso de oxidación avanzado (AOP) o AOP electroquímico (EAOP) + etapa final de pulido biológico.	95	100	(Webler et al., 2019)

α: reportado como NH_4

Para los procesos mixtos se destacan mayores eficiencias de remoción en DQO y compuestos de nitrógeno cuando el lixiviado se ve expuesto a diferentes etapas. Gou et al. (2010) evaluó la

remoción de DQO y NH_3 con la implementación de un proceso de tratamiento combinado, la primera etapa consistió en un proceso fenton, en donde se oxidan compuestos orgánicos e inorgánicos por medio de la adición de reactivos, expuestos a presión y temperatura. Luego, el lixiviado se mezcló con aguas residuales municipales, donde efluente una vez mezclado, ingreso a un reactor discontinuo de secuenciación aeróbica (SRB) y finalmente, un proceso de coagulación para eliminar sólidos suspendidos. Por otra parte, Chen et al. (2008), evaluaron la remoción de DQO y nitrógeno de forma simultánea con el reactor de biopelícula, demostrando ser un método eficaz para la eliminación de amonio y, además, toleró el aumento por la carga orgánica sin reducir drásticamente la remoción en DQO. Ambos estudios muestran remociones superiores al 90% en términos de DQO.

La combinación de técnicas reportadas por Moreira et al. (2015) y Webler et al. (2019) mostraron buenos resultados para la eliminación de DQO y compuestos de nitrógeno. Desatacan que, con la incorporación de procesos biológicos en las primeras etapas del tratamiento, se reduce la materia orgánica biodegradable alcanzando eficiencias de remoción de 90 – 95% en la DQO lo que favorece al proceso de desnitrificación. Seguidamente se pueden combinar etapas de coagulación, para eliminar los sólidos en suspensión.

Desempeño de fotobiorreactores a escala piloto y en laboratorio

Para evaluar el comportamiento de especies de microalgas en lixiviados de rellenos sanitarios, se han desarrollado estudios en su mayoría a escala laboratorio (Nawaz et al., 2020). En general, los estudios a escala laboratorio, reportan una mayor eficiencia en remoción de contaminantes, debido a las condiciones controladas utilizadas. Por otro lado, los cultivos a escala piloto son mantenidos bajo un semicontrol de las condiciones ambientales o expuestos al entorno natural, ya que buscan evaluar el desempeño bajo una perspectiva de operación bajo condiciones reales de diseño (Sniffen, Sales y Olson, 2018).

Existen dos sistemas comúnmente utilizados para el establecimiento de reactores, siendo estos abiertos y cerrados. Los cultivos abiertos, se encuentran expuestos a condiciones medioambientales y los más utilizados son los Estanques de Algas de Alta Tasa (por sus siglas en inglés HARP), que consisten en estanques profundos equipados con una rueda de paletas que proporciona mezcla homogéneas y aeración a los cultivos. Se considera en general, un sistema más rentable para la producción de biomasa, sin embargo, presenta como desventaja el potencial de contaminación y las tasas de evaporación, llegando a perder hasta el 25% del volumen en zonas áridas (Posadas et al., 2017).

Los cultivos cerrados, denominados fotobiorreactores (por sus siglas en inglés, PBR), donde no existe contacto con el medio exterior. Estos facilitan el control de parámetros como pH, nutrientes y CO_2 , lo que permite alcanzar altas tasas de densidad celular (Ación et al., 2017). Sin embargo, presenta altos valores de construcción y operación, estimando un gasto energético de 48 kWh por m^3 de agua a tratar, lo que puede variar dependiendo de las características del efluente (Posadas et al., 2017). Para seleccionar un sistema es importante considerar el propósito, investigación, comercial, objetivo de biomasa, espacio y costos (Grima, Fernández y Ación, 2009; Narala et al., 2016).

El estudio de Sniffen, Price, Sales y Olson (2017), compararon tres diferentes escalas sistemas de cultivo utilizando un consorcio de poblaciones mixtas en lixiviados de rellenos sanitarios. Para esto se implementó un sistema a escala laboratorio en matraces cerrados con volumen de 0.25 L, bajo condiciones controladas y dos sistemas abiertos en invernadero a escala piloto en con operación semicontinua y volumen de 100 y 1,000 L. Los resultados obtenidos muestran la existencia de diferencias significativas entre la remoción de $N-NH_3$ y el desarrollo de biomasa entre la escala laboratorio y los reactores abiertos a escala piloto, señalando que los resultados de experimentos a escala laboratorio no pueden ser extrapolados para predecir el desempeño a escala piloto o real.

Factores ambientales y operacionales en el desempeño de microalgas. La depuración de efluentes se encuentra directamente asociada a las condiciones ambientales que se exponen las microalgas ya que influyen en el desarrollo de estas. En este sentido, es necesario controlar ciertos factores como la luz, temperatura, pH, nutrientes y sistema de cultivo, entre otros. Aunque existen pocas investigaciones que han examinado el tratamiento de lixiviado de rellenos sanitarios con microalgas, se recopilan los resultados obtenidos a partir de algunos estudios realizados por diversos autores a escala laboratorio y a escala piloto, enfocados en la eficiencia de remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica (Cuadro 7).

Se reportan estudios que utilizaron lixiviado de rellenos sanitarios que presentaron concentraciones promedio de 500 – 15,000 mg/L para DQO, 192 – 1,000 mg/L para nitrógeno total 400 – 4,000 mg/L para Sólidos suspendidos y 10 – 30 mg/L en metales pesados. La variación de estas concentraciones dadas por años en operación, fuente y características propias del relleno sanitario puede intervenir en las remociones presentadas, además, algunos tienen procesos previos al cultivo de microalgas. Como dilución con aguas residuales provenientes de PTAR, adición de fosfato, para evaluar las tasas de crecimiento y remoción, cuando el elemento ya no es limitante. Asimismo, algunos fueron sometidos a tratamientos previos como filtrado, para la remoción de partículas muy grandes. También, procesos de nitrificación, para la oxidación de amoníaco por medio de organismos nitrificantes, con el fin de reducir la toxicidad de este efluente para las microalgas. Esterilización del lixiviado, para eliminar todos aquellos organismos propios del efluente que puedan contaminar el cultivo deseado.

La intensidad lumínica, fotoperíodo y la temperatura intervienen en el crecimiento de las microalgas. Estos parámetros se asocian ya que la aplicación y presencia de una fuente de luz puede influir en la transferencia de calor al sistema (Acién et al., 2017). De acuerdo con Whitton et al. (2019), la intensidad lumínica es uno de los parámetros principales a considerar en un cultivo debido a su importancia su influencia en la fotosíntesis, el rango óptimo varía entre las especies, son embargo se considera entre 80 – 250 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^1$ para la mayoría de las especies (Hernández y Labbé, 2014). La fuente de la luminosa puede ser proporcionada por el sol o por medio de Diodos emisores de luz (LED), tubos fluorescentes, lámparas de descarga de alta intensidad (HID) (Blaken, Cuaresma, Wijffels y Janssen, 2013). Asimismo, la temperatura interviene sobre la morfología, fisiología, las tasas metabólicas y la producción celular. El rango de temperatura de crecimiento óptimo oscila entre 15 – 26 °C; por debajo de este rango, se registran tasas de crecimiento lentas y por encima del mismo se puede desarrollar una condición de estrés oxidativo, dependiendo de la adaptabilidad de las especies (Cuadro 6) (Raeesossadati, Ahmadzadeh, McHenry y Moheimani, 2014).

Cuadro 6. Impacto de condiciones ambientales en remoción de NH₃, PO₄, en lixiviados de rellenos sanitarios

Especie	Reactor/Escala	Luz (lux)	Fotoperiodo luz: oscuridad	Temperatura °C	Remoción (%)		Referencia
					NH ₃	PO ₄	
<i>Chlamydomonas</i> <i>Scenedesmus</i> sp.	Erlenmeyer de 250 mL con 10% /Laboratorio	22 ^β	14:10	15	50 – 90	40 – 42	(Paskuliakova et al., 2016)
<i>Chlorella</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Oscillatoria</i> sp.	Erlenmeyer 500 mL de 10 – 30% /Laboratorio	2000 – 3000	12:12	25 – 30	10 – 80 30 – 70 40 – 80	100	(Nordin, Yusof y Samsudin, 2017)
<i>Acutodesmus</i> <i>obliquus</i>	Erlenmeyer Lotes, con aireación en 250 mLde 5,10,15,20 % /Laboratorio	100 ^β	–	–	30 – 97	> 90	(Sforza, Al Emara, Sharif y Bertucco, 2015)
<i>Chlorella</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Oscillatoria</i> sp.	Erlenmeyer /Laboratorio	2000 – 3000	12:12	25 – 30	26 – 31 [£] 48 – 49 [£] 72 – 74 [£]	–	(Nordin, Yusof y Samsudin, 2014)

£: Reportado como NO₃; β: μmol/m²s¹

Un estudio realizado por Gonçalves, Pires y Simões (2016), utilizó aguas residuales provenientes de PTAR, evaluó los efectos de irradiancia de luz, temperatura sobre la remoción de nutrientes, con las especies *Chlorella vulgaris*, *Pseudokirchneriella subcapita*, *Synechocystis salina* y *Microcystis aeruginosa*. Los resultados muestran el óptimo desarrollo a 25 °C y con irradiancia 180 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^1$ y fotoperiodo 24:0, obteniendo remoción de 100% de nitrógeno. Por otro lado, Nordin et al. (2017), utilizó un fotoperiodo de 12:12 y reportó remociones entre 10 – 80% N-NH₃ y un 100% de remoción de PO₄.

Con relación a la influencia de la luz, Sforza et al. (2015), demostró el alcance de eficiencias en remoción entre 30 – 97% para nitrógeno amoniacal con rango de luz de 100 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^1$ utilizando la especie *Acutodesmus obliquus*. Por otro lado, Paskuliakova et al. (2016), reportaron una eficiencia de reducción de 50 – 90% en nitrógeno amoniacal, con baja intensidad de luz de 22 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^1$ y fotoperíodo 14:10 utilizando las especies *Chlamydomonas* y *Scenedesmus* sp. demostrando así, una reducción efectiva en condiciones de luz inferiores a los rangos óptimos. Cabe destacar que la adaptabilidad de las especies se debió a que fueron recolectadas en lixiviados de rellenos sanitarios.

Otro parámetro por considerar en el establecimiento de fotobiorreactores es el pH, el cual determina la solubilidad y disponibilidad de CO₂, así como nutrientes esenciales (Juneja, Ceballos y Murthy, 2013). El rango de pH óptimo es 6.5 – 8.5 y es determinado por cada especie de microalga, fuera de este rango, se puede inhibir las funciones y crecimiento celular (Acién et al., 2017). En lixiviados de rellenos sanitarios, la regulación de pH se considera necesaria para evitar los efectos inhibidores de algunos compuestos como el amoníaco y permitir la asimilación de otros nutrientes. Edmundson y Wilkie (2013), utilizaron las especies *Chlorella ellipsoidea* y *Scenedesmus rubescen* a escala laboratorio con lixiviado de relleno sanitario a una concentración del 100% evaluando el crecimiento con modificaciones de pH. Los valores de pH utilizados para cada especie fueron ajustados de 5.5 a 7.25 y de 4.5 a 7 para *Chlorella ellipsoidea* y *Scenedesmus rubescen*, respectivamente. Donde obtuvieron tasas de crecimiento superiores al 90% para ambas especies, sin embargo, este procedimiento puede tener dificultades en la aplicación y costos operativos.

Por otra parte, los nutrientes son fundamentales para el desarrollo de las microalgas y organismos. El Nitrógeno (N), incorporado como Nitrato (NO₃) o como Amonio (NH₄), es un nutriente crítico para el crecimiento y es necesario para la producción de proteínas, clorofila, y estructuras celulares. El fósforo es asimilable en forma de hidrógeno fosfato (HPO₄) y fosfato (PO₄) y es requerido para funciones celulares, siendo considerado un factor limitante en la ficorremediación (Khanzada, 2019). Además, estos microorganismos requieren de micronutrientes como Fe, Co, Mg, Mo, Zn y Cu, que, aunque no cumplen funciones fisiológicas importantes, su disponibilidad favorece el crecimiento exitoso y por lo tanto la remediación (Paskuliakova et al., 2018).

Es relevante considerar la relación de Redfield para el establecimiento de cultivos, siendo la ideal C:N:P (106:16:1) (Geider y La Roche, 2002). Los lixiviados de rellenos sanitarios se caracterizan por las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal que representan más del 75% del nitrógeno total del lixiviado, junto a bajas concentraciones de fósforo donde la relación de Redfield se encuentra entre 81:26:1 y 4607:58:1 (Mustafa, Phang y Chu, 2012). De acuerdo con el estudio de Pereira et al. (2016), utilizando *Chlorella vulgaris* escala laboratorio con lixiviados de relleno sanitario, reportó crecimiento celular entre 0.020 – 0.11 g L⁻¹ día⁻¹ y obtuvo una remoción de Amonio (NH₄) entre 60 – 100%, evaluando tres adiciones diferentes de fósforo 12:1, 23:1, 35:1.

Esto demuestra que existe crecimiento celular y eliminación de compuestos de nitrógeno con la adición de fósforo, aun cuando las concentraciones de lixiviado se mantienen al 100% en los tratamientos.

El desempeño de fotobiorreactores a escala piloto y en laboratorio utilizando lixiviados de rellenos sanitarios, difieren debido a las condiciones ambientales a las que son evaluados, tiempos de ejecución del experimento, tipos de cultivos y reactores utilizados (Cuadro 7). Los diferentes estudios reportan la forma en que estos factores intervinieron sobre el desempeño y la eficiencia en la depuración de lixiviados de rellenos sanitarios, destacando los realizados a escala laboratorio en sistemas cerrados, utilizando matraces de 250 – 1,000 mL, con diferentes especies microalgas. Aun cuando los reactores abiertos se encuentran expuestos a condiciones ambientales o semicontroladas de temperatura, su aplicación para este tipo de residuo es más común, haciendo uso de estanques de alta tasa fotosintética y estanques abiertos imitando lagunas facultativas, utilizando poblaciones mixtas de microalgas en consorcio con bacterias.

En un estudio a escala piloto, por Mustafa et al. (2012), implementaron un sistema Estanques de Algas de Alta Tasa (HARP), bajo operación semicontinua y cultivo mixto. Luego de un periodo de 200 días, se reportó la remoción de compuestos de nitrógeno del 99%. Por otra parte, Paskualiakova et al. (2018) implementó bajo condiciones de laboratorio un sistema cerrado con la especie *Chlamydomonas* sp. obteniendo remociones del 100% para compuestos de nitrógeno en 40 días del experimento.

Para remoción de materia orgánica reportada en términos de DQO, los estudios a escala laboratorio, requirieron de menor tiempo, debido a que los periodos de acondicionamiento de los organismos, es mucho más rápido por las condiciones controladas. Esto se demuestra por Ouaer et al. (2017), que operó un sistema cerrado con matraces utilizando consorcio de bacterias con la especie *Chlorella*, obteniendo remociones del 50.7% DQO con 13 días de operación. Mientras que Costa, Martins, Fernandes y Velho (2014), utilizó un sistema abierto con estanques de estabilización a escala piloto y un cultivo mixto en consorcio con bacterias, obteniendo una remoción entre el 42 – 50% para DQO luego de un periodo de 43 semanas. Con esto se evidencia que los fotobiorreactores a escala laboratorio y a escala piloto son similares en términos de remoción de componentes mayoritarios, sin embargo, a escala piloto requieren de más tiempo para alcanzar las mismas eficiencias.

Desempeño de especies de microalgas en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

Las eficiencias de remoción y capacidad de adaptación en lixiviados de rellenos sanitarios a las condiciones ambientales, depende de las especies de microalgas seleccionadas. El mecanismo de remoción de nutrientes por microalgas se basa en el requerimiento nutricional y ambiental necesario para el desarrollo de biomasa (Alcántara et al., 2015). A pesar de las limitantes asociadas a los lixiviados de rellenos sanitarios, se ha demostrado el crecimiento y desarrollo de microalgas además de la depuración de nitrógeno. Esto se demuestra en el estudio a escala laboratorio realizado por Zhao et al (2014), utilizando *Chlorella pyrenoidosa* proveniente de un lixiviado de relleno sanitario, para obtener remociones entre el 50 – 95 y 95% en términos de nitrógeno y fosforo, respectivamente. También, Lin, Chan, Jiang y Lan (2007), a escala laboratorio, aislaron una cepa de *Chlorella pyrenoidosa* de un río limpio donde reportaron tasas de remoción del 40% para nitrógeno, mientras que al obtener esta misma especie de un lixiviado de relleno sanitario se alcanzaron tasas de remoción hasta del 85% para nitrógeno.

Cuadro 7. Estudios de aplicabilidad de microalgas a escala laboratorio y piloto en lixiviados de rellenos sanitarios.

Escala	Características del fotobiorreactor	Especies utilizadas	Condiciones de operación		Remoción de contaminantes (%)				Referencia
			% de lixiviado	Temperatura/días	NH ₄ o NH ₃	P	DQO	DBO	
L	Sistema cerrado en matraces de 500 mL, por lotes	<i>Chlorella pyrenoidosa</i> <i>Chlamydomonas snowiae</i> <i>Chlorella pyrenoidosa</i> (aislada de un río limpio)	10,30, 80, 50, 100	25 – 30°/ 12 días	20 – 85	70	75	–	(Lin et al., 2007)
P	HRAP abierto semicontinuo 40 L con paletas, alimentación diaria	<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Scenedesmus quadricauda</i> <i>Euglena gracilis</i> <i>Ankistrodesmus convolutus</i> <i>Chlorococcum oviforme</i>	LT 25,50,75, 100	27 – 30°/ 200 días	99	86	91	–	(Mustafa et al., 2012)
P	Abierto Reactores de laguna facultativa de flujo laminar 50 y 200 L	<i>Microcystis</i> sp. <i>Merismopedia</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Chlorella</i> , <i>Diatomea</i> <i>Anacystis</i> sp.	4,6,10 LL + AR	Condiciones ambientales/ 110 días	–	–	35 – 60	70 – 80	(Velasquez, Ramirez y Noguez, 2012)

Escala	Características del fotobiorreactor	Especies utilizadas	Condiciones de operación		Remoción de contaminantes (%)				Referencia
			% de lixiviado	Temperatura/días	NH ₄ o NH ₃	P	DQO	DBO	
P	Abierto 3 Estanques de estabilización y filtro de roca 200 L día – 1	<i>Chlorella pyrenoidosa</i> <i>Chlamydomonas snowiae</i>	50 y 100	15 – 28°/ 115 semanas	75 – 99	–	35 – 82	–	(Martins, Fernandes y Costa, 2013)
P	Consorcio microbiano sistema abierto 3 Estanques de estabilización y filtro de roca. 250 L día	<i>Chlamydomonas</i> <i>Cryptomonas</i> <i>Navícula</i> <i>Nitzschia</i> <i>Phacus</i>	100 –	17 – 25°/ 43 semanas	70 – 82	–	42 – 50	70 – 75	(Costa et al., 2014)
L	Sistema cerrado en matraces de 500 ml, por lotes	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	LL (filtrado) +AR 0, 5, 10, 15 y 20	25°/ 12 días	50 – 95	95	–	–	(Zhao et al., 2014)
L	Sistema cerrado en frascos de 250 mL, por lotes	<i>Chlamydomonas</i> sp <i>Scenedesmus</i> sp.	LT 10# y 10+P	15°/ 24 días	50# 90.7	40 – 42	–	–	(Paskuliakova et al., 2016)
L	Sistema cerrado en matraces Erlenmeyer de 500mL, por lotes	<i>Chlorella</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Oscillatoria</i> sp	LLN 10, 20, 30	–/ 14 días	26 – 31 [£] 48 – 49 [£] 72 – 74 [£]	100	–	–	(Nordin et al., 2017)

Escala	Características del fotobiorreactor	Especies utilizadas	Condiciones de operación		Remoción de contaminantes (%)				Referencia
			% de lixiviado	Temperatura/días	NH ₄ o NH ₃	P	DQO	DBO	
L	Sistema cerrado en matraces de 1,000 mL por lotes	<i>Chlorella</i> sp	LLE 100	25 – 28°/ 13 días	60 – 90	–	50.7	–	(Ouaer et al., 2017)
L	fotobiorreactor de membrana de 4 L	<i>Chlorella vulgaris</i>	100	25 °/ 8 días	77 – 99	100	–	–	(Chang et al., 2018)
L	Sistema cerrado en frascos de 250 mL, en lotes	<i>Chlamydomonas</i> sp	10 – 30	15°/ 40 días	100	–	–	–	(Paskuliakova et al., 2018)

L: Laboratorio; P: Piloto; LLE: Lixiviado esterilizado; LL: Lixiviados; AR: Agua Residual; P: Fosfato; LT: Lixiviado tratado; LLN: Lixiviados nitrificados; £: reportado como NO₃

En los estudios reportados anteriormente se denota una mayor utilización de los géneros *Chlamydomonas* y *Chlorella*, las cuales presentan alta resistencia a medios con alto contenido de nitrógeno. La especie comúnmente encontrada en lixiviados de rellenos sanitarios *Chlamydomonas* (Sardi et al., 2016), que alcanzan una tasa de remoción de NH_4 entre 50 – 100%. Mientras que el género *Chlorella* obtuvo eficiencias de remoción de NH_4 entre 60 – 90%. Sin embargo, estos estudios reportaron obstáculos en el desarrollo de las especies debido a problemas de inhibición ocasionados por toxicidad del amonio presente en el efluente.

En tratamiento de aguas residuales de diversas fuentes, se destaca el uso de poblaciones mixtas como mecanismo para la remoción de nutrientes que generalmente ocurren de forma natural (Gonçalves et al., 2017). Los estudios reportados a escala piloto en su mayoría utilizan poblaciones mixtas de microalgas, demostrando que los procesos de degradación son eficientes para NH_4 con remoción entre 70 – 99%, además, presenta mayor capacidad para resistir a los cambios ambientales. Tal como, demuestra los resultados de Mustafa et al. (2012), que utilizó un reactor a escala piloto HARP para evaluar el crecimiento de las especies y tasas de remoción de 99, 86 y 91 % en términos de nitrógeno, fósforo y DQO.

En cuanto a la aplicabilidad de cultivos mixtos en lixiviados de rellenos sanitarios, también representan remociones importantes de compuestos mayoritarios. Tal como demuestran Costa et al. (2014), a escala piloto en estanques abiertos, utilizando lixiviado crudo en consorcio microbiano. Luego de 43 semanas, obtuvo tasas de remoción del 70 – 82, 42 – 50 y 70 – 75% para compuestos de nitrógeno, DQO y DBO. Por otra parte, al utilizar *Chlorella vulgaris*, en un fotobiorreactor de membrana a escala laboratorio con lixiviado crudo de relleno sanitario, Chang et al. (2018), reportan eficiencias de remoción de 77 – 99 % para compuestos de nitrógeno y 100% para fósforo. Estos estudios muestran que al utilizar cultivos mixtos en combinación con bacterias se logra la remoción de materia orgánica, sin embargo, con una sola cepa de microalgas existe mayor remoción de nutrientes, siempre y cuando se cuente con las condiciones ambientales favorables para el cultivo.

Martins et al. (2013), utilizaron las especies *Chlorella pyrenoidosa* y *Chlamydomonas snowiae* a escala piloto, con lixiviado de relleno sanitario con más de 20 años en operación a concentraciones del 50 y 100%. Evaluaron el crecimiento y el impacto de la reducción de la concentración de lixiviados demostraron que a una concentración del 50% el crecimiento celular de las especies se ve favorecido. Cabe destacar que la especie *Chlamydomonas snowiae* presenta tolerancia al amoníaco, además de otras ventajas que favorecen su adaptación y crecimiento. Esto se debe a que en su estructura cuenta con un flagelo que favorece el movimiento según las condiciones de luz, temperatura y nutrientes.

Los estudios presentan la aplicabilidad de microalgas en la remoción de compuestos mayoritarios de los lixiviados de rellenos sanitarios como el nitrógeno, DQO y DBO. Sin embargo, las investigaciones se han desarrollado principalmente a escala laboratorio bajo condiciones controladas, lo cual no esclarece su eficacia al aplicarse en escenarios reales. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran la viabilidad de aplicación como un método de tratamiento secundario o terciario, donde el propósito principal sea la remoción de nutrientes dentro del efluente. Asimismo, se prevé que, su implementación proporcionará mejores resultados durante los primeros años de operación.

4. CONCLUSIONES

- La configuración de tratamientos con mayor eficiencia documentada en la depuración de lixiviados fue la aplicación de procesos biológicos como lagunas y biorreactores en las etapas iniciales, seguidos de métodos fisicoquímicos como la coagulación y oxidación avanzada, alcanzando eficiencias de remoción superiores al 95% para DQO y compuestos de nitrógeno.
- La evidencia recopilada muestra que la eficiencia de remoción de nutrientes y DQO al operar un reactor a escala piloto es comparable a los resultados obtenidos para los ensayos a escala laboratorio, sin embargo, se requirió de periodos de operación superiores a 100 días y el uso de cultivos mixtos de microalgas.
- Los géneros *Chlamydomonas* y *Chlorella* reportan mayor desempeño y adaptabilidad en el tratamiento de lixiviados tanto en sistemas abiertos como en fotobiorreactores a escala de laboratorio. Su desempeño denota el potencial para reducción del contenido de nutrientes, reportando menores eficiencias en la remoción de materia orgánica.

5. RECOMENDACIONES

- Evaluar la viabilidad financiera de la implementación y operación de la combinación de tratamientos biológicos y fisicoquímicos para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.
- Desarrollar investigación para evaluar el desempeño en escenarios reales para tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.
- Desarrollar investigaciones conforme a la viabilidad de aplicar este tipo de tratamientos para depuración de lixiviados durante el tiempo de operación de los rellenos sanitarios.
- Evaluar la eficiencia de remoción de nutrientes con el uso de microorganismos propios de cada lixiviado de relleno sanitario.

6. LITERATURA CITADA

- Acien, F. G., Molina, E., Reis, A., Torzillo, G., Zittelli, G., Sepúlveda, C. y Masojidek, J. (2017). Photobioreactors for the production of microalgae. *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts*, 1-44. doi:10.1016/B978-0-08-101023-5.00001-7
- Ahmen, F. y Lan, C. (2012). Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287, 41-54. doi:10.1016/j.desal.2011.12.012
- Alcántara, C., Posadas, E., Guieysse, B. y Muñoz, R. (2015). Microalgae based Wastewater. *Handbook of marine microalgae*, 439-455.
- Amaral, M. (2016). Tratamiento de aguas residuales con microalgas en reactores abiertos. (Tesis doctoral). Universidad de Almería, España
- Banch, T., Hanafiah, M., Alkarkhi, A., Amr, S. y Nizam, N. (2020). Evaluation of Different Treatment Processes for Landfill Leachate Using Low-Cost Agro-Industrial Materials. *Processes*, 8(1), 111. doi:10.3390/pr8010111
- Bashir, M., Aziz, H., Yusoff, M. y Adlan, N. (2010). Application of response surface methodology (RSM) for optimization of ammoniacal nitrogen removal from semi-aerobic landfill leachate using ion exchange resin. *Desalination*, 254(1-3), 154-161. doi:10.1016/j.desal.2009.12.002
- Benavete, J., Montañez, J., Aguilar, C., Méndez, Z. A. y Valdivia, B. (2012). Tecnología de cultivo de microalgas en fotobiorreactores. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*, 4 (7), 3-7.
- Blaken, W., Cuaresma, M., Wijffels, R. y Janssen, M. (2013). Cultivation of microalgae on artificial light comes at a cost. *Algal Research*, 2(4), 333-340. doi:10.1016/j.algal.2013.09.004
- Bove, D., Merello, S., Frumento, D., Al Arni, S., Aliakbarian, B. y Converti, A. (2015). A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. *Chemical and Environmental Engineering*, 38(12), 2115-2126. doi:10.1002/ceat.201500257
- Brennan, R. B., Healy, M. G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D. y Clifford, E. (2015). Management of landfill leachate: The legacy of European Union. *Waste Management*, 55, 355 - 363. doi:10.1016/j.wasman.2015.10.010
- Chen, S., Sun, D. y Chung, J. (2008). Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system. *Waste Management*, 28(2), 339-346. doi:10.1016/j.wasman.2007.01.004
- Costa, R. H., Martins, C. L., Fernandes, H. y Velho, V. (2014). Consortia of microalgae and bacteria in the performance of a stabilization pond system treating landfill leachate. *Water Science and Technology*, 70(3), 486-494. doi:10.2166/wst.2014.249

- De León, H., Cruz, C., Dávila, R., Velasco, F. y Chapa, J. (2015). Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario municipal de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y subterránea. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 32(3), 514-526.
- Dogaris, I., Ammar, E. y Philippidis, G. (2020). Prospects of integrating algae technologies into landfill leachate treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 36(3), 1-25 doi: 10.1007/s11274-020-2810
- Edmundson, S. y Wilkie, A. (2013). Landfill leachate - a water and nutrient resource for algae-based biofuels. *Environmental Technology*, 34(13-14), 1849-1857. doi:10.1080/09593330.2013.826256
- Environmental Protection Agency [EPA]. (21 de 7 de 2020). Obtenido de Panorama nacional: hechos y cifras sobre materiales, desechos y reciclaje: Recuperado de: <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/national-overview-facts-and-figures-materials>
- Foo, K. y Hameed, B. (2009). An overview of dye removal via activated carbon adsorption process. *Desalination and Water Treatment*, 171(1-3), 54-60. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.06.038
- Gao, J., Oloibiri, V., Chy, M., Audenaert, W., Decostere, B., He, Y. . . . Hulle, V. (2015). The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Environmental Science Biotechnology*, 14(1), 93-122. doi:10.1007/s11157-014-9349-z
- Geider, R.J y La Roche, J. (2002). Redfield revisited: variability of N:P ratio of phytoplankton and its biochemical basis. *European Journal of Phycology*, 31, 1-17. doi:10.1017/S0967026201003456
- Gonçalves, A., Pires, J. y Simões, M. (2016). The effects of light and temperature on microalgal growth and nutrient removal: an experimental and mathematical approach. *RSC advances*, 6(27), 22896-22907. doi:10.1039/C5RA26117A
- Gonçalves, A., Pires, J. y Simões, M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24, 403-415. doi:10.1016/j.algal.2016.11.008
- Gonzales, J. E. (2018). Evaluación del riesgo ambiental que genera la planta de tratamiento de residuos sólidos de la ciudad Cajamarca debido al manejo de los lixiviados. Cajamarca, Perú.
- Gou, J., Abbas, A., Chen, Y., Liu, Z., Fang, F. y Chen, P. (2010). Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 699-705. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.01.144
- Han, M., Duan, X., Cao, G., Zhu, S. y Ho, S.-H. (2020). Graphitic nitride-catalyzed advanced oxidation processes (AOPs) for landfill leachate treatment: A mini review. *Process Safety and Environmental Protection*, 230-240. doi:10.1016/j.psep.2020.04.046
- Hernández, A., y Labbé, J. I. (2014). Microalgas, cultivos y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2)157-173.
- Hilles, A. H., Amr, S. S., Hussein, R. A., El-Sebaie, O. D. y Arafa, A. I. (2016). Performance of combined sodium persulfate/H₂O₂ based advanced oxidation process in stabilized landfill

- leachate treatment. *Journal of Environmental Management*, 166, 493-498. doi:10.1016/j.jenvman.2015.10.051
- Hoilijoki, T. H., Kettunen, R. H. y Rintala, J. A. (2000). Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Water Research*, 34(5), 1435-1446. doi:10.1016/S0043-1354(99)00278-X
- Jokela, J., Kettunen, R., Sormunen, K. y Rintala, J. (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*, 36(16), 4079-4087. doi:10.1016/S0043-1354(02)00129-X
- Juneja, A., Ceballos, R. M. y Murthy, G. (2013). Effects of Environmental Factors and Nutrient Availability on the Biochemical Composition of Algae for Biofuels Production: A Review. *Energies*, 6(9), 4607-4638. doi:10.3390/en6094607
- Kasa, S., Yao, L., Bhada-Tata, P. y van Woerden, F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. *Banco Mundial*. doi:10.1596/978-1-4648
- Khanzada, Z. (2019). Phosphorus removal from landfill leachate by microalgae. *Biotechnology Reports*, 25. doi:10.1016/j.btre.2020.e00419
- Khanzada, Z. y Ovez, S. (2017). Microalgae as a sustainable biological system for improving leachate quality. *Energy*, 140, 757-765. doi:10.1016/j.energy.2017.08.112
- Kheradmand, S., Karimi, J. y Sartaj, M. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management*, 30(6), 1025-1031. doi:10.1016/j.wasman.2010.01.021
- Köfalusi, G. K. y Aguilar, G. E. (2006). Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final. *Gaceta ecológica*, 79, 39-51.
- Kurniawan, T., Lo, W. y Chan, G. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 80-100. doi:10.1016/j.jhazmat.2005.08.010
- Lin, Chan, G., Jiang, B. y Lan, C. (2007). Use of ammoniacal nitrogen tolerant microalgae in landfill leachate treatment. *Waste Management*, 27(10), 1376-1382. doi:10.1016/j.wasman.2006.09.001
- Lippi, M., Ley, M., Mendez, G., Abranches, R. y Junior, F. (2018). State of Art of Landfill Leachate Treatment: Literature Review and Critical Evaluation. *Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM*. 40. doi:DOI:10.5902/2179460X35239
- Lou, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D. y Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of the Total Environment*, 703. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135468
- Maehlum, T. (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 32(3), 129-135. doi:10.1016/0273-1223(95)00613-3
- Martínez, L. (2008). Eliminación de CO₂ con microalgas autóctonas. (Tesis Doctoral), Instituto de Recursos Naturales, Universidad de León, España
- Martins, C., Fernandes, H. y Costa, R. (2013). Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. *Bioresource Technology*, 147, 562-568. doi:10.1016/j.biortech.2013.08.085

- Miao, L., Yang, G., Tao, T. y Peng, Y. (2019). Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments: A review. *Journal of Environmental Management*, 235, 178-185. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.01.057
- Moreira, F., Soler, J., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R., Brillas, E. y Vilar, V. (2015). Incorporation of electrochemical advanced oxidation processes in a multistage treatment system for sanitary landfill leachate. *Water Research*, 81, 375-387. doi:10.1016/j.watres.2015.05.036
- Mustafa, E., Phang, S. y Chu, W. (2012). Use of an algal consortium of five algae in the treatment of landfill leachate using the high-rate algal pond system. *Journal of Applied Phycology*, 24(4), 953-963. doi: 10.1007/s10811-011-9716-x
- Narala, R., Garg, S., Sharma, K., Thomas-Hall, S., Deme, M., Li, Y. y Schenk, P. (2016). Comparison of Microalgae Cultivation in Photobioreactor, Open Raceway Pond, and a Two-Stage Hybrid System. *Frontiers Energy Research*, 4. doi:10.3389/fenrg.2016.00029
- Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapulliah, P. V. y Ramachandra, T. V. (2017). Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, 220, 1-12. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002
- Nawaz, T., Rahman, A., Pan, S., Dixon, K., Petri, B. y Selvaratnam, T. (2020). A Review of Landfill Leachate Treatment by Microalgae: Current Status and Future Directions. *Processes*, 8(4). doi:10.3390/pr8040384
- Nordin, N., Yusof, N. y Samsudin, S. (2014). Microalgae biomass production and nitrate removal from landfill leachate. *In Proceeding of International Conference On Research, Implementation And Education Of Mathematics And Sciences* 73-82.
- Nordin, N., Yusof, N. y Samsudin, S. (2017). Biomass production of *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp., and *Oscillatoria* sp. in nitrified landfill leachate. *Waste and Biomass Valorization*, 8(7), 2301-2311. doi: 10.1007/s12649-016-9709-8
- Orupold, K., Tenno, T. y Henrysson, T. (2000). Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate. *Water Research*, 34(18) 4389-4396. doi:10.1016/S0043-1354(00)00210-4
- Ouaer, Maroua, Kallel, A., Kasmi, M., Hassen, A. y Trabelsi, I. (2017). Tunisian landfill leachate treatment using *Chlorella* sp.: effective factors and microalgae strain performance. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(20). doi: 10.1007/s12517-017-3241-4
- Park, J., Craggs y Shilton, A. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresourse Technology*, 102(1) 35-42. doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.158
- Paskuliakova, A., McGowan, T., Tonry, S. y Touzet, N. (2018). Microalgal bioremediation of nitrogenous compounds in landfill leachate – The importance of micronutrient balance in the treatment of leachates of variable composition. *Algal Research*, 32, 162-171. doi:10.1016/j.algal.2018.03.010
- Paskuliakova, A., Tonry, S. y Touzet, N. (2016). Phycoremediation of landfill leachate with chlorophytes: Phosphate a limiting factor on ammonia nitrogen removal. *Water Research*, 99, 180-187. doi:10.1016/j.watres.2016.04.029

- Peng, Y. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, *10*, S2567-S2574. doi:10.1016/j.arabjc.2013.09.031
- Pereira, S., Gonçalves, A., Moreira, F., Silva, T., Vilar, V. y Pires, J. (2016). Nitrogen Removal from Landfill Leachate by Microalgae. *International journal of molecular sciences*, *17*(11). doi:10.3390/ijms17111926
- Posadas, E., Alcántara, C., García, E. P., Gouveia, L., Guieysse, B., Acien, F., . . . Muñoz, R. (2017). Microalgae cultivation in wastewater. *Microalgae-Bases Biofuels*, 67-91. doi:10.1016/B978-0-08-101023-5.00003-0
- Raesossadati, M., Ahmadzadeh, H., McHenry, M. y Moheimani, N. (2014). CO₂ bioremediation by microalgae in photobioreactors: Impacts of biomass an CO₂ concentrations, light, and temperature. *Algal Research*, *6*, 78-85. doi:10.1016/j.algal.2014.09.007
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F. y Moulin , P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, *150*, 468-49. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.09.077
- Rocha-Beltran, J., Guajardo-Barbosa, C., Barceló-Quintal, I. y López-Chuken, U. (2017). Biotratamiento de efluentes secundarios municipales utilizando microalgas: efecto pH, nutrientes, (C,N,P) y enriquecimiento de CO₂. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, *53*, 417-427. doi:10.4067/S0718-19572017000300001
- Sanchez-Muñoz, M. d., Cruz- Cerón, J. G. y Maldonado-Espinel, C. (2019). Gestión de residuos sólidos urbanos en América Latina: una análisis desde la perspectiva de la generación. *Revista Finanzas y Política Económica*, *11*(2), 321-336. doi:10.14718/revfinanzpolitecon.2019.11.2.6
- Sardi-Saavedra, A., Peña-Salamanca, E. J., Madera-Parra, C. A. y Cerón-Hernández, V. A. (2016). Diversidad de las comunidades de algas asociadas a un sistema algal de alta tasa fotosintética para la biorremediación de lixiviados de rellenos sanitarios. *Latin american journal of aquatic research*, *44*(1), 113-120. doi:10.3856/vol44-issue1-fulltext-11
- Sforza, E., Al Emara, M.-H. K., Sharif, A. y Bertucco, A. (2015). Exploitation of Urban Landfill Leachate as Nutrient Source for Microalgal Biomass Production. *Chemical engineering transactions*, *43*, 373-378. doi:10.3303/CET1543063
- Sniffen, K., Price, J., Sales, C. y Olson, M. (2017). Influence of Scale on Biomass Growth and Nutrient Removal in an Algal–Bacterial Leachate Treatment System. *Environmental Science y Technolgy*, *51*(22), 13344–13352. doi:10.1021/acs.est.7b03975
- Sniffen, K., Sales, C. y Olson, M. (2015). Nitrogen removal from raw landfill leachate by an algae–bacteria consortium. *Water Science and Technology*, *73*(3), 479-485. doi:10.2166/wst.2015.499
- Sniffen, K., Sales, C. y Olson, M. (2018). The fate of nitrogen through algal treatment of landfill leachate. *Algal Research*, *30*, 50-58. doi:10.1016/j.algal.2017.12.010
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, L. y Tolkou, A. (2017). Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability*, *9*(1), 1-39. doi:10.3390/su9010009

- Vásquez, E. (2015). Estudio de biorreactor de membrana para el tratamiento de aguas residuales urbanas.(Master universitario en Gestión Sostenible y Tecnologías del Agua), Universidad de Alicante, España
- Velasquez, M., Ramirez, M. I. y Noguez, Y. (2012). Saline landfill leachate disposal in facultative lagoons for wastewater treatment. *Environmental Technology*, 33(2), 247-255. doi:10.1080/09593330.2011.567301
- Visvanathan, C., Choudhary, M., Montalbo, M. y Jegatheesan, V. (2007). Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor. *Desalination*, 204(1-3), 8-16. doi:10.1016/j.desal.2006.02.028
- Webler, A., Moreira, F., Dezotti, M., Mahler, C., Barbosa, I., Boaventura, R. y Vilar, V. (2019). Development of an integrated treatment strategy for a leather tannery landfill leachate. *Waste Management*, 89 114-128. doi: 10.1016/j.wasman.2019.03.066
- Whitton, R., Ometto, F., Villa, R., Pidou, M. y Jefferson, B. (2019). Influence of light regime on the performance of an immobilised microalgae reactor for wastewater nutrient removal. *Algal Research*, 44. doi:10.1016/j.algal.2019.101648
- Yildiz, E. D., Ünü, K. y Rowe, K. (2004). Modelling Leachate Quality and Quantity in Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management y Research*, 22(2), 78-92. doi/10.1177/0734242X04043937
- Zhao, X., Zhou, Y., Huang, S., Qiu, D., Schideman, L., Chai, X. y Zhao, Y. (2014). Characterization of microalgae-bacteria consortium cultured in landfill leachate for carbon fixation and lipid production. *Bioresource Technology*, 156, 322-328. doi:10.1016/j.biortech.2013.12.112