



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



Tema: Revisión y análisis de bibliografía actualizada sobre el tratamiento anaeróbico de lixiviados de rellenos sanitarios municipales

Trabajo de Titulación, Modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención de título de Ingeniera Bioquímica, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Autor: Doménica Selenia Mesías Shulca
Tutor: Dr.- Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

AMBATO-ECUADOR

septiembre 2021

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dr.- Ing Rodney David Peñafiel Ayala

CERTIFICA

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

Ambato, 30 de julio del 2021

Dr.- Ing Rodney David Peñafiel Ayala

C.I. 1712283520

TUTOR

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Yo, Doménica Selena Mesías Shulca, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Trabajo de Titulación, modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Bioquímica son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Doménica Mesías Shulca', enclosed within a large, stylized oval flourish.

Doménica Selena Mesías Shulca

C.I. 180445304-9

AUTORA

APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos Profesores Calificadores, aprueban el presente Trabajo de Titulación, en la modalidad proyecto de investigación el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Presidente del Tribunal

Dr. William Ricardo Calero Cáceres

C.I. 1714348859

Dr. Orestes Dario López Hernández

C.I. 1754784864

Ambato, 30 de Agosto de 2021

DERECHOS DE AUTOR

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

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

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Doménica Mesias Shulca', enclosed within a large, stylized oval scribble.

Doménica Selena Mesias Shulca

C.I. 180445304-9

AUTORA

DEDICATORIA

*Dedicado a mi madre Elizabeth Shulca,
a mi padre Vicente Mesías,
a mis hermanos Christian y Leslie
y a mi hija Celeste que ha sido
la motivación e inspiración principal.*

AGRADECIMIENTO

A mi Dios por darme fuerza, salud y permitirme llegar hasta este momento en compañía de mi familia.

Agradezco a mi madre por ser el pilar principal en este largo camino, a pesar de las dificultades que se han presentado a sabido guiarme con su amor, paciencia y apoyo incondicional permitiéndome cumplir una meta más en mi vida al inculcarme bases de responsabilidad y deseos de superación. A mi padre por todo el esfuerzo y sacrificio que ha realizado para que pueda culminar mis estudios. A mi hermana por siempre confiar en mí, ser mi cómplice, nunca dejarme sola y siempre estar presta a ayudarme en cualquier situación. A mi hermano por sus consejos y apoyo muchas veces poniéndose en el papel de padre ayudándome a salir adelante.

A mi hija por ser la razón principal de salir adelante, por contagiarme de su felicidad en días grises, por ser luz en mi vida impulsándome a cada día superarme.

Un agradecimiento especial al doctor Rodney Peñafiel por sus conocimientos, orientación y profesionalismo que han permitido la realización del presente trabajo de investigación con satisfacción.

A la Universidad Técnica de Ambato y a la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología, por cada enseñanza impartida que me ayudarán a ser una excelente profesional.

Finalmente agradezco a los amigos que conocí durante el transcurso de mi carrera que de una u otra manera han aportado para que se de este gran logro. En especial a Damián un amigo incondicional quien ha sido un apoyo fundamental en este camino siempre dispuesto a ayudarme, compartiendo momentos inmemorables que se quedaran grabados.

ÍNDICE GENERAL

APROBACIÓN DEL TUTOR.....	ii
DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD.....	iii
APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO	iv
DERECHOS DE AUTOR	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
INDICE	
GENERAL.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
RESUMEN	xi
<i>ABSTRACT</i>	xii
CAPÍTULO I	1
1.1 JUSTIFICACIÓN	1
1.2 OBJETIVOS	3
1.2.1 Objetivo general.....	3
1.2.2 Objetivos específicos	3
CAPÍTULO II.....	4
METODOLOGÍA	4
2.1 Bases de datos consultadas	4
2.2 Bibliografía revisada por aspecto.....	4
CAPÍTULO III.....	7
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	8
3.1 Concepto de Lixiviado.....	8
3.2 Generación de lixiviado	8
3.3 Tratamiento biológico anaeróbico de lixiviados	9
3.3.1 Reactores de biopelícula y de lodos granulados	12
3.3.2 Reactores anaeróbicos de biosólidos en suspensión	30
3.3.3 Recirculación de lixiviado	44
3.4 Análisis comparativo.....	58
CAPÍTULO IV.....	63
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	63
4.1 Conclusiones	63
4.2 Recomendaciones	65
BIBLIOGRAFÍA	66

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características fisicoquímicas del lixiviado de acuerdo con la edad.	9
Tabla 2. Dimensiones y parámetros de diseño de reactores UASB a gran escala que tratan aguas residuales municipales en India	26
Tabla 3. Reactores UASB en rellenos municipales a gran escala implementados en América Latina	26
Tabla 4. Aplicaciones a escala de laboratorio del proceso Anammox en el tratamiento de lixiviado	39
Tabla 5. Aplicación de Plantas anammox a gran escala en el mundo.....	43
Tabla 6. Resultados obtenidos en biorreactores de vertedero a gran escala en el mundo.	52
Tabla 7. Costos de biorreactores de vertedero implementados.	54
Tabla 8. Análisis financieros para 5 años.....	55
Tabla 9 Análisis comparativo de los tratamientos biológicos anaerobios.....	58

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1 Proceso de degradación anaerobia.....	10
Fig. 2 Modelo del Biorreactor UASB (Ibáñez & Bayona, 2018).....	15
Fig. 3 Gránulos formados al interior del reactor (Gandarillas R. et al., 2017).	16
Fig. 4 Variación de la concentración de lodos al interior del reactor UASB (Castro, 2018).	16
Fig. 5 Diseño separador trifásico y deflectores de reactor UASB (Loja & Quezada, 2017). 17	
Fig. 6 Reactor UASB a escala piloto tesis de grado (Caicedo, 2006).....	22
Fig. 7 Diseño del reactor UASB a escala piloto (Amaguaya, 2019)	23
Fig. 8 Reactor UASB a escala piloto (Castro, 2016)	23
Fig. 9 Diagrama esquemático del montaje experimental: (1) depósito de sustrato; (2) bomba de alimentación; (3) enfluent; (4) puerto de muestreo; (5) lecho de lodo; (6) manta de lodo; (7) GLSS; (8) recolección de gas; (9) effluent (Singh & Mittal, 2012).	24
Fig. 10 Ejemplos de Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente a escala real para diferentes rangos de población (Oakley, 2017).	25
Fig. 11 Esquema del sistema anammox (a) de dos etapas y (b) de una sola etapa	33
Fig. 12 Proceso de oxidación de amonio de bacterias anammox (Peralta y Serrato, 2016).34	
Fig. 13 Bacterias anammox (Leal, 2015).	35
Fig. 14 Metabolismo de la reacción anammox a partir de intermediarios (Peralta y Serrato, 2017).	36
Fig. 15 Diagrama esquemático del vertedero de biorreactores anaeróbicos (Byun, 2019)... 47	
Fig. 16 Inyección en pozos verticales (Thampan & Chandel, 2015).	47
Fig.17 Inyección mediante zanjas horizontales (Thampan & Chandel, 2015).	48
Fig. 18 Representación a escala laboratorio de biorreactor anaerobio de vertedero (Addario & Ruggeri, 2016).	50
Fig. 19 Diseño a escala laboratorio del biorreactor empleado (Berriela et al, 2015).	51

Fig. 20 Diagrama esquemático del sistema de recirculación de lixiviados (Patil & Singh, 2016).....	51
Fig. 21 Modelo escala real biorreactor anaerobio de vertedero (Kaszubska & Wzorek, 2017).....	52
Fig. 22 Curva de producción de Gas en biorreactor de vertedero y vertedero tradicional (Kaszubska & Wzorek, 2017).....	56

RESUMEN

Los rellenos sanitarios son utilizados como disposición final de los desechos de la población en el mundo, no obstante, el problema que se presenta es la aparición de lixiviados debido a la transferencia de agua a través de los residuos sólidos conteniendo alta carga orgánica, concentración de amonio y demás metales pesados generando un gran impacto ambiental. Por lo cual los tratamientos biológicos anaerobios presentan buenos resultados para la remoción de contaminantes en el lixiviado debido a sus sistemas con operación simple y bajo costo. De modo que se hace necesario un estudio extenso de tecnologías con el fin de determinar la mejor manera de tratarlo. En este artículo se estudia mediante revisión bibliográfica los tratamientos biológicos anaerobios de los lixiviados de vertederos como reactores anaeróbicos de biosólidos en suspensión, reactores de biopelícula (reactor UASB) y biorreactores de vertedero, mediante un análisis comparativo se proporciona información actual abriendo paso a futuras investigaciones.

Con la revisión se concluyó que los tratamientos biológicos anaerobios tienen una gran ventaja por su bajo costo a comparación de otros métodos, dando buenos resultados a gran escala el reactor anaerobio de flujo ascendente para tratar lixiviados, con porcentajes eficientes de eliminación de DQO y DBO en base a experiencias operativas de distintas plantas de tratamiento. Sin embargo, no remueve los altos contenidos de nitrógeno amoniacal de lixiviados maduros siendo una buena propuesta el combinar el sistema anammox con el biorreactor UASB por su fácil operatividad, obteniendo alta remoción en materia orgánica y nitrógeno amoniacal.

Palabras claves: Investigación bibliográfica, gestión ambiental, lixiviados, tratamiento anaerobio, biorreactores anaerobios, rellenos sanitarios.

ABSTRACT

Sanitary landfills are used as the final disposal of the world's population waste, however, the problem that arises is the appearance of leachates due to the transfer of water through solid waste containing a high organic load, concentration of ammonium and other heavy metals generating a great environmental impact. Therefore, the anaerobic biological treatments present good results for the removal of contaminants in the leachate due to their systems with simple operation and low cost. So, an extensive study of technologies is necessary in order to determine the best way to treat it. This article studies through a bibliographic review the anaerobic biological treatments of leachates from landfills such as anaerobic reactors of biosolids in suspension, biofilm reactors (UASB reactor) and landfill bioreactors, through a comparative analysis current information is provided, opening the way to future research.

With the review it was concluded that anaerobic biological treatments have a great advantage due to their low cost compared to other methods, with good results on a large scale with the upflow anaerobic reactor to treat leachates, with efficient percentages of COD and BOD removal in Based on operating experiences of different treatment plants, however, it does not remove the high ammonia nitrogen content of mature leachates, being a good proposal to combine the anammox system with the UASB bioreactor due to its easy operation, obtaining high removal of organic matter and nitrogen. ammonia.

Keywords: Bibliographic research, environmental management, leachates, anaerobic treatment, anaerobic bioreactors, sanitary landfills.

CAPÍTULO I

1.1 JUSTIFICACIÓN

El vertido de desechos en los rellenos sanitarios es uno de los mayores retos que se ha venido enfrentando durante varios años las autoridades ambientales por el efecto contaminante que trae consigo, encontrándose seriamente amenazado el medio ambiente, en gran parte por una mala práctica de los residuos en los vertederos afectando los recursos agua y suelo (Ayala R., 2018). Por esta razón se deben establecer procesos de depuración de los diferentes componentes contaminados producidos por la actividad humana y agrícola, en especial de los efluentes ya que la putrefacción natural de estos residuos produce un líquido tóxico de coloración negra, conocido como lixiviado, formado por la mezcla de las aguas de lluvia infiltradas en el depósito y de la degradación de los residuos orgánicos. (Zafra & Romero, 2019)

Los lixiviados que no son tratados pueden mezclarse con aguas subterráneas o superficiales, causando graves daños debido a que contienen una elevada concentración de compuestos orgánicos medidos en base al análisis de DBO (demanda bioquímica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno) y carbón orgánico total (Montesinos, 2015). Compuestos inorgánicos como Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y metales (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn) (Filho, 2017)

La composición de los lixiviados depende en gran medida del tipo de desecho y de la edad de los vertederos clasificándose en lixiviado joven el cual presenta una coloración negra con pH ácido de 6,5 elevada concentración de DBO, DQO, alcalinidad, amonio y ácidos grasos volátiles, además de una alta relación entre DBO/DQO mayor a 0,4 (Zafra-Mejía & Romero-Torres, 2019) por lo tanto presenta mayor biodegradabilidad siendo más eficaz su depuración (Montesinos, 2015).

El lixiviado viejo es de color marrón, presenta bajo contenido de DQO, baja relación de DBO/DQO menor a 0,1 siendo poco biodegradable, contiene alto potencial de oxido-reducción y un pH mayor a 7.5 (Romero, 2017). Debido a sus características fisicoquímicas es más difícil de tratar a comparación que el lixiviado joven (Ilhami Firiyal Imtinan et al., 2020)

La mayoría de países en Latinoamérica no cuentan con tratamientos tecnológicos adecuados de lixiviados poniendo en riesgo los recursos naturales, por lo que resulta de gran interés el estudio de nuevas tecnologías que han sido desarrolladas a nivel mundial destacándose los tratamientos biológicos anaeróbicos por su alta eficiencia en remoción de carga orgánica y bajo costo a comparación de otros métodos **(Zafra & Romero, 2019)**.

No obstante, cuando las aguas residuales requieren un procesamiento mayor los métodos biológicos se usan como pre-tratamientos y deben ser apoyados por otras tecnologías para la depuración completa del lixiviado **(Martínez et al, 2014)**. Siendo los tratamientos fisicoquímicos los que permiten una remoción completa de contaminantes como los procesos de coagulación/floculación que consiste en separar las partículas suspendidas mediante la adición de coagulantes o reactivos químicos, aclarando el color del agua residual, reduciendo la turbidez y eliminando microorganismos patógenos presentes **(Rodríguez et al, 2020)**. También están los procesos de oxidación química y adsorción que permite remover solidos suspendidos y disueltos en los lixiviados **(Díaz, 2018)**.

Los biodigestores usados para el tratamiento de lixiviados son tanques herméticos donde se lleva a cabo un proceso anaerobio en un ambiente controlado, donde ocurre la fermentación de la materia orgánica y los ácidos generados del lixiviado son usados por las bacterias presentes en los residuos para producir biogás que es la mezcla de metano y CO₂ **(Alarcón, 2016)**. El biodigestor presenta una entrada donde ingresa el agua residual a tratar, un espacio donde se da la degradación de los desechos y en la parte superior una válvula para la salida del biogás y otra para el lixiviado procesado **(Hidalgo & Marrero, 2015)**.

Entre los tratamientos biológicos anaerobios está el reactor anaerobio de película biológica y reactores de lodos granulados como el reactor anaeróbico de flujo ascendente (UASB), dentro del cual existe la presencia de microorganismos aerobios que degradan la materia orgánica formando un lodo biológicamente activo al interior del biorreactor **(Loja & Quezada, 2017)**. Su funcionamiento se basa en separar la biomasa, el efluente tratado y el biogás (metano) **(Vélez, 2020)**. Sin embargo, presenta una desventaja por su largo tiempo de adaptación y su sensibilidad a compuestos tóxicos **(Hernández, 2018)**.

El proceso de oxidación anaerobia de ion amonio (Anammox) consiste en un reactor de lecho fluidizado con el que se busca pasar el amonio y nitrito presentes en los lixiviados a gas nitrógeno por medio de bacterias anaerobias denominadas Anammox **(Sultana, 2016)**. Los inconvenientes de este tratamiento es el lento crecimiento de las bacterias por lo que el tiempo de retención es alto para obtener la biomasa apropiada y su elevada sensibilidad bajo condiciones operacionales **(Roldán, 2018)**.

Por otro lado, está el biorreactor de vertedero (landfill bioreactor) que permite la recirculación de lixiviados al adicionar agua a los desechos y así humedecerlos provocando una acelerada degradación de los residuos **(Rodrigo-Illarri et al., 2020)**. Una de sus limitaciones es la filtración de lixiviado que se puede dar al incorporar agua a una alta presión, además de su elevado costo de montaje inicial por tener instalaciones de ingeniería **(Mathew, 2013)**.

El análisis de las tecnologías de tratamiento biológico de lixiviados es fundamental para su aplicación a escala real en vertederos municipales, logrando una disposición segura de aguas residuales y minimizando el impacto ambiental a nivel mundial **(Astorga del Canto, 2018)**.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo general

- Revisar y analizar mediante revisión bibliografía actualizada el tratamiento anaeróbico de lixiviados de rellenos sanitarios municipales.

1.2.2 Objetivos específicos

- Estudiar el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios en reactores anaeróbicos de biosólidos en suspensión (*suspended growth bioreactor*).
- Realizar un estudio acerca de los aspectos teóricos y técnicos del tratamiento anaeróbico de lixiviados en reactores de biopelícula y de lodos granulados (*attached growth and granular sludge bioreactor*).
- Caracterizar y analizar el tratamiento anaeróbico de lixiviados mediante recirculación en biorreactor de vertedero (*landfill bioreactor*).
- Desarrollar un análisis comparativo de las tres tecnologías de tratamiento anaeróbico de lixiviados de rellenos sanitarios.

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA

2.1 Bases de datos consultadas

Science Direct, REDALYC, Scientific Electronic Library Online (SCIELO), Springer, Scopus, Google Academic.

2.2 Bibliografía revisada por aspecto

La investigación se llevó a cabo mediante la revisión de artículos científicos en bases de datos que presente la información de cada tecnología evaluando comparativamente en cada una de ellas los aspectos presentados en la tabla siguiente, en los cuales se seleccionó artículos principales para continuar con la revisión.

Aspectos	REACTORES ANAERÓBICOS DE BIOSÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	REACTORES DE BIOPELÍCULA Y DE LODOS GRANULADOS	BIORREACTOR DE VERTEDERO
a. Revisión de los aspectos teóricos fundamentales	Se recabó información relevante que ayude a entender el funcionamiento de las tecnologías y los procesos llevados a cabo al interior de cada reactor.		
	Gamoń, F., Tomaszewski, M., & Ziemińska-Buczyńska, A. (2019). Ecotoxicological study of landfill leachate treated in the ANAMMOX process. <i>Water Quality Research Journal of Canada</i> , 54(3), 230–241. https://doi.org/10.2166/wqrj.2019.042	Arias Arias, F. E., Amaguaya Shagñay, E. G., Carrera Almendáriz, L. S., & Rodríguez Pinos, A. A. (2020). Diseño de un bioreactor tipo UASB para el tratamiento de lixiviados provenientes de residuos urbanos. <i>Ciencia Digital</i> , 4(3), 138-151. https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v4i3.1306	Di Addario, M., & Ruggeri, B. (2016). Landfill Bioreactor Technology for Waste Management. <i>Environmental Footprints and Eco-Design of Products and Processes</i> , 211–235. doi:10.1007/978-981-10-0150-5_8
b. Desarrollo histórico de la tecnología	Se analizó y detalló la evolución de los biorreactores a través del tiempo desde su aparición, determinando los aspectos que ayudaron a la mejora en el tratamiento mediante fechas cronológicas.		
	Sultana, S. (2016). Molecular and Kinetic Characterization of Anammox Bacteria	Gotvajn, A. Ž., & Pavko, A. (2015). Perspectives on biological treatment of	EPA (2018). Revisions to the Criteria for Municipal Solid Waste Landfills to Address Advances in

	Enrichments and Determination of the Suitability of Anammox for Landfill Leachate Treatment. <i>Oregon State University.</i> , 53(9), 1689–1699.	sanitary landfill leachate. <i>Wastewater Treatment Engineering</i> , 13, 31-39.	Liquids Management. Authenticated U.S Government Information 83(246), 66210-66223
c. Aplicaciones de la tecnología	Se especificó el uso de los biorreactores en distintos campos de la industria y su eficiencia en demás estudios.		
	Ishimoto C, Sugiyama T, Matsumoto T, Uenishi H, Fukumoto Y, Waki M. Full-scale simultaneous partial nitrification, anammox, and denitrification process for treating swine wastewater. <i>Water Sci Technol.</i> 2020 Feb;81(3):456-465. doi: 10.2166/wst.2020.120. PMID: 32385199	Monsalve Monteza, K. K. (2017). <i>Reactor Anaerobio De Flujo Ascendente Para El Tratamiento De Aguas Residuales Del Camal Municipal De José Leonardo Ortiz</i> , 2015. (Tesis de Grado). Universidad César Vallejo, Perú. Recuperado de https://hdl.handle.net/20.500.12692/32298	Lorenzo, P.; Medrano, E.; SánchezGuerrero. (2020). Recirculación en Cultivo sin Suelo de Pepino en Almería. Almería. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, 2020. 1-18 p. Formato digital (e-book) - (Ingeniería y Tecnología Agroalimentaria)
d. Ventajas y desventajas de cada tecnología	Se detalló los aspectos positivos y negativos que conlleva la implementación de los reactores en el tratamiento de lixiviados.		
	Leal, C. D. (2015). <i>Avaliação do efeito de diferentes relações DQO/N sobre o processo anammox e viabilidade da aplicação do processo como pós-tratamento de efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico.</i> (Mestre em Saneamento, Universidade Federal de Minas Gerais).	Mainardis, M., Buttazzoni, M., & Goi, D. (2020). <i>Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances.</i> <i>Bioengineering</i> , 7(2), 43. doi:10.3390/bioengineering7020043	Cossu, R., & Grossule, V. (2018). Lake and Reservoir Fate and Transport of Chemicals. <i>Solid Waste Landfilling</i> , 1976, 831–841. https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407721-8.00039-5
e. Factores operacionales	A través de revisión bibliográfica se determinó los diversos parámetros a tener en cuenta para crear un ambiente favorable y obtener el buen funcionamiento al interior de los reactores.		
	Cho, S., Kambey, C., & Nguyen, V. K. (2020). Performance of anammox processes for wastewater treatment: A critical review on effects of operational conditions and environmental stresses.	Mainardis, M., Buttazzoni, M., & Goi, D. (2020). Up-flow anaerobic sludge blanket (Uasb) technology for energy recovery: A review on state-of-the-art and	Manzur, S. R., Hossain, M. S., Kemler, V., & Khan, M. S. (2016). Monitoring extent of moisture variations due to leachate recirculation in an ELR/bioreactor landfill using resistivity imaging.

	<i>Water (Switzerland)</i> , 12(1). https://doi.org/10.3390/w12010020	recent technological advances. <i>Bioengineering</i> , 7(2). https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043	Waste Management, 55, 38–48. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.035
f. Escalado de la tecnología a	Mediante la revisión de artículos científicos donde se haya implementado las tecnologías a tratar, se analizó los modelos a escala laboratorio y piloto identificando las distintas configuraciones operacionales previo a un escalado real en el tratamiento de lixiviados.		
	Ni, Shou-Qing & Zhang, Jian. (2013). Anaerobic Ammonium Oxidation: From Laboratory to Full-Scale Application. <i>BioMed research international</i> . 2013. 469360. 10.1155/2013/469360 .	Arias Arias, F. E., Amaguaya Shagñay, E. G., Carrera Almendáriz, L. S., & Rodríguez Pinos, A. A. (2020). Diseño de un bioreactor tipo UASB para el tratamiento de lixiviados provenientes de residuos urbanos. <i>Ciencia Digital</i> , 4(3), 138-151. https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v4i3.1306	Sughosh, P., Lakshmikanthan, P., & Sivakumar Babu, G. L. (2018). Comparative Studies of Small-Scale Aerobic and Anaerobic Bioreactor Landfills Treating MBT Waste of Bangalore City. <i>Proceedings of the 1st International Conference on Sustainable Waste Management through Design</i> , 8–15. doi:10.1007/978-3-030-02707-0_2
g. Retos de la tecnología a, aspectos a desarrollar	En base a la bibliografía revisada se determinó los distintos desafíos que se presentan al poner en marcha los reactores y sus futuras configuraciones para un mejor resultado.		
	Alanezi, A. (2018). Cost and Environmental Impacts of Leachate Nitrogen/Phosphorus Management Approaches. <i>Electronic Theses and Dissertations</i> , 2004-2019. 5995. https://stars.library.ucf.edu/etd/5995	Dutta, A., Davies, C., & Ikumi, D. S. (2018). Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and other anaerobic reactor configurations for wastewater treatment: A comparative review and critical updates. <i>Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA</i> , 67(8), 858–884. https://doi.org/10.2166/aqua.2018.090	Chembukavua, A. A., Mohammada, A., & Singhb, D. N. (2019). Bioreactor landfills in developing countries: a critical review. <i>The Journal of Solid Waste Management and Management</i> , 45(1), 21–38.
h. Análisis de costo	Se indagó el costo de la implementación de las tecnologías (diseño, construcción, reactivos, entre otros) de acuerdo con estudios realizados teniendo en cuenta los diversos factores operacionales.		
	Vineyard, D., Hicks, A., Karthikeyan, K. G., & Barak, P. (2020). Economic analysis of	Escobar de la Espriella, F., & Ocampo Mercado, F. E.	Cox, J. T., Yesiller, N., & Hanson, J. L. (2015). Implications of variable waste placement

	electrodialysis, denitrification, and anammox for nitrogen removal in municipal wastewater treatment. <i>Journal of Cleaner Production</i> , 121145. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.121145	(2017). <i>Estudio de la viabilidad técnico económico para la implementación de un sistema de tratamiento de las aguas residuales domésticas en Cotecmar sede Mamonal</i> (Master's thesis, Universidad del Norte).	conditions for MSW landfills. <i>Waste Management</i> , 46, 338–351. doi: 10.1016/j.wasman.2015.08.031
--	---	---	--

Del análisis bibliográfico se generó tablas y gráficos para cada uno de los aspectos estudiados que permita ampliar la información de acuerdo con los objetivos planteados.

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Concepto de Lixiviado

El lixiviado es un fluido producido por la biodegradación de residuos sólidos y agua de lluvia esto provoca una mezcla con alta contaminación de materia orgánica, que se genera en la percolación por la capa celular a través de los desechos vertederos generados (Ayala, 2018). Este tipo de agua residual se origina por el gran contenido de humedad que contienen los desechos que al ponerse en contacto con agua de lluvia genera lixiviado (Andreja et al, 2015).

El lixiviado se caracteriza por presentar un elevado contenido de amoníaco y metales pesados (cobre, plomo, zinc, etc), una alta demanda química (DQO) y biología de oxígeno (DBO) y microorganismos patógenos. Estas características pueden generar riesgos ambientales para la población (Imtinan, 2020). Su descarga es prohibida sin antes tener su debido manejo, es por esto que existe un sin número de tratamientos para mejorar la calidad y reducir sus contaminantes (Han et al, 2019).

3.2 Generación de lixiviado

Los lixiviados generados en el relleno sanitario depende en gran medida de la humedad de los desechos al inicio, la compactación de los residuos, precipitaciones pluviales, infiltración y capacidad del vertedero (Cárdenas et al., 2020).

Su generación será mayor cuando este líquido no este lo suficientemente compactado y para poder determinarlo deberán ser analizados varios factores como su composición que a su vez dependerá del tipo de relleno y como se manejen los desechos en él. Otro factor que influye es la edad del vertedero ya que a lo largo del tiempo la basura se va acumulando, haciendo que el lixiviado a tratar posea mayores características y componentes difíciles de remover (Romero, 2017).

Los factores más relevantes para estimar la generación del lixiviado son la evaporación, la transpiración, escorrentía que se penetra en el relleno proveniente del agua de lluvia, la humedad del suelo, la cobertura que posee el vertedero, siendo las precipitaciones las mayores causantes de su origen y en un grado menor la humedad inicial de los residuos (Chelliapan et al., 2020).

Se ha determinado que durante la descomposición de la basura se produce 0,2 m³ de lixiviado por cada tonelada y aun después del cierre del vertedero es posible que se siga generando por muchos años más (Cárdenas-Ferrer et al., 2020).

Las características fisicoquímicas y biológicas de los lixiviados varían de acuerdo con la edad del vertedero (Tabla 1). La relación DBO/DQO permite distinguir la edad del lixiviados que en un inicio posee compuestos orgánicos que se biodegradan con facilidad, sin embargo, a medida que aumenta la edad del lixiviado disminuye la biodegradabilidad (Tripathy, 2019). Durante la fase de acetogénesis del vertedero las características del lixiviado son más complejas por la formación de ácidos húmicos y fúlvicos. Respecto al pH es menor cuando el lixiviado presenta ácidos orgánicos mientras que se va incrementando en la fase de maduración (Chávez, 2011).

Tabla 1. Características fisicoquímicas del lixiviado de acuerdo con la edad.

Característica	Lixiviado joven	Lixiviado intermedio	Lixiviado maduro
Edad	<5	5-10	>10
pH	6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO (mg/L)	>10000	4000-10000	<4000
DBO ₅ /DQO	>0.3	0.1-0.3	<0.1
Compuestos orgánicos	80% ácidos orgánicos	5-30% ácido orgánicos – componentes húmicos	Compuestos húmicos y fúlvicos
Metales pesados	Alto	medio	bajo
Biodegradabilidad	alta	media	baja

Fuente: (Chávez, 2011).

3.3 Tratamiento biológico anaeróbico de lixiviados

Los tratamientos biológicos para el tratamiento de lixiviados son eficaces al ofrecer ventajas en la eliminación de compuestos biodegradables y de nitrógeno y fósforo,

empleando microorganismos en distintos sistemas de reactores en condiciones aerobias o anaerobias (Gotvajn, & Pavko, 2015).

El tratamiento anaerobio se realiza en ausencia de oxígeno molecular ya que se emplean microorganismos anaeróbicos los cuales obtienen oxígeno de los compuestos orgánicos presentes en los desechos como es el caso de nitratos y sulfatos (Val del Río, et al, 2014). El principal subproducto de este tratamiento es el biogás (Rwn & Yuan, 2017).

Mediante el proceso de digestión anaerobia para degradar la materia orgánica los compuestos orgánicos complejos son convertidos en compuestos orgánicos e inorgánicos sencillos por medio de cuatro etapas principales según (Meegoda, 2018):

La primera etapa es la hidrólisis donde se da la conversión de macromoléculas complejas en sencillas mediante bacterias hidrolíticas que secretan enzimas extracelulares que convierten carbohidratos, lípidos y proteínas en azúcares, ácidos grasos de cadena larga y aminoácidos.

La etapa siguiente es la acidogénesis, donde los microorganismos acidógenos pueden producir ácidos grasos volátiles intermedios (acetatos, propionato, butirato) y otros productos al absorber a través de la membrana celular los productos de la etapa hidrolisis.

La acetogénesis es la etapa de conversión de los ácidos grasos volátiles en acetato generando hidrogeno.

La última etapa es la metanogénesis donde los microorganismos metanogénicos consumen los productos intermedios para producir metano.

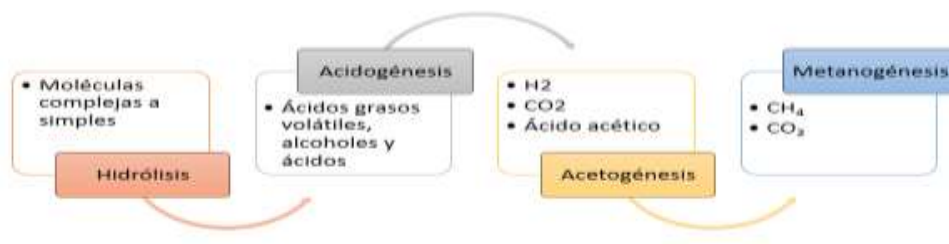


Fig. 1 Proceso de degradación anaerobia.

Para la eliminación de nitrógeno de lixiviado en condiciones anaerobias se emplea el proceso de desnitrificación donde se reduce el nitrato hasta nitrógeno molecular produciéndose óxido nitroso, nitrito y óxido nítrico como intermediarios (**Alzate, 2019**). Se produce en etapas consecutivas empezando con la conversión de amonio en nitrito, seguido de la conversión del amonio restante al reaccionar con el nitrito generando gas dinitrógeno (**Cho, 2020**). Los microorganismos que intervienen en el proceso son bacterias oxidantes de amoníaco las cuales utilizan carbono orgánico y nitrato como fuente de energía para el proceso de síntesis celular (**Zhu & Steenwerth, 2018**).

Para el tratamiento de aguas residuales con altos niveles de sulfato se emplea el proceso de reducción de sulfato que se realiza mediante bacterias reductoras de sulfato en condiciones anaerobias para degradar la materia orgánica donde se emplea sulfato (SO_4) para generar sulfuro (H_2S) (**Ríos, 2015**). Esto se realiza con dos propósitos; el primero es utilizar el sulfato como fuente de azufre para las bacterias y el segundo es usar al sulfato como aceptor final de electrones reduciendo así el sulfato a sulfuro al tiempo que se da la oxidación de materia orgánica (**Durruty, 2013**).

Existen ciertos factores que podrían inhibir el proceso de degradación anaeróbica de la materia orgánica del lixiviado, los principales son el pH, la temperatura y concentración de amonio.

La temperatura influye directamente en los microorganismos anaerobios por lo tanto a menor temperatura la velocidad de reacción de las bacterias puede verse afectada obteniendo una baja tasa cinética de remoción de materia orgánica y por ende la producción de biogás se ve reducido (**Hou, et al, 2018**).

Tanto los microorganismos metanogénicos como los acidógenos tienen su pH óptimo por lo que un desequilibrio podría causar fallas en el proceso de degradación. Un cambio drástico de pH desestabiliza la producción de ácidos grasos y conduce a la acidificación provocando un aumento de amoníaco (**Cornet & Euverink, 2017**).

Una elevada concentración de metales pesados puede causar daño al sistema enzimático de las bacterias anaeróbicas. El nitrógeno amoniacal si se encuentra en una alta concentración mayor a 1200 ppm se acumula y causa inhibición del proceso (**Baraza et al, 2019**), mientras que una baja concentración provoca un bajo

rendimiento de metano y pérdida de biomasa (**Procházka, 2011**). Los microorganismos anaeróbicos más afectados por este factor son los metanógenos ya que son los menos tolerantes y los que tienen más probabilidades de detener su actividad (**Chen et al, 2018**).

Los altos contenidos de materia orgánica en los lixiviados hacen que sea necesario un tratamiento anaerobio por lo que existen varios procedimientos y tecnologías que se emplean hoy en día para tratar aguas residuales contaminadas desde reactores de biopelícula y biosólidos en suspensión hasta la recirculación de lixiviados.

3.3.1 Reactores de biopelícula y de lodos granulados

El sistema de lodo granular ha ganado un interés debido a su potencial para tratar aguas residuales de una manera compacta y eficiente ya que tiene una velocidad de sedimentación muy alta. El lodo activado puede formar gránulos bajo ciertas condiciones ambientales (**Wilén, 2018**). En este tipo de sistema los lodos granulados la biomasa crece en forma de gránulos compactados sin necesidad de un material soporte (**Castro, 2013**), por lo que se retienen dentro del reactor y se mantiene suspendidos debido a la alta velocidad de flujo (**Raman et al, 2017**).

Los reactores anaerobios de biopelículas tienen una gran estabilidad de rendimiento, su funcionamiento se basa en la acumulación de microorganismos en un soporte en forma de biopelícula (**Trego et al, 2020**). Su ventaja a comparación de otros reactores es la capacidad de formar alta concentración de biomasa, mayor tiempo de retención de sólidos y aumenta las velocidades de carga orgánica (**Mendoza & Sáez, 2019**).

Se destacan reactores como filtro anaerobio (AF) el cual es usado por tener un tiempo de retención hidráulico efectivo para tratar aguas residuales, sin embargo, su limitación es al tratar altas cargas orgánicas (**Mendoza & Sáez, 2019**). Los reactores de lecho de lodo granular expandido (EGSB) que con la velocidad de flujo ascendente de las aguas residuales de entrada se produce la expansión del lodo granular (**Oakley, 2017**). Los reactores de lecho fluidizado (FBR) que consiste en pasar el fluido a través de un lecho fijo que es la concentración de microorganismos al interior del reactor inmovilizados en forma de biopelícula permitiendo absorber y degradar la materia orgánica (**Bello et al, 2017**).

Se destaca el reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) por lo que es de gran interés estudiar en el presente trabajo investigativo por encima de los otros reactores debido a sus múltiples ventajas como es su bajo costo de implementación, simplicidad operativa, bajo consumo de energía, y menor requisito de espacio **(Li et al, 2018)**. La formación de lodos granulados mantiene a la biomasa estable lo que mejora la eliminación de materia orgánica de los lixiviados **(Khanal et al, 2017)**. Además, maneja altas tasas de carga orgánica y genera una mayor producción de gas metano **(Duta, 2018)**. A diferencia de los otros tratamientos anaerobios el reactor UASB presenta un separador trifásico permitiendo separar el efluente, la biomasa y gas producido para un mejor rendimiento en el proceso. **(Maldonado & Cajiao, 2017)**.

Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB)

Desarrollo histórico de la Tecnología

Los reactores UASB (uplow anaerobic sludge bed or blanket) empezaron a ser estudiados en la década de los 70 por el Dr. Gatzke Lettinga **(Hernández, 2018)** por la necesidad de optimizar la calidad de lixiviados desechados donde, a partir de experiencias con filtros aeróbicos propuso reemplazar el medio de soporte por un separador trifásico **(Amaguaya, 2019)**, al principio se utilizaron para el tratamiento de papas en la extracción del almidón también en la remolacha para obtener azúcar, producción de papel y cervecería, poco después se realizaron estudios en Holanda a escala laboratorio para el tratamiento de aguas residuales, con reactores de capacidad de 120 L y a nivel piloto 6m³ **(Almeida et al., 2018)**.

Este tipo de biorreactor fue implementado primero en países Latinoamericanos en desarrollo donde se destacan Colombia, Brasil y México por sus regiones tropicales y subtropicales **(Escobar & Ocampo, 2017)**, los cuales se han visto beneficiados por su bajo costo de montaje, siendo en Colombia en 1982 el primer reactor a escala piloto siguiendo los parámetros de estudios anteriores y posteriormente se instaló una planta a escala real **(Loja & Quezada, 2017)**, mientras que en México el primer reactor UASB se dio en 1989 para el tratamiento de aguas residuales municipales, tiempo después en 1992 se realizaron los primeros estudios a escala piloto en Brasil **(Márquez & Martínez, 2011)**, siendo pioneros en el mundo y dando resultados efectivos con una reducción del 70 a 90% de DBO₅ y DQO y SS.

Alrededor de 500 reactores UASB se han construido en América Latina desde 1988 a escala industrial para el tratamiento de aguas residuales (**Giraldo, 2020**).

En base a las experiencias en los países Latinos se implementó más adelante en Estados Unidos y países europeos como India, Egipto, China donde se mejoró algunas limitaciones en la configuración de estos reactores (**Eia, 2012**). Aunque esta tecnología en estos países ha sido más usada para efluentes de alimentos y destilerías en menor rango para el tratamiento de aguas residuales (**Salazar-Larrota et al., 2019**).

En los últimos años este tratamientos ha tenido un mayor alcance cerca del 64,5% en el mundo con el uso de esta tecnología de lodos anaerobios de flujo ascendente a escala industrial (**Gandarillas R. et al., 2017**).

Revisión de los aspectos teóricos fundamentales

El reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente trabaja de forma continua donde el afluente ingresa por la parte inferior del reactor y fluye a través de un manto de lodo que sube por acción de los gases generados, de tal manera que se va tratando conforme asciende (figura 2) (**Ibáñez & Bayona, 2018**). De esta forma el tratamiento empieza desde que el agua residual se pone en contacto con el manto de lodo microbiológico que no es más que bacterias en formas de gránulos (**Giraldo, 2020**).

El flujo tratado sale por la parte superior una vez cumplido con el tiempo estipulado de retención, el cual se dispersa en las secciones del reactor y sale hacia los vertederos, los sólidos se sedimentan y regresan al manto de lodos (**Salmerón, 2020**), mientras que los contaminantes se convierte en biogás y son recolectados en una campana (**Dutta et al., 2018**).

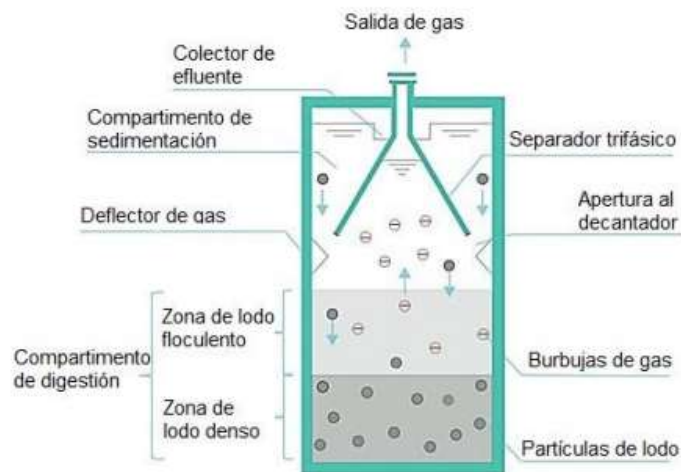
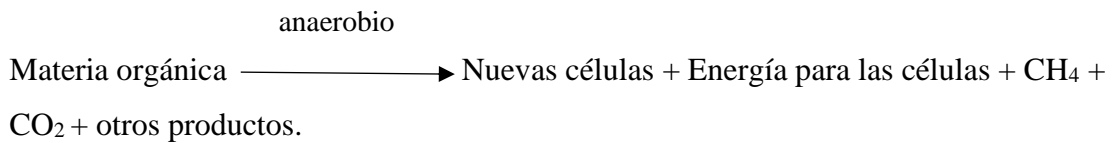


Fig. 2 Modelo del Biorreactor UASB (Ibáñez & Bayona, 2018).

La digestión anaeróbica que se produce dentro del reactor es un proceso biológico donde las bacterias anaeróbicas digieren la materia orgánica con el objetivo de obtener energía para sobrevivir y generar gas metano (Rizvi et al., 2018). El proceso de digestión se puede explicar con la reacción:



Al interior del tanque reactor se forman 3 zonas para el tratamiento de lixiviados según Orozco & Zambrano, 2020:

La zona de lecho de lodos, el cual se va al fondo del biorreactor lugar donde se encuentra la concentración de microorganismos formándose una biomasa en forma de gránulos que degradará el material orgánico y donde se producirán las reacciones bioquímicas.

El tamaño de los gránulos es de 1 a 3 mm (Castro, 2018).

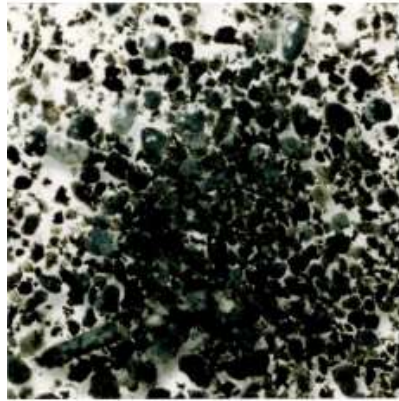


Fig. 3 Gránulos formados al interior del reactor (Gandarillas R. et al., 2017).

Encima se encuentra el manto de lodo, capa con una menor velocidad de sedimentación, donde se encuentran los microorganismos distribuidos al interior del UASB, además presenta una menor concentración de lodos (Castro, 2018).

En la parte superior está la zona de reposo donde los lodos y gránulos que se han desprendido de la parte inferior se acentúan en el lecho (Dutta et al., 2018).

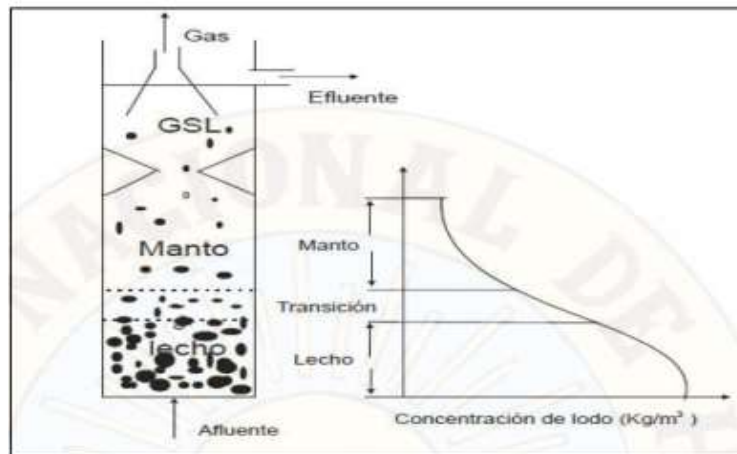


Fig. 4 Variación de la concentración de lodos al interior del reactor UASB (Castro, 2018).

Diseño del biorreactor UASB

La construcción de estos reactores pueden ser rectangulares, tubulares o de forma cuadrada, por lo general son elaborados con concreto reforzado, con armadura metálica o fibra de vidrio dependiendo de la inversión inicial que se tenga (Salazar-Larrota et al., 2019).

El reactor consta de 3 estructuras importantes para su funcionamiento: el cuerpo donde se produce el tratamiento de lixiviados y la generación de gas (Salazar, 2018).

Los deflectores que se ubican bajo la campana separadora que cumplen la función de barrera donde se separan los sólidos del líquido evitando que los sólidos salgan del reactor (Loja & Quezada, 2017).

La tercera estructura es el separador trifásico GLS (Gas, sólido, líquido) ubicado en la parte superior cuyo objetivo es separar, el flujo tratado el cual sale por una tubería ubicada en la zona lateral y el gas por otro tubo en la parte superior, mientras que el lodo puede ser devuelto a la zona de digestión (Maldonado & Cajiao, 2017).

Además, procura que el lodo anaerobio se mantenga dentro del reactor logrando que se dé un mayor tiempo de retención de sólidos produciendo así una buena zona de sedimentación (Rosales, 2019). Reduce la turbulencia del efluente en la parte superior permitiendo que se dé una sedimentación estable del lodo (Garcia, 2016).

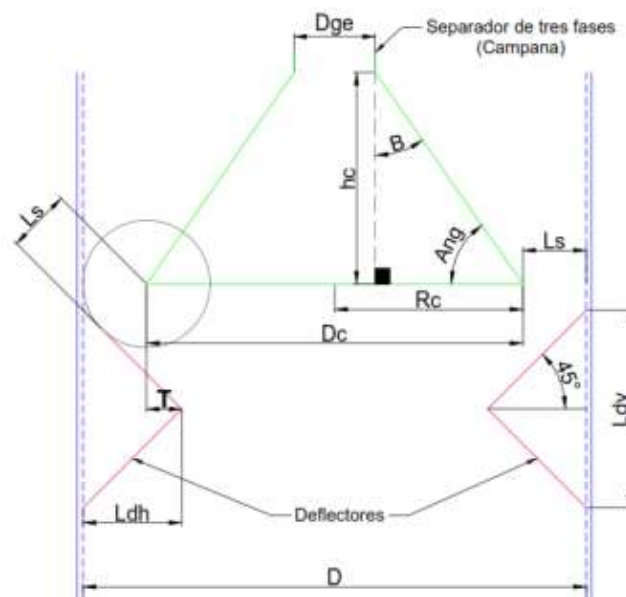
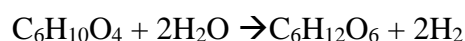


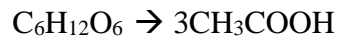
Fig. 5 Diseño separador trifásico y deflectores de reactor UASB (Loja & Quezada, 2017).

Fases al interior del reactor

El Proceso dentro del reactor ocurre en cuatro fases; en la primera actúan las bacterias que hidrolizan los compuestos orgánicos siendo así aptos para la adsorción de las bacterias en la fase posterior. Las bacterias generan enzimas extracelulares que realizan la hidrólisis de biopolímeros al exterior de la pared celular, la reacción de hidrólisis generada (Chelliapan et al., 2020):



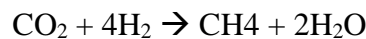
La siguiente fase es la acidogénesis donde se convierte los sustratos hidrolizados en ácidos orgánicos, la glucosa se convierte en ácido acético. Los monómeros producidos entran en las paredes de la bacterias fermentándose y generando acetatos y ácidos grasos (**Gandarillas R. et al., 2017**):



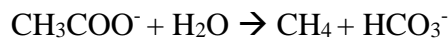
En la etapa de la acetogénesis los ácidos grasos generados son digeridos por bacterias hetero-acetogénicas convirtiéndose en H₂, CO₂ y ácido acético.



La última etapa es la metanogénica donde las bacterias anaeróbicas metanogénicas ocupan estos productos generando la descomposición radical de los sustratos y provocando así el desprendimiento de gas metano (**Pal, 2017**). Un 30 % del metano se transforma usando hidrogeno:



Mientras que el otro 70% del metano es generado por la conversión del acetato (**Jesús, 2017**)



Microbiología en el reactor UASB

Para degradar la materia orgánica se necesitan bacterias anaerobias estrictas y facultativas que intervienen en las distintas etapas biológicas según (**García, 2016**):

- En la Hidrolisis se encuentran bacterias hidrolíticas acidogénicas (*Clostridium*, *Staphylococcus* y *Bacteroides*). Se desenvuelven a temperaturas Termofílicas y pH de 7,2 y 7,4 (**Ibáñez & Bayona, 2018**).
- En la etapa de la Acidogénesis están bacterias acidogénicas entre ellas *Butyrivibrio*, *Propionibacterium*, *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococos*, *Bifidobacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococos* y *Enterobacterias*. Requieren un pH óptimo de 6 y una temperatura de 34 a 36°.
- Las bacterias acetogénicas que intervienen en la Acetogénesis como *Syntrophomonas wolfei* las cuales descomponen el ácido butírico, también están las *Syntrophobacter wolinii* por su parte descomponen el ácido

propiónico. Por otro lado, están las *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Clostridium* o *Eubacterium*. Al igual que las bacterias acidogénicas trabajan en pH ácido en un rango de 5,5 a 6,5 (Vélez, 2020).

- Para la última etapa los microorganismos que intervienen en la Metanogénesis son arqueas acetoclásticas y arqueas hidrogenotróficas. Necesitan un medio con pH de 6,5 a 8.

Factores operacionales

Los factores más importantes a controlar de estos reactores es su puesta en marcha efectiva y mejorar su granulación entre otros parámetros (Mainardis et al., 2020).

DQO

Para una remoción del 90 a 95% de DQO es preferible usar cargas entre 12 hasta 20 DQO kg/m³ *d (Vélez, 2020).

Velocidad de flujo

La velocidad del flujo no debe sobrepasar los 0.5 m/h cuando se requiera un caudal medio o caso contrario no superar los 1,2 m/h si se opta por un caudal máximo en el proceso si supera estos rangos se podría arrastrar sólidos y por ende deteriorar la calidad de los residuos (Jaibiba et al., 2020).

En aguas residuales fuertes la velocidad será determinada en base a la carga de DQO que presente (Vélez, 2020).

En la fase de arranque se aplica una mayor velocidad de flujo ascendente seleccionando la biomasa y así eliminar los pequeños gránulos para que se queden los más grandes que favorecerán en el proceso (Mainardis et al., 2020).

pH

En los tratamientos UASB se genera una gran sensibilidad en la variación del tipo y calidad de lixiviado ya que si se da un aumento o disminución del pH la eficiencia de remoción del DQO ya no será la misma por lo que debe estar en un rango estable de 6,5 a 8 (Shooshtari et al., 2021), rango en el cual las bacterias anaerobias pueden desarrollarse en buenas condiciones.

El desequilibrio del pH podría causar sobrecarga orgánica, infiltración de sustancias tóxicas y presentarse alto contenido de ácidos orgánicos acumulándose al interior del reactor e inhibiendo su actividad (Ble, 2017).

Temperatura

La temperatura es otro factor siendo lo ideal temperaturas de moderadas a altas ya que los microorganismos presentes en los lixiviados crecen a temperaturas de 30 a 38°C haciendo así que sobrevivan solo bacterias aptas para un correcto funcionamiento en el proceso y así se dé una eficiente formación de biomasa (**Amaguaya, 2019**),

A mayor temperatura se da un incremento de biogás. Sin embargo, a temperaturas menores los reactores pierden estabilidad, se da acumulación de propionato, incremento de toxicidad por agentes intermediarios (**García, 2016**), además causaría un lento crecimiento bacteriano y se incrementará la solubilidad de los gases de los residuos haciendo difícil su separación (**Salazar, 2018**).

Alcalinidad

La alcalinidad en el reactor es un factor que debe ser evaluado constantemente ya que permite que se dé un amortiguamiento de acides producido por los ácidos grasos (**Camacho, 2012**).

Las principales fuentes alcalinas que ayudan a mantener el pH del medio son las proteínas que liberan amoniaco y acetato para producir bicarbonato (**Oliveira, 2019**).

Inoculación

Al inicio del proceso se debe suministrar una adecuada inoculación reduciendo así las dificultades que puedan presentarse como la vulnerabilidad en el proceso, emisión de malos olores o aumento en su sensibilidad , por lo general se requiere que del 10 a 30% de volumen se inocule con biomasa granular mejorando así la actividad metanogénica (**Mainardis et al., 2020**).

Nutrientes

Para una eficiente velocidad en el proceso de digestión anaerobia se requiere de una serie de nutrientes ya que para el crecimiento biológico es necesario bioestimulantes principales como nitrógeno y fósforo (**Castro, 2018**). La concentración de fosforo deberá estar en relación 1/5 a 1 /7 del valor del nitrógeno (**Oliveira, 2016**).

Se necesitan además cantidades bajas de otros elementos como es el caso de Fe, Co, Ni, Se, Mo para mejorar el rendimiento de las bacterias metanogénicas y con ello la generación de metano (**Mainardis et al., 2020**).

Tiempo de retención hidráulica

El tiempo de retención del afluente al interior del reactor dependen de las dimensiones que posea por lo general es de 1 a 3 días máximo ya que si permanece más tiempo se puede producir una mezcla inadecuada, por lo que este factor es importante para monitorear y controlar que no se dé un lavado de lodos del biorreactor (**Camacho, 2012**).

Este período de tiempo ayuda a que se dé la oxidación completa de la materia orgánica, además, permite que los microorganismos anaerobios entren en fase endógena donde se agota sus reservas de alimentos hasta que se produzca su lisis o muerte y con ello una baja producción de lodos garantizando una mayor remoción de contaminantes en el efluente (**Escobar & Ocampo, 2017**).

Para el cálculo del tiempo de retención hidráulica se utiliza la siguiente ecuación según (Alayón, 2020):

$$TRH = \frac{Vr}{Q}$$

Vr= Volumen (m³)

Q= Caudal (m³/h)

Escalado

Antes de un escalado a nivel industrial se requiere de investigaciones a escala laboratorio o piloto donde se realizarán pruebas imprescindibles para el comienzo del tratamiento de lixiviado (**Gotvajn, 2015**).

Estudios a escala piloto

A escala piloto en los reactores UASB se busca optimizar los parámetros para una construcción a escala real donde principalmente se analiza: el tiempo de adaptación, la formación de biomasa, la remoción de contaminantes y la producción de biogás (**Pererva & Sims, 2020**).

Los reactores a escala piloto pueden ir de 1 a 40 litros diseñados generalmente con material PET inoculando con 10 litros de manto de lodo determinando así el porcentaje de eficiencia en la remoción de lixiviados, con una temperatura de 30°C.

Arias et al., (2020). Diseñaron un sistema de tratamiento de lixiviados en base a reactores UASB a escala piloto, el reactor requirió de 35 días para su puesta en marcha con la temperatura adecuada (35-45°C), obteniendo resultados favorables en la remoción de DBO de 83,73% y DQO 74,97% mientras que para el nitrógeno amoniacal se obtuvo una reducción de 86,30%.

Caicedo (2006) llevó a cabo el diseño, montaje y operatividad de un reactor UASB para el tratamiento de lixiviados. Se diseñó de forma cilíndrica por ventajas hidrodinámicas y de material de construcción se usó plexiglas con inoculación de 5 litros proveniente de un relleno sanitario (figura 6), con tiempo de retención hidráulico de 0.8 d (19,2 horas) y un caudal promedio de 12 ml/min. En 6 meses de tratamiento los valores de DQO disminuyeron en un 80% mientras que el DBO un 87%.



Fig. 6 Reactor UASB a escala piloto tesis de grado (Caicedo, 2006).

Amaguaya (2019) llevó a cabo el diseño de un sistema biológico para la depuración de lixiviados a escala piloto mediante el reactor UASB de forma rectangular con volumen de 10,8 L (figura 7). Se tomó en cuenta pH, alcalinidad y cloruros como principales factores a monitorear para el buen funcionamiento del reactor durante 6 días de tratamiento. Usando como tiempo de retención hidráulica 16 h y una temperatura óptima de 35°C, en el caso del pH se mantuvo en un rango de 8,2 a 8,7. Mediante el tratamiento se obtuvo un 82% en reducción de DBO mientras que el DQO disminuyó un 75%, además el Nitrógeno amoniacal se redujo en un 85, 61 %.



Fig. 7 Diseño del reactor UASB a escala piloto (Amaguaya, 2019)

(Castro, 2018) realizó un montaje a escala piloto del reactor UASB de forma cilíndrica, donde se inocularon 7,5 litros de lodo, requiriendo un tiempo de aclimatación de 30 días, mientras que para la retención hidráulica se necesitaron 14 horas (figura 8). El crecimiento de la biomasa fue lento en 4 meses creció apenas 42 cm. El buen funcionamiento del biorreactor se dio a una temperatura entre 10.4°C a 19.5°C, el pH en un promedio entre 6.57 y 8.32. Estos parámetros se evaluaron por 16 semanas y se obtuvo una remoción de DQO del 76,90%.

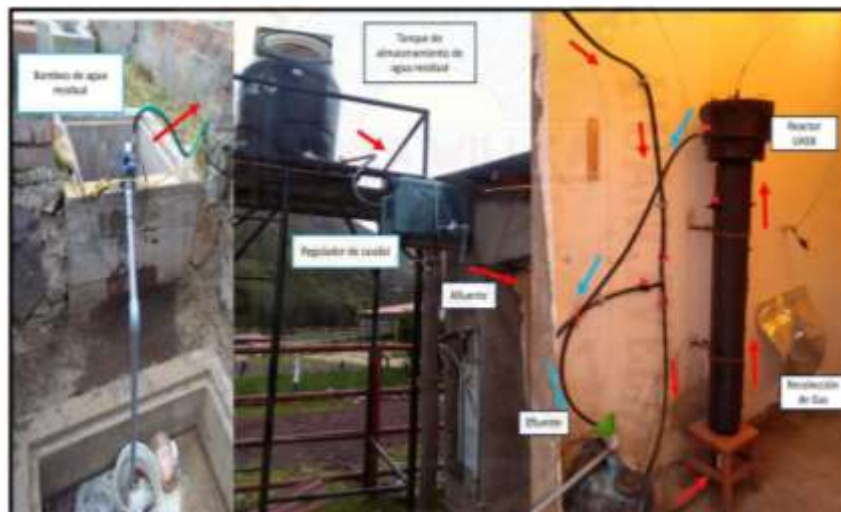


Fig. 8 Reactor UASB a escala piloto (Castro, 2016)

(Singh & Mittal, 2012) realizaron un estudio de toxicidad y tratabilidad de lixiviado a escala laboratorio construido en material plexiglás y de forma cilíndrica con fondo cónico (figura 9). Se inocularon 1,5 L de lodo con tiempo de retención hidráulica de

12 h y carga orgánica de 3,00 kg de DQO/m³ d. El pH oscilo en un rango de 7 y 8, con temperatura de hasta 35°C. Se logró una eficiencia de remoción de 67 y 91% de DQO. Sin embargo, se determinó que la biomasa presenta sensibilidad por lo que se debe tener un monitoreo constante de inhibidores tóxicos.

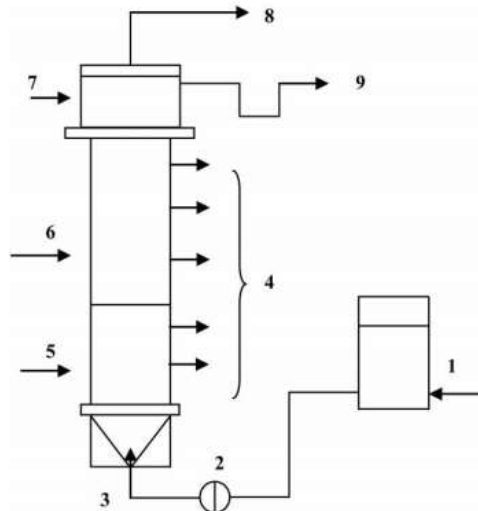


Fig. 9 Diagrama esquemático del montaje experimental: (1) depósito de sustrato; (2) bomba de alimentación; (3) influente; (4) puerto de muestreo; (5) lecho de lodo; (6) manta de lodo; (7) GLSS; (8) recolección de gas; (9) effluent (Singh & Mittal, 2012).

Escala real

Los reactores industriales UASB aún son de aplicación limitada especialmente para sustratos que tiene una lenta degradación (Mainardis et al., 2020).

La conversión de un prototipo piloto a escala real deberá cumplir los principios básicos que son similitud geométrica y similitud cinemática según ABAD (2015):

- Para similitud geométrica correspondiente a la longitud deberán regirse a la ecuación:

$$\lambda = \frac{L_p}{L_m} = \frac{d_p}{d_m} = \frac{H_p}{H_m}$$

- La similitud cinemática relacionado con las velocidades del reactor donde deberán se las mismas:

$$V_r = \frac{V_p}{V_m}$$

Según Lettinga y Hulshoff Pol en 1991 determinaron que para el dimensionamiento se debe tomar en cuenta:

- el efluente por tratar
- las características del agua residual
- su nivel de contaminación
- la carga orgánica
- y la velocidad ascensional (**Torres, 2014**).

Estudios a escala real

Existen varias plantas a escala real en el mundo siguiendo los protocolos de acuerdo con los parámetros a escala piloto de varios estudios, el tamaño de los reactores varía de acuerdo con la población existente para cada relleno sanitarios del lugar a implementarse.



Fig. 10 Ejemplos de Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente a escala real para diferentes rangos de población (Oakley, 2017).

Cardenas et al (2020) Realizaron el Diseño de una planta de tratamientos de lixiviados a gran escala en Cuba usando el reactor UASB, el cual tuvo una altura de 4 metros y un volumen de 38,48 m³. El tiempo de retención (THR) aplicado fue de 2, 67 h y una carga hidráulica de 1,49 m/h usado para un caudal de lixiviado de 0,58 L/seg.

En el estudio realizado por **Gaur et al (2017)** donde se evaluó el rendimiento de reactores UASB a gran escala para el tratamiento de aguas residuales municipales en la India (Tabla 1) se determinó una eficiencia de remoción de 51% para DQO, 56% para DBO y 54% para TSS, además de ser capaz de generar biogás entre 0,20-0,40 m³ kg-1 DQO eliminado.

Tabla 2. Dimensiones y parámetros de diseño de reactores UASB a gran escala que tratan aguas residuales municipales en India

EDAR	Capacidad (m³ D⁻¹)	Volumen (m³)	TRH	Velocidad de flujo ascendente
Agra	78.000	24	9.3	13,5
Karnal	40.000	32	8.8	13,0
Saharanpur	38.000	24	10.4	14,1
Surat	100.000	20	14.3	12,5
Vadodara	43.000	24	8.5	13,6
Noida, Sector-50	27.000	24	10.9	13,4
Noida Sector-54	34 000	24	10.2	14,8
Ludhiana bhattiana	111.000	32	9.5	12,8
Ludhiana, Balloke	152.000	32	11.8	10,4

Otro reactor a escala real evaluado fue en Colombia por **Salasar et al., (2018)** en el cual se determinó la eficiencia de los reactores UASB en un relleno sanitario por un periodo de 9 años, obteniendo resultados satisfactorios con remoción del 66% de DBO₅, 52% de DQO y 60 % de SS. Además de una producción de 82,4% de Metano. El tiempo de retención empleado fue de 7-8 horas con temperatura de 26°C.

Dando resultados similares a las demás plantas en Indonesia y América Latina.

Tabla 3. Reactores UASB en rellenos municipales a gran escala implementados en América Latina

Planta	Ubicación	Caudal (L/s)	Volumen (m³)
Cañaveralejo	Cali, Colombia	2	60
Cetesb	Sao Paulo Brasil	5,5	120
El vivero	Cali, Colombia	45	1000
Río frío	Bucaramanga, Colombia	370	6600
San Antonio	Sololá, Guatemala	10,5	325

San Bartolo	Sololá, Guatemala	22	660
Atuba	Brasil	950	25
Piracicamirina	Brasil	320	8300
Restrepo	Colombia	23	700

Fuente. (Giraldo, 2020)

Análisis del costo

La evaluación del costo para la construcción del reactor se basa principalmente en el tipo de material usado para la elaboración del tanque, las tuberías, la bomba a emplear en el tratamiento, equipamiento auxiliar y características del residual (**Campoverde, 2020**).

Existen dos maneras de estimar el costo de inversión según **Fernández & Seghezz (2015)**:

- Por una parte, los reactores UASB pueden tener un costo estimado de 100 USD/habitante en plantas de tratamiento mediano.
- En el otro criterio se ha determinado que el digester anaerobio puede costar 20000 USD por cada L/s de efluente a ser tratado.
- Mientras que el costo de mantenimiento alrededor de 1 USD por habitante.

Siendo estimaciones sujetas a cambios de acuerdo con los datos locales de ubicación.

En el caso del costo de operación por habitante se reportan valores de 20 a 40 USD (**Heredia et al, 2019**).

A escala industrial los costos de inversión de la planta de tratamiento de tipo UASB están alrededor de 3000 000 a 750 000 USD cuando la capacidad del reactor es de 1000 m³, a diferencia de otros sistemas es de bajo costo por el bajo consumo energético y operación sencilla (**Bermúdez, 2003**).

Sin embargo, existe poca información que detalle de manera concreta el costo operacional de reactores UASB para el tratamiento de lixiviados.

A escala piloto los reactores UASB según análisis el montaje es de bajo costo, demostrándolo en un estudio realizado por Arcos (2017) donde detalla los costos de

operación y mantenimiento durante un mes del reactor para tratar agua residual, dando un total de \$ 10130,6 (**Arcos 2018**).

En la evaluación sueca realizada por Nursanto (2017) determinó el costo de un reactor UASB a gran escala para el tratamiento de aguas residuales con altura de 10 m y capacidad de 636 m³, tomando en cuenta los materiales de construcción para el revestimiento, aislamiento y la bomba para la inoculación de efluente. Se analizó que para 150 m³/día de agua residual a tratar se tiene un costo de \$140000.

Ventajas y desventajas

Ventajas

Los beneficios que trae consigo el uso de este tratamiento es tener una simplicidad para montar el sistema con una menor producción de lodos, los costos para realizarlo son bajos a comparación de otros tratamientos, además que su fácil operación y mantenimiento, efectividad en la remoción de materia orgánica, adicionalmente se genera biogás rico en metano como producto final de la operación (**Dutta et al., 2018**).

Los lodos que se encuentran al interior del reactor pueden durar por largos periodos, la biomasa puede preservarse sin necesidad de que este constantemente alimentando hasta por un par de meses (**Quispe, 2019**).

Menor gasto energético ya que no se requiere agitadores mecánicos debido a que la turbulencia al interior del reactor es causada naturalmente por las burbujas generadas del biogás (**Alayon, 2020**).

Puede soportar cargas elevadas de materia orgánica de hasta máximo 45 kg DQO/m³ incluso más (**Alayon, 2020**).

El proceso de digestión anaerobia, sedimentación y estabilización de lodos se realizan en un mismo tanque haciéndose más compacto sin necesidad de utilizar más compartimentos adicionales (**Hoyos 2016**).

Desventajas

Existen ciertas desventajas como es el tiempo elevado requerido para la puesta en marcha de reactor y su estabilización (**Veiga Barbazán, 2015**)

Durante el proceso se genera sulfuro de hidrogeno provocando malos olores debido a la presencia de sulfatos, además que la existencia de ciertos minerales disueltos y

amoníaco presentes producen toxicidad durante el consumo de materia orgánica de los microorganismos **(Reyes, 2015)**.

Proceso sensible a la presencia de agentes tóxicos y a los cambios de temperatura y pH en el medio **(Giraldo, 2020)**.

En experimentos realizados se ha visto que existe cierta acumulación de materia en el reactor ocasionando un grave problema en el funcionamiento del sistema ya que se incrusta en él y limita el volumen del reactor taponando los sistemas por donde pasa el efluente con lixiviado produciendo un colapso y por ende ampliando costos para su mantenimiento **(Alvarez, 2006)**.

No es efectivo para usarse como tratamiento biológico secundario para depuración completa debido que no puede tratar aguas residuales con mayor contaminación de materia orgánica, por lo que se requiere una etapa de postratamiento **(Gandarillas et al, 2017)**.

Aplicaciones

Estos reactores pueden ser empleados a pequeña escala o a escala industrial, entre las principales aplicaciones es el tratamiento de aguas residuales de rellenos sanitarios sin embargo, también son usados en el tratamiento de aguas de ganado porcino o de industrias textiles, entre otras **(Velez, 2020)**

En el tratamiento de aguas de camal donde la principal fuente de contaminación es la sangre la cual posee un alto contenido de DQO, el biorreactor ha demostrado ser eficiente por su alto poder de remoción de carga orgánica que al ser usado como tratamiento primario ha sido capaz de remover un 90,43% de DQO y 73.84% de DBO sin embargo no logra del todo la remoción de SST **(Monsalve, 2017)**.

Como tecnología en el tratamiento de los efluentes de industrias cerveceras ha sido ampliamente usado debido a que los efluentes presentan alta carga orgánica biodegradable por lo cual el digestor anaerobio resulta ser eficiente para su remoción **(Yañez, 2015)**.

En la industria alimenticia como es la industria láctea esta tecnología ha sido aplicada para disminuir el porcentaje de DQO del suero de queso, que al presentar lactosa

permite el desarrollo de bacterias ácido-lácticas y el ácido contribuye durante el proceso de digestión anaerobia (**Calderón, 2016**).

La remoción de sulfatos en drenajes ácidos de minas ha sido posible gracias a la operatividad de esta tecnología ya que logran una remoción eficiente de los sulfatos con porcentajes de 42.29% (**Montealegre & Ospina, 2019**),

Otra de las aplicaciones principales de reactor es la generación de biogás mediante la inoculación de aguas residuales, sustratos industriales o municipales. Siendo usado como energía renovable, útil para convertirla en energía eléctrica (**Mainardis & Goi, 2020**).

El interés por producir hidrogeno al ser precursor primario de los combustibles fósiles se ha visto incrementado en los últimos años, por lo que el reactor UASB ha sido requerido como tecnología para la obtención de biohidrógeno mediante la fermentación anaerobia de carbohidratos de melaza usado como sustrato (**Morales et al, 2015**).

Retos tecnológicos (aspectos a desarrollar)

La ineficiencia que presenta comúnmente el reactor UASB se debe a fallas en el diseño hidráulico y geometría que impiden tener un buen desempeño en la remoción de lixiviado, por lo que para su dimensionamiento a gran escala se deben tomar en cuenta como parámetros de diseño fundamental (**Gandarillas, 2017**).

El principal reto para la implementación de estos reactores en zonas frías es la temperatura debido a que si es menor a 25°C la actividad microbiana se ve afectada. Se han realizado estudios con temperaturas psicrófilas (<20°C) que han dado resultados poco satisfactorios por lo que debe ser un indicio para futuras investigaciones (**Jacobo, 2019**).

El periodo de arranque del reactor UASB ha venido siendo un desafío para quienes lo han llevado a gran escala, desde sus inicios el periodo de tiempo ha sido extenso, sin embargo, en estudios recientes se ha visto disminuido. A pesar de esto sigue siendo un problema para su puesta en marcha (**Castro, 2019**).

3.3.2 Reactores anaeróbicos de biosólidos en suspensión

En este tipo de reactores la biomasa en suspensión que son los microorganismos se convierte en flóculos que están suspendidos al interior del reactor, los cuales deben formar estructuras que ayuden a mantenerse y no ser arrastrados al exterior (**Predolin, 2015**). Son muy estudiados para la eliminación de nitrógeno y la composición microbiana general en la que se destaca el proceso anammox (**Wu, 2016**).

Los principales reactores de crecimiento suspendido son los reactores biológicos secuenciales (SBR) debido a su flexibilidad operativa. Consiste es un sistema de llenado y extracción muy utilizado cuando se requiere la eliminación de nitrógeno y fósforo. Utilizan un proceso de tratamiento de lodos activados (**Sengupta, 2014**). Los reactores por lotes de membrana (MBR) combinan un reactor biológico de crecimiento suspendido con eliminación de sólidos mediante filtración. Permite un mayor flujo de aguas residuales y por ende un mejor tratamiento de amonio con menor espacio al usar un diseño convencional (**Galinha et al, 2018**).

La presencia de nitrógeno en lixiviados es un factor contaminante que debe ser eliminado, por lo que los reactores de biosólidos en suspensión son muy eficientes para su remoción. En estos sistemas se aplican procesos como nitrificación-desnitrificación (NDN). En la nitrificación se da la oxidación de amonio a nitrito llevado a cabo por bacterias amino oxidantes, posterior a esto las bacterias nitrito oxidantes oxidan el nitrito a nitrato (**Galván, 2018**). Una vez realizado este proceso ocurre la desnitrificación donde el nitrato que se produjo es usado como aceptor final de electrones conduciendo a la formación de nitrógeno molecular (**Rodziewicz et al, 2019**), Otro proceso muy aplicado es el de nitrificación-desnitrificación simultánea (SND) en el que bacterias nitrificantes y desnitrificantes actúan en un solo compartimento para una eliminación eficaz de compuestos nitrogenados (**Seifi & Fazaelpoor, 2012**).

Sin embargo, el proceso de oxidación anaeróbica de amonio (anammox) se ha tomado en cuenta para su amplio estudio debido a que permite la remoción eficiente de nitrógeno amoniacal. Intervienen bacterias anammox que pueden convertir el amonio y el nitrito en gas dinitrógeno (**Quoc, 2015**). Este sistema no requiere consumo de oxígeno reduciendo el gasto energético, no se necesita adicionar materia orgánica extra y contribuye a un costo de operación sustancialmente más bajo en comparación con el proceso tradicional de nitrificación-desnitrificación (**Peralta & Serrato, 2017**).

Oxidación anaerobia del ion amonio (ANAMMOX)

Desarrollo histórico

La oxidación del amonio mediante condiciones anaerobias fue propuesta por Broda en 1977, mediante cálculos termodinámicos y el ciclo de vida del nitrógeno, ya que hasta ese momento solo había sido posible la oxidación en condiciones aerobias **(Peralta y Serrato, 2017)**.

Pero fue Mulder et al. (1995) que lo confirmó mediante el tratamiento Anammox conocido así por sus siglas en inglés (Anaerobic Ammonium Oxidation) estudiado en un reactor desnitrificante de lecho fluidizado a escala piloto que operaba para degradar los residuos de una planta de producción de levadura (Leal, 2015), donde se explica el comportamiento de las bacterias anammox **(Sultana, 2016)**.

Van de Graaf et al. (1996) demostró la presencia de bacterias autótrofas que intervienen en la reacción de anammox, determinando que se debía usar cultivo con nitrito para su crecimiento. Además, aclararon la ruta de conversión de amoniaco a nitrógeno gaseoso **(Leal, 2015)**.

La primera planta a gran escala en Países Bajos instalada usando el proceso anammox fue Rotterdam-Dokhave en el 2002, la cual se empleó para el tratamiento de aguas residuales municipales, utilizando primero un reactor SHARON antes de ingresar al reactor anammox **(Sriariyanun et al, 2015)**.

En el 2006 por primera vez se empezó a utilizar un solo reactor para el proceso de nitratación parcial y anammox implantado en Olburgen **(Remy., Hendrickx & Haarhuis ,2016)**

Existen cada vez más estudios relacionados a este tratamiento publicadas en revistas científicas, con el fin de darle una utilidad en la ingeniería real **(Zhang & Liu, 2014)**.

Actualmente existen más de 100 plantas en todo el mundo, en su mayoría se ubican en Europa seguido de Estados Unidos, indicando así que el interés por esta tecnología va en aumento **(Val del Río, 2105)**.

Revisión de aspectos teóricos fundamentales

Esta tecnología es usada primordialmente para el tratamiento de lixiviados maduros que contienen un DQO no biodegradable y una elevada concentración de nitrógeno (Ahmad et al, 2020).

El nitrógeno amoniacal de los lixiviados se debe principalmente a la hidrólisis y amonificación de los residuos orgánicos en presencia de nitrógeno (Wu, 2021).

El proceso anammox no puede darse por sí solo debido a que necesita un efluente rico en amonio y nitrito, por lo que se requiere antes un sistema que pre-oxide al amonio a nitrito (50-60% de amonio) para su posterior conversión en N_2 (Alzate, 2019).

Por lo tanto, el proceso de eliminación del amoniaco se da en dos pasos; el primero es la nitrificación parcial que es la conversión de amonio en nitrito por bacterias oxidantes de amonio (Cho, 2020), después actúa entonces el proceso de anammox donde el amonio restante reacciona con el nitrito generando gas dinitrógeno, eliminando intermediarios de óxidos nitrosos que causan el efecto invernadero. Este sistema puede desarrollarse en dos etapas por medio de dos reactores o una la cual ocurre en un solo reactor (figura 11) (Wu, 2016).

Consiste en un proceso autotrófico ya que no requiere de fuentes externas de carbono (Montesinos, 2015).

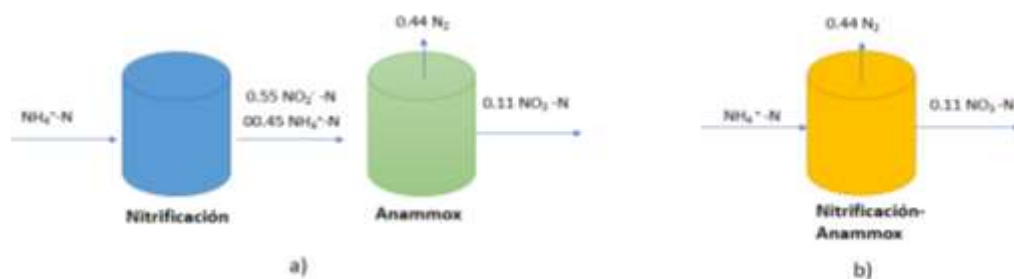


Fig. 11 Esquema del sistema anammox (a) de dos etapas y (b) de una sola etapa.

El proceso lo realizan bacterias anammox que son las encargadas de usar amonio (NH_4) como donante y nitrito (NO_2) como receptor de electrones para transformarlo gas nitrógeno (N_2) bajo condiciones anóxicas utilizando dióxido de carbono como fuente sin necesidad de materia externa (Gamoñ et al., 2019). Su crecimiento se debe a la fijación de dióxido de carbono (Ni & Zhang, 2013). Presentan un crecimiento lento por lo que el tiempo de retención es alto para obtener la biomasa apropiada es

por esto que para una mejor eficiencia se lo realiza en cultivos con soporte sólido, aunque existen alternativas como cultivos en suspensión y reactores biológicos para una escala industrial (Ni & Zhang, 2013).

Según Montesinos (2015) la reacción química del proceso de anammox es:

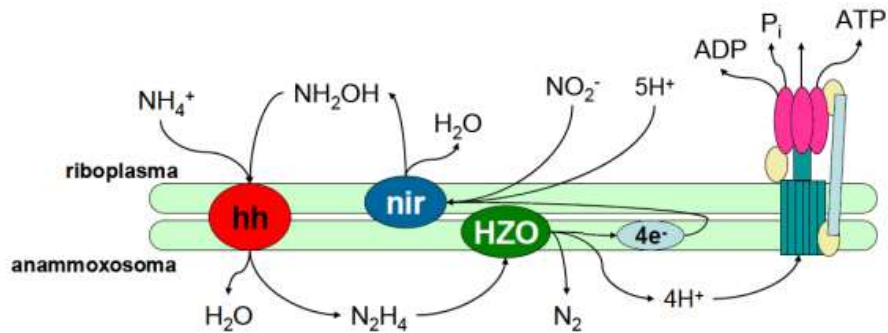
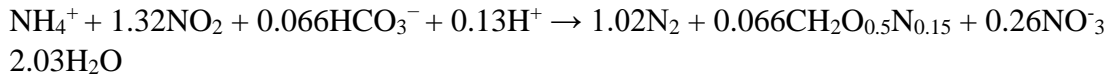


Fig. 12 Proceso de oxidación de amonio de bacterias anammox (Peralta y Serrato, 2016).

Microbiología al interior del reactor

Las bacterias anammox son un grupo diferente ya que las reacciones ocurren en una membrana celular llamada Anammoxozoma, sitio en el cual se da el catabolismo del anammox (Kumar et al, 2017), únicas en su tipo ya que a diferencia de otras donde la energía es captada en la membrana externa (Lopez et al, 2017).

Las bacterias son de orden Brocadiales, pertenecen al filo Planctomycetes donde constan de 5 géneros de *Candidatus*: Brocadia anammoxidans, Kuenenia stuttgartiensis, Scalindua wagneri, Anammoxoglobus propiuniua, Jettenia asiática. En aguas residuales se ha encontrado las 2 primeras especies, mientras que en ecosistemas marinos las especies restantes (Sultana, 2016).

Tienen forma de cocos con un diámetro en un rango de 800 a 1100 nm, presentando una coloración naranja por la concentración de citocromos en el interior de sus células (Leal, 2015).

El aumento del diámetro de los gránulos de anammox podría causar la flotación de la biomasa provocando inestabilidad y colapso del sistema (Zhang et al, 2015).

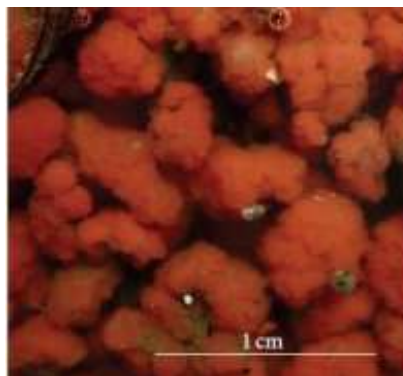


Fig. 13 *Bacterias anammox* (Leal, 2015).

El proceso anammox está estimulado por el óxido nítrico, hidracina e hidroxilamina que cumplen la función de intermediarios creando una fuerza motriz de protones a través de la membrana, que es utilizada para generar ATP (Gonzalez et al, 2018).

Existen dos vías para la biotransformación del nitrógeno en las bacterias anammox según análisis de Wu (2020):

En la primera vía metabólica el nitrito (NO_2^-) se reduce a hidroxilamina (NH_2OH), para después combinarse con amonio formando así la hidracina (N_2H_4). Un ejemplo de esto se produce en la bacteria *Candidatus Brocadia*.

En la segunda vía el nitrito (NO_2^-) se reduce a óxido nítrico (NO), posteriormente se combina con el amoniaco para formar hidracina. La bacteria *Candidatus Kuenenia* presenta este proceso.

En las dos vías después de la formación de hidracina esta es oxidada a nitrógeno gaseoso.

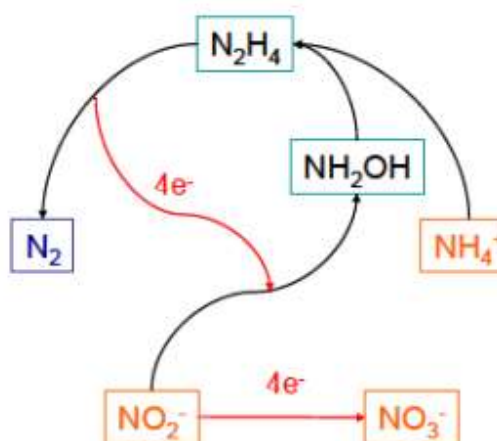


Fig. 14 Metabolismo de la reacción anammox a partir de intermediarios (Peralta y Serrato, 2017).

Reactores empleados en el proceso

Varios reactores han sido empleados para el desarrollo del proceso anammox como: SBR (reactor biológico secuencial), UASB (reactor anaerobio de flujo ascendente) UBF (biofiltro de flujo ascendente), MBR (biorreactor de membrana), o combinaciones como CANON, OLAND, SHARON-ANAMMOX (Kumar et al, 2017).

El más eficiente ha sido el reactor SBR el cual consiste en ciclos de llenado y vaciado operando de forma discontinua en un solo tanque, empezando por el llenado que es la adición del sustrato, siguiendo con la etapa de reacción donde se da una mezcla para el consumo del sustrato, posterior a esto sigue la etapa de sedimentación que consiste en la separación de lodos por último esta la etapa de vaciado que es la descarga del efluente clarificado y el exceso de biomasa (Alzate, 2019).

Otra tecnología que ha dado resultados positivos es el sistema SHARON-Anammox, se lo realiza en dos reactores separados en serie, en el primer reactor se da la oxidación parcial de amonio en nitrito en condiciones aerobias, en el reactor siguiente se da reacción anaerobia para la oxidación completa del amonio restante en Nitrógeno gaseoso (Peralta y Serrato, 2017).

Por otro lado, el sistema CANON permite eliminar nitrógeno en un solo reactor mediante la reacción anammox. La oxidación de amonio a nitrito se da por el oxígeno limitado existente y a su vez evita una oxidación de nitrito a nitrato. En el mismo reactor se da la nitrificación parcial y el proceso anammox (Ruiz, 2018).

La tecnología OLAND se diferencia del sistema CANON ya que la biomasa crece adherida a un biofiltro (Peralta y Serrato, 2017).

Mediante estudios se ha determinado que en el sistema SNAD para tratar lixiviados se logra una eliminación del 99,3% del nitrógeno amoniacal mientras que otros resultados mostraron que un SBR operado bajo aireación intermitente podría mejorar la remoción de nitrógeno de lixiviados maduros de vertederos (Alanezi, 2018).

Factores operacionales

pH

Existen varios factores que afectan en el proceso como es; el pH su cambio en el medio de cultivo puede provocar la acumulación de ciertos compuestos tóxicos inhibiendo el proceso, el rango promedio es de 6.7 y 8.3 para el desarrollo eficiente de las bacterias anammox (**Galván, 2018**).

Velocidad de agitación

Su velocidad de agitación deberá entre 60 y 180 rpm para evitar el rompimiento granular (**Galván, 2018**).

Temperatura

La temperatura es un factor para tomar en cuenta ya que las variaciones pueden afectar la eliminación del amoníaco, la óptima es de 20 a 43°C para el crecimiento de las bacterias (**Cho,2019**).

A una baja temperatura el proceso anammox se puede volver inestable debido a la acumulación de nitrito. Por otro lado, si se eleva la temperatura podría provocarse una lisis de la biomasa (**Wu, 2020**).

Concentración de bicarbonato

Debido a que las bacterias anammox son autótrofas, necesitan como fuente de carbono bicarbonato que no es más que carbono inorgánico en un equilibrio adecuado, ya que si supera la relación 4.7:1 de bicarbonato a amonio causa inhibición del proceso de igual forma si existe una baja relación 2.3:1 (**Sultana, 2016**).

Oxígeno

El oxígeno disuelto deberá ser menor a 0,5% ya que si supera este porcentaje podría inhibir la actividad de las bacterias anammox (**Roldan, 2018**).

Concentración de amonio y nitritos

Por otro lado está la concentración de amonio y nitritos que cuando se acumulan llegan a ser tóxicos para las bacterias que intervienen en el tratamiento, el exceso de carga de nitrógeno también puede afectar e inhibir el proceso (**Wu, 2021**).

A una baja concentración de amonio y una alta densidad bacteriana da como resultado un rendimiento bajo en el proceso, por el contrario a una elevada concentración de

amonio y nitrito estimula el crecimiento de otras bacterias que interfieren en la actividad Anammox (Cho, 2019).

Concentraciones de Nitrito superiores a 100 mg N / L y de amonio mayores a 700 mg N / L causan la inhibición del proceso, sin embargo, se puede revertir al agregar hidrazina o hidroxilamina (Sultana, 2016).

Alcalinidad

La alcalinidad juega un papel importante la cual es proporcionada por el ion bicarbonato, que amortigua el medio minimizando los cambios bruscos del pH y evitando la formación de sustancias tóxicas que podrían inhibir la actividad de las bacterias (Leal, 2015).

Materia orgánica

Elevada carga orgánica en el efluente puede ocasionar problemas en el proceso anammox debido a que puede crecer biomasa heterotrófica compitiendo por el sustrato de la biomasa anammox (Valencia, 2017).

Nitrógeno

El proceso anammox que trata el lixiviado de vertedero maduro solo puede operar de manera estable bajo una carga de nitrógeno de 1000 mg NL-1 D-1 con 85% de eliminación de nitrógeno (Sun et al., 2016).

Escalado

El tratamiento por oxidación anaeróbica de amonio se ha venido estudiando a escala laboratorio con gran satisfacción, sin embargo existen varias limitaciones en su escalado industrial ya que poco se ha conocido sobre sus beneficios, aunque en la actualidad el proceso se comprende mejor y su aplicación ha ido aumentando (Alanezi, 2018).

Estudios a escala laboratorio y piloto

A escala laboratorio se ha probado en diversos biorreactores el análisis del proceso de las bacterias anaeróbicas donde por lo general de 50 a 200 días se muestra actividad anammox, además a esta escala se determinó que es necesario un ajuste del pH al interior del reactor de 8-8.5 y una temperatura de 30 °C. Donde más se ha realizado estudios es en reactores SBR ya que se ha mostrado que es tolerante a un choque

hidráulico pero sensible al choque del sustrato, a diferencia de reactores UASB que es más estable al choque de sustrato (Sri Shalini & Joseph, 2012).

Tomaszewski et al (2018) realizó un estudio a escala piloto para la remoción de Nitrógeno de lixiviado de vertedero usando el proceso anammox con la ayuda del reactor SBR, usando un volumen de 20 L, la biomasa en suspensión fue dominada por la bacteria *Candidatus. Jettenia*, con temperatura en el reactor de 28-36° C, pH 7-8,6 y un tiempo de retención de 1 día, en lo que respecta al Oxígeno Disuelto estuvo por debajo de 0,1 mg / L. Obteniendo porcentajes de remoción de Nitrógeno amoniacal del 86%.

Li et al (2018). Operaron un proceso de oxidación de amonio completamente anaeróbico (anammox) a escala de laboratorio de una planta de tratamiento de agua residual municipal en Beijín, China. Obteniendo resultados satisfactorios después del día 109 donde la tasa de velocidad de eliminación de amoníaco y la eliminación de nitrito fueron mayores de 90%.

Tabla 4. Aplicaciones a escala de laboratorio del proceso Anammox en el tratamiento de lixiviado

Proceso	Etapas en nitrógeno	Agua residual	Tipo de reactor	Volumen del reactor (anammox) (L)	Porcentaje de eliminación
Anammox	Único	Lixiviado	UASB	4,46	87,5
PN-Anammox	Dos	lixiviado	Reactor de biofilm de lecho fijo	36	60
Reactor de nitrificación de acceso directo Anammox	Dos	Lixiviado	UASB	8,5	93
UASB-MBR-SHARON-Anammox	Dos	Lixiviado	CSTR	2,3	78

PN-Anammox	Dos	Lixiviado	Reactor hibrido	5	>90
------------	-----	-----------	--------------------	---	-----

Fuente: (Kumar et al., 2017)

Estudios a escala real

El proceso anammox se ha desarrollado mucho a escala laboratorio, pero no se han desarrollado muchos estudios respecto a la aplicación a gran escala para el tratamiento de lixiviados. Sin embargo, en las investigaciones realizadas el proceso anammox se ha podido implementar usando varias configuraciones de reactor.

La puesta en marcha de la primera planta de reactores a escala real en países bajos duró 800 días aproximadamente y para su operación estable 1200 días la demora fue debido a que no existía lodo de semillas anammox para inocular en ese entonces y el lento crecimiento de biomasa por sí solo, además de problemas técnicos y operativos (**Sultana, 2016**). El reactor se amplió 7000 veces a partir del experimento realizado en laboratorio con volumen de 10 L (**Ni & Zhang, 2013**).

En Asia el primer reactor a gran escala se implementó en Japón tardando solo 2 meses su puesta en marcha (**Kumar et al, 2017**).

A escala real se ha usado la configuración con el reactor DEMON para el tratamiento Anammox en aguas residuales de Strass, Austria (desde 2004), y en Glarnerland, Suiza (desde 2007) (**Eini, 2012**).

En Alemania la planta instalada de Anammox a gran escala para el tratamiento de lixiviados de un vertedero municipales ha venido mejorando desde el 2006 al 2015 combinando el proceso de lodos activados seguido por un reactor de carbón activado, con tasa de flujo inicial de aproximadamente $30 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ a $260.000 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Una fluctuación de temperatura entre 16.8 a 34.7 °C y pH de 5,8 a 7,9, logrando en este tiempo un promedio de eliminación total de nitrógeno amoniacal del 94% (**Azari, 2017**).

Sin embargo, solo países industrializados han podido realizar este proceso a escala real ya que se requiere de grandes cantidades de inóculo pre-adaptado (**Peralta & Serrato, 2016**), estando ubicados en Asia, Europa y en la actualidad ya en Estados Unidos (**Wang et al., 2018**).

No se han reportado estudios recientes de la aplicación del proceso anammox para el tratamiento de lixiviados a una escala mayor.

Análisis de Costo

No se tienen estudios de los costos de la implementación del proceso anammox en el tratamiento de lixiviados en si, por lo que se ha hecho estimaciones de revisiones realizadas en otro tipo de tratamientos con factores operacionales similares.

Se estima que el proceso anammox cuesta \$ 4.09 por cada kg de Nitrógeno eliminado según análisis de Fux y Siegrist (2004) mediante una evaluación ambiental y económica utilizando reactores simulados y estimaciones de precios estándar de la industria (**Vineyard, 2020**).

Según un estudio realizado por **Nawaz et al. (2019)** el costo del proceso anammox a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas residuales es de \$3474,3/año con una tasa de 1 \$ / kWh energía y ahorrando un 62,5% el consumo de energía en comparación con el proceso de eliminación biológica autotrófica de nitrógeno (BNR) convencional.

Ventajas y desventajas

Ventajas

Este tratamiento tiene un bajo consumo de energía en la eliminación de nitrógeno, las bacterias empleadas se vuelven inactivas si presentan condiciones poco favorables para sobrevivir pero rápidamente se activan bajo condiciones favorables (**Cho & Nguyen, 2020**).

No necesita de una fuente de carbono orgánico, ya que las bacterias anammox utilizan como donador de electrones al amoníaco, además elimina grandes cantidades de nitrógeno a diferencia de otros procesos convencionales (**Leal, 2015**).

Al tratarse de un proceso autótrofo no necesita de materia orgánica por lo que genera un ahorro en la adición de reactivos (**Val del Río, 2014**).

Es una de las tecnologías poco analizadas en Latinoamérica, sin embargo, representa un gran ahorro económico al disminuir el costo de aireación en un 60% y de compuestos orgánicos usados en métodos usuales (**Sanabria, Bedoya & Sánchez, 2009**).

Generan un 85% menos de lodo (**Garrido y Paredes, 2019**).

Desventajas

Las desventajas de este proceso principalmente es el largo periodo de puesta en marcha por el lento crecimiento de las bacterias anammox ($\mu_{\max}=0,065 \text{ d}^{-1}$) las cuales presentan alta sensibilidad bajo condiciones operacionales dentro del reactor, además que se muestran vulnerables ante otros microorganismos que compiten por el mismo sustrato (**Roldán, 2018**).

Se requieren aguas residuales con baja relación de carbono/nitrógeno menor a 5 ya que la materia orgánica podría inhibir el proceso (**Val del Río, 2014**).

Aplicaciones

La principal aplicación utilizando el proceso anammox se ha dado en el tratamiento de aguas residuales, sin embargo, existen más de 30 instalaciones a escala real para tratar efluentes industriales provenientes principalmente de industria alimentaria, fertilizantes, semiconductores de vertedero y residuos agrícolas (**Giustinianovich Campos, 2018**).

Han sido aplicados en la remoción de aguas residuales salinas, como en la industria conservera de pescado debido a su alto contenido de amoníaco disminuyendo un 67% de nitrógeno amoniacal, sin embargo, el proceso, se ve afectado por el alto contenido de sal que podría disminuir la actividad oxidante de amonio (**Dapena et al, 2006**).

En el tratamiento de aguas residuales porcinas el proceso anammox es muy eficiente obteniendo remoción de Nitrógeno del 61% según estudios a escala real, no obstante, el oxígeno disuelto presenta un gran inconveniente por lo que se debe mantener la concentración de OD por debajo de 0,3 mg /L (**Ishimoto et al, 2020**).

La eliminación de nitrógeno amoniacal del estiércol de ganado usando oxidación anaerobia de amonio ha sido eficiente, por lo que está siendo estudiada cada vez más para reducir la contaminación. Sin embargo, aunque ha dado buenos resultados a escala laboratorio no se ha implementado experiencias a gran escala, aun se necesita mucha más investigación referente al tema (**Magrí, 2013**).

La oxidación anaerobia de amonio además ha sido utilizada para el tratamiento de aguas residuales farmacéuticas que contienen clortetraciclina a escala laboratorio

dando resultados eficientes con un porcentaje de remoción de 75,2% de Nitrógeno total, determinando que es factible lograr altas tasas de eliminación a elevadas concentraciones de DQO y amonio (Zuo et al, 2020).

Tabla 5. Aplicación de Plantas anammox a gran escala en el mundo

Proceso	Sitio	Afluente	Volumen del reactor (m³)	Carga diseñada (kgN/d)
Sharon-anammox	Rotterdam, Holanda	Agua rechazada	72	490(750)
Nitrificación-anammox	Lichtenvoorde,NL	Curtiduría	100	325(150)
Anammox	Oburgen, NL	Procesamiento de Papa	600	1200(700)
Nitrificación-anammox	Prefectura de Mie, JP	Semiconductor	50	220(220)
Anammox	Niederglatt, Suiza	Agua rechazada	180	60(60)
Anammox	Tongliao, China	Glutamato monosódico (MSG)	6600	11000
Anammox	Yichang, China	Producción de Levadura	500	1000
Anammox	Tongliao, China	MSG	4100	9000
Anammox	Los países bajos	Agua rechazada	425	600
Anammox	Taiwan, China	Almidón de maíz y MSG	4300	6090
Anammox	Polonia	Destilería	900	1460
Anammox	Wuxi, China	Edulcorante	1600	2180
Anammox	Wujaqu, China	MSG	5400	10710
Anammox	Civerty, Reino Unido	Agua rechazada	1760	5000
Anammox	Shaoxing, China	destilería	560	900

Fuente: (Ni & Zhang, 2013)

Retos Tecnológicos (aspectos a desarrollar)

Uno de los principales retos para ampliar la aplicabilidad del sistema PN-Anammox se ha centrado en aguas residuales con altas relaciones DQO / N, ya que los efluentes industriales contienen en muchos casos concentraciones de materia orgánica que pueden afectar negativamente el desempeño del proceso (**Kumar, 2017**).

El desafío de esta tecnología es la baja actividad de las bacterias Anammox a una temperatura menor a 15°C haciendo difícil retener suficientes bacterias para el proceso (**Li, 2018**). Además, que estas bacterias son muy difíciles de aislar en un cultivo puro ya que crecen en una mezcla de poblaciones bacterianas teniendo una gran dificultad para una utilización a gran escala debido a la falta de disponibilidad de biomasa suficiente para el proceso, por lo que varios estudios se han realizado para el cultivo independiente de esta bacteria que aún siguen en desarrollo (**Ni et al., 2020**).

La lenta tasa de crecimiento de las bacterias es un obstáculo para la implementación del sistema por lo que acortar el periodo de inicio del proceso es uno de los aspectos a desarrollar en posteriores estudios. Aunque ya se ha utilizado diferentes diseños de reactores para mejorar el lavado de la biomasa de anammox, logrando un crecimiento más rápido de las bacterias en el biorreactor de membrana (MBR) (**Ni & Zhang, 2013**).

La inmovilización de la biomasa de anammox en medios adecuados, como polietilenglicol, puede ayudar a reducir el período de puesta en marcha.

El descubrimiento de nuevas especies de bacterias anammox que tienen propiedades especiales llama la atención de investigadores de todo el mundo entre ellas *Brocadia sinica* que junto con bacterias anammox dependientes de sulfato permitan tener una mayor eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal (**Quoc et al., 2015**).

3.3.3 Recirculación de lixiviado

En este tipo de tecnología el lixiviado vuelve a ser utilizado y recirculado al interior del sistema acelerando la biodegradación al humedecer los desechos y reducir el tiempo necesario para el proceso de estabilización (**Feng et al, 2019**). Muy empleado hoy en día para el tratamiento de aguas residuales en vertederos municipales al trabajarlo como un biorreactor anaerobio

Biorreactor de vertedero (landfill bioreactor)

Desarrollo histórico de la tecnología

La adición de humedad o lixiviados recirculados en los vertederos propuso Pohland en la década de 1970 que posteriormente lo llamaron Biorreactor de vertedero, mientras que Cheremisinoff y Morresi en 1976 mencionaron que el lixiviado recirculado mejorara la degradación de residuos y generación de gas (**Feng, 2015**).

Las condiciones operativas se detallaron por primera vez en el primer taller de la EPA en el año 1981, donde se discutió; el contenido de humedad que debe mantenerse y el pH que debe controlarse cerca de la neutralidad (**Alam, 2016**).

Alfred P. Leuschner (1989) fue quien planteó que mediante la recirculación de lixiviados se logra una mejor degradación de la materia orgánica de los residuos, generando así tener un ambiente favorable para los microorganismos al interior del vertedero.

Fue así como Jesús Rodríguez en 1999 realizó una tesis doctoral donde planteó un biorreactor a escala piloto para la Digestión Anaerobia de residuos mediante la recirculación de lixiviados obteniendo resultados favorables al reducir la carga orgánica de los lixiviados.

A partir del 2001 comenzaron a funcionar 4 biorreactores de vertedero a gran escala con el objetivo de investigar el impacto en la biodegradación y estabilización de residuos sólidos, pero fue en el 2014 que la Oficina de Investigación y Desarrollo ORD publicó el "Permiso de operaciones de biorreactores de vertederos (**EPA, 2018**).

Revisión de aspectos teóricos fundamentales

Es un biorreactor anaeróbico donde el lixiviado recirculante es combinado con ciertos líquidos que deben ser aprobados según la jurisdicción y así aumentar la humedad (40-60%) de la masa de desechos acelerando la biodegradación de los residuos del relleno sanitario mediante bacterias anaerobias (**Addario & Ruggeri, 2016**), generándose así dióxido de carbono y gas metano el cual puede ser capturado evitando el efecto invernadero.

La activación de microorganismos a través de la recirculación de lixiviados dentro del biorreactor de vertedero permite una rápida estabilización del vertedero y un aumento de la producción de gas (**Byun, 2019**).

La humedad en el lixiviado ayuda a mejorar los procesos metabólicos, el transporte de nutrientes, el movimiento de microorganismos y diluye una alta concentración de inhibidores (**Grossule, 2018**)

El objetivo de estos vertederos es la rápida descomposición de los desechos creando condiciones favorables en la masa con lo que se pretende mantener estable a los residuos por un mayor tiempo evitando contaminaciones ambientales que al no descomponerse podría causar infiltraciones en el suelo (**Rodrigo, 2020**). A comparación de los rellenos sanitarios habituales donde se acumulan capas secas de basura (**Lakshmikanthan & Sivakumar Babu, 2017**).

Mediante el biorreactor de vertedero anaerobio el lixiviado es recolectado, almacenado, tratado y recirculado facilitando así según **Chembukavua et al (2019)**:

- una rápida descomposición de los RSU.
- lograr que las concentraciones de los contaminantes en el lixiviado estén dentro de los límites permisibles, en una corta duración
- generación rápida de biogás que podría utilizarse para generar energía

Planificación y componentes del sistema

Existen varios componentes que intervienen para el diseño del biorreactor de vertederos según **Thampan & Chandel (2015)**:

- 1) Sistema de revestimiento en la base y lados del vertedero.
- 2) Instalaciones para la recolección y control de lixiviados.
- 3) Un sistema para recolectar el gas.
- 4) Una instalación de control si se trata de vertederos pequeños.
- 5) Una cubierta en la parte superior del vertedero.
- 6) Un sistema de drenaje para las aguas superficiales.
- 7) Un sistema de seguimiento medioambiental.
- 8) Plan de cierre y poscierre.

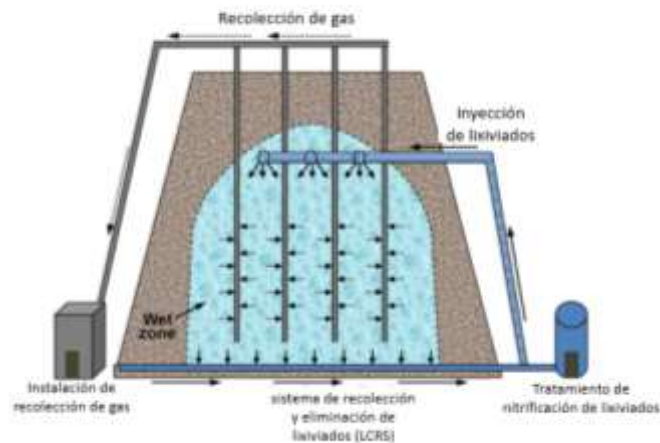


Fig. 15 Diagrama esquemático del vertedero de biorreactores anaeróbicos (Byun, 2019).

Tipos de Inyección de lixiviado

La infiltración del líquido se puede dar de varias maneras de acuerdo al movimiento del agua, si es vertical se da un encharcamiento de la superficie donde el agua se distribuirá por tuberías horizontales, la segunda forma será horizontal con la inyección de agua de forma vertical por medio de pozos y la tercera manera es la combinación de ambas direcciones (Cossu & Grossule, 2018).

En los pozos verticales el lixiviado se aplica llenando el pozo desde la parte superior. El diámetro de un pozo está en el rango de 60 a 120 cm, mientras que su espaciamiento varía de un pozo por 0,16 ha a un pozo por 0,8 ha (Hettiaratchi, 2012).



Fig. 16 Inyección en pozos verticales (Thampan & Chandel, 2015).

Un sistema de zanja horizontal típico consiste en excavar dentro del vertedero de residuos sólidos a una profundidad, ubicación y tubería perforada que se instala dentro de la zanja en base a diseños más comunes de rellenos sanitarios, generalmente de 0,6

m de ancho \times 0,6 m profundidad y que se extiende hasta la longitud requerida (**Reddy, 2016**).

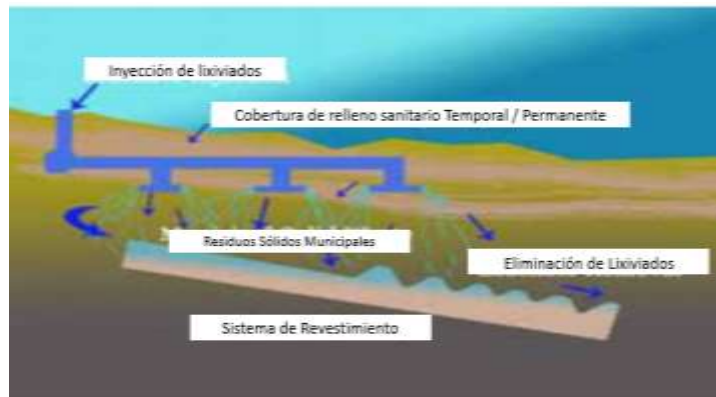


Fig.17 Inyección mediante zanjadas horizontales (Thampan & Chandel, 2015).

Las zanjadas horizontales se utilizan por lo general en los vertederos sanitarios revestidos modernos, mientras que los pozos verticales se emplean en rellenos donde no sea factible o rentable instalar zanjadas horizontales (**Feng, 2015**).

Factores operacionales

Humedad

La humedad dentro del biorreactor de vertedero depende las características de los desechos, partículas que se encuentren en suspensión en el lixiviado, la compactación de los residuos y el método usado de infiltración (**Cossu & Grossule, 2018**).

La humedad de los lixiviados debe estar en un rango de 40-70% un exceso de la misma puede provocar una saturación en la masa de los residuos y daños en las tuberías (**Manzur et al., 2016**).

Temperatura

La temperatura dentro del biorreactor deberá ser mesófila de 20 a 45°C (**Hecham, 2016**).

Inyección de Lixiviados

La recirculación de lixiviados acelera la biodegradación de los desechos, sin embargo, es un factor para tomar en cuenta debido a que una tasa más alta de recirculación podría filtrar grandes cantidades de materia orgánica, reduciendo el potencial biológico de metano y a su vez el tiempo de estabilización (**Hecham, 2016**).

Se recomienda que el lixiviado inicialmente se introduzca lentamente, ya que a una mayor tasa de flujo puede agotar la capacidad amortiguadora y eliminar los metanógenos, una vez que se establece la producción de gas se puede aumentar la tasa de flujo (**Addario & Ruggeri, 2016**).

Adición de líquidos

El factor más importante es la adición de líquidos no tóxicos ya que el lixiviado en ocasiones no está disponible en una cantidad adecuada para el funcionamiento del biorreactor por lo que estos líquidos o semilíquidos son adecuados para complementar al lixiviados.

Bombeo

El tiempo de bombeo recomendado para el líquido es entre 8 a 12 horas diarias (**Muñoz & Pagalo 2018**).

pH

El pH del lixiviado recirculado influye significativamente en los procesos químicos y biológicos de los residuos. El rango para que se dé una actividad ideal de las bacterias metanogénicas se produce en condiciones ambientales con un pH de 6,8 a 8,0 (**Tiwari, 2014**).

Otros Factores

Existen otras actividades que aumentan aún más el rendimiento del tratamiento como la trituración de los desechos, evaluación del pH, acondicionamiento antes y después de la eliminación de lixiviados (**Manzur et al., 2016**).

Escalado

Estudios a escala laboratorio

La estructura y la composición de los poros en los biorreactores suele tener una distribución heterogénea ya que existe gran diferencia entre la escala laboratorio y escala real en la muestra de lixiviado variando así el volumen de recirculación y por ende la carga, por esto se han realizado los análisis de recirculación de lixiviado a escala piloto para un mejor estudio (**Liu et al., 2018**)

Se ha demostrado que a esta escala la metanogénesis se alcanza en un lapso de tiempo corto y los residuos son estabilizados generalmente en 300 – 400 días (**Addario & Ruggeri, 2016**).

Addario & Ruggeri (2016) realizaron un estudio a escala laboratorio donde el biorreactor se lo armó en un cuarto con temperatura aproximada a 31° en una columna de preferencia de vidrio, con una cúpula en la parte superior para la entrada del líquido el cual se distribuye por acción de una bomba por medio de una placa con orificios y para la salida de los lixiviados se coloca un tanque tapado alado, el biogás se recoge en la parte superior (figura 17) Obteniendo resultados favorables en la disminución de DBO y DQO, sin embargo, no se obtuvo gran porcentaje de biogás

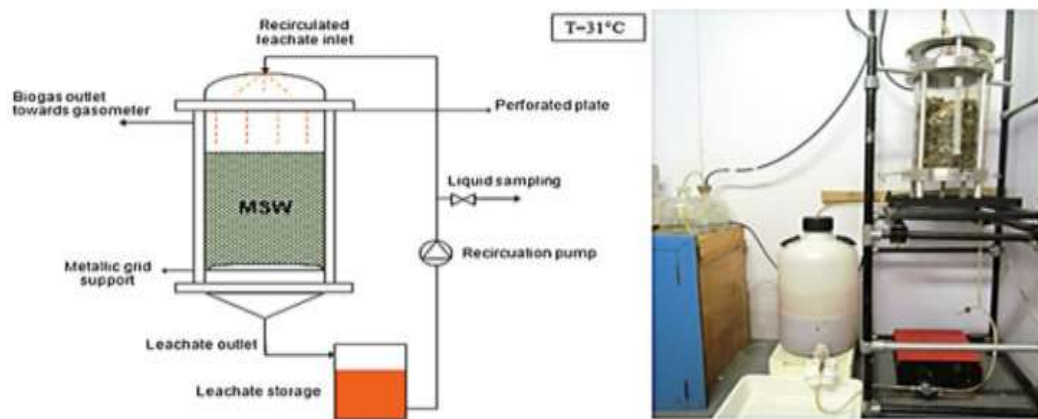


Fig. 18 Representación a escala laboratorio de biorreactor anaerobio de vertedero (Addario & Ruggeri, 2016).

Berriela et al. (2015) mediante un estudio a escala laboratorio operaron 4 biorreactores anaerobios con recirculación de lixiviados usando tambos de plástico de 200 L y 86 cm de altura (figura 18), además de válvulas de PVC cédula 80 para la recirculación y drenado del lixiviado. Obteniendo resultados favorables al disminuir el contenido de metales pesados y acelerar la biodegradación de la materia orgánica.



Fig. 19 Diseño a escala laboratorio del biorreactor empleado (*Berriela et al, 2005*).

Patil & Singh (2016) realizaron un biorreactor de vertedero a escala piloto con el objetivo de demostrar la eficacia de los instrumentos utilizados para controlar la humedad y la temperatura, mantener condiciones favorables para la actividad bacteriana y analizar las características del lixiviado. En este estudio se logró una eliminación del 54% del contenido de carbono y un 99% de DQO del lixiviado, manteniendo mediante la recirculación de lixiviado una humedad en el rango de 40% al 65%.

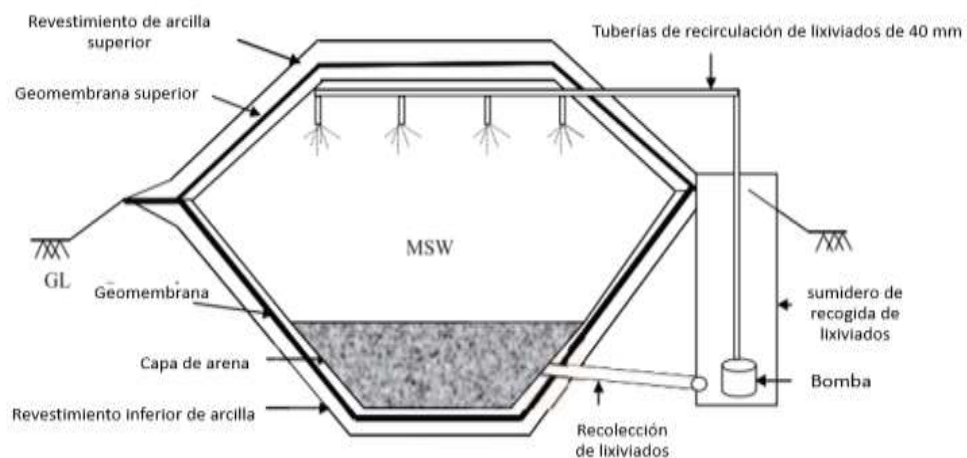


Fig. 20 Diagrama esquemático del sistema de recirculación de lixiviados (*Patil & Singh, 2016*).

Estudios a escala real

A pesar del gran éxito que han tenido los biorreactores de vertedero a escala laboratorio o piloto, aun a gran escala son poco comunes por varias razones entre ellas están las restricciones regulatorias y la complejidad técnica y operativa, además de los costos elevados de inversión (**Grossule, 2018**).

El trabajo de la tierra a gran escala donde se va a establecer el biorreactor de vertedero debe ser tratado de manera diferente a los vertederos normales, además de tener un diseño estricto para la inyección del líquido evitando infiltraciones superficiales, los revestimientos deben ser mejorados y el reactor se debe construir con diseño conservador (**Addario & Ruggeri, 2016**).

A escala real los reactores pueden consumir 12,000.000 toneladas de desechos (**Ghosh et al., 2019**) y la descomposición de los residuos y la estabilización microbiológica se puede dar en un plazo de cinco a diez años (**Ghosh et al., 2019**).



Fig. 21 Modelo escala real biorreactor anaerobio de vertedero (Kasubaska & Wzorek, 2017).

En estudios de biorreactores de vertedero a gran escala, la recirculación de lixiviados como en el vertedero de Trail Road en Canadá mejoró el asentamiento de residuos y resultó en una recuperación del espacio aéreo del 30%, que sirvió para verter más residuos. En otro estudio a gran escala en un vertedero de Estados Unidos la recirculación de lixiviados logró una producción de biogás más rápida, un aumento de las tasas de sedimentación y una disminución acelerada de la concentración de ciertos contaminantes en el lixiviado (Abdallah & Kennedy, 2013).

En la actualidad este tipo de biorreactores a escala real comúnmente se ubican en Estados Unidos, Canadá y en la India (Kasubaska & Wzorek, 2017).

Tabla 6. Resultados obtenidos en biorreactores de vertedero a gran escala en el mundo.

Biorreactor de vertedero	Ubicación	Resultados Obtenidos	Producción de metano
Vertedero de Trail Road	Ontario, Canadá	-25% de recuperación del espacio aéreo. -Disminución de la carga orgánica.	Sin reporte
Vertedero CSWMC células	Delaware, EE. UU	-Disminución acelerada de contaminantes. -Aumento de las tasas de asentamientos.	Acelerado

Vertedero Q	Noreste americano región	-Misma calidad de lixiviado del relleno sanitario convencional	Incrementado y acelerado
Vertedero S	Superior Medio Oeste americano región	-Aumento de las tasas de asentamientos	14% más metano que el vertedero convencional
La Vergne	Nantes, Francia	-Menor emisión de gases fugitivos	Aumentado
Loches	Tours, Francia	-Aceleración de asentamientos en los primeros años	Aumentado
Landgraaf	Países Bajos	-Conversión anaeróbica completada después de 4 años de recirculación -Rutas preferenciales de flujo de líquido.	Incrementado y acelerado
Asan	Korea	Efectos positivos de la nitrificación ex situ + desnitrificación in situ -Estabilización acelerada de residuos	Incrementado y acelerado

Fuente: (Addario & Ruggeri, 2016).

Análisis del costo

Los costos generales para este tipo de biorreactor pueden ser de dos a cuatro veces mayor que un vertedero convencional (**Grossule, 2018**), debido a que los rellenos sanitarios de biorreactores están diseñados y operados con un estándar más alto.

No existen muchos reportes recientes respecto al costo de los biorreactores, sin embargo, la Tabla 6 proporciona un resumen de las características operativas y costos de algunos biorreactores implementados en el mundo.

Tabla 7. Costos de biorreactores de vertedero implementados.

Ubicación	Tamaño	Técnica de recirculación de lixiviados	Costo del biorreactor (\$)
Kootenai Co., Idaho	1.3 ha	Pulverización superficial (solo en verano) Zanjas Pozos espaciados de 24,4 m	1,035,000
Bluestem SWA Linn Co. Iowa	0,20 ha 7700 toneladas de residuos divididos en 2 subcélulas	Zanjas 4,6 m espaciado 10,670L / d	959,000
Yolo County, CA	Dos celdas de 930 m2 con 4080 kg de RSU cada una de 12 m de profundidad	14 zanjas de infiltración en superficie	563,000
Crow Wing MSW LF, Minn	5.18 ha	11 zanjas 15 m espaciamiento 310 L / d / m	290,000
Worcester Co. LF, MD	6,9 ha, 24 m de profundidad	Pozos verticales rodeados por 7,6 m de manto de grava	50,000
Baker Rd LF, Columbia County, Georgia	3.24 ha, 3 m	20 pozos verticales	25 - 30,000 costos de capital (Operación y mantenimiento no reportados)

Fuente: (Obuli & Kurian, 2006)

Cox & Hanson (2015) Realizaron un análisis financiero de un biorreactor de vertedero de 10 hectáreas para un período de 5 años (tabla 7). Los costos asociados a la

implementación del biorreactor incluyeron la construcción, instalación de un sistema de suministro de humedad; operación y mantenimiento del sistema; y costos de manejo de lixiviado.

Tomando como referencia según estudios que los costos unitarios promedio de tratamiento de lixiviado es de \$ 0.024 / L y \$ 0.061 / L para tratamiento en sitio y fuera de sitio.

Tabla 8. Análisis financieros para 5 años

Parámetros Financieros	Costo
Sistema de recolección de gas (\$/ha)	33,000
Sistema de recirculación de lixiviados (\$/ha)	95,350
Adición de humedad durante la compactación (\$ / ha)	N/A
Costos de tratamiento de lixiviados (\$ / ha)	561.000
Costos totales (\$ / ha)	689,350

Fuente: (Cox & Hanson, 2015)

Ventajas y desventajas

Ventajas

La ventaja de este tipo de biorreactores es que existe una rápida estabilización de la fracción orgánica facilitando la producción de biogás en un menor tiempo (**Addario & Ruggeri, 2016**).

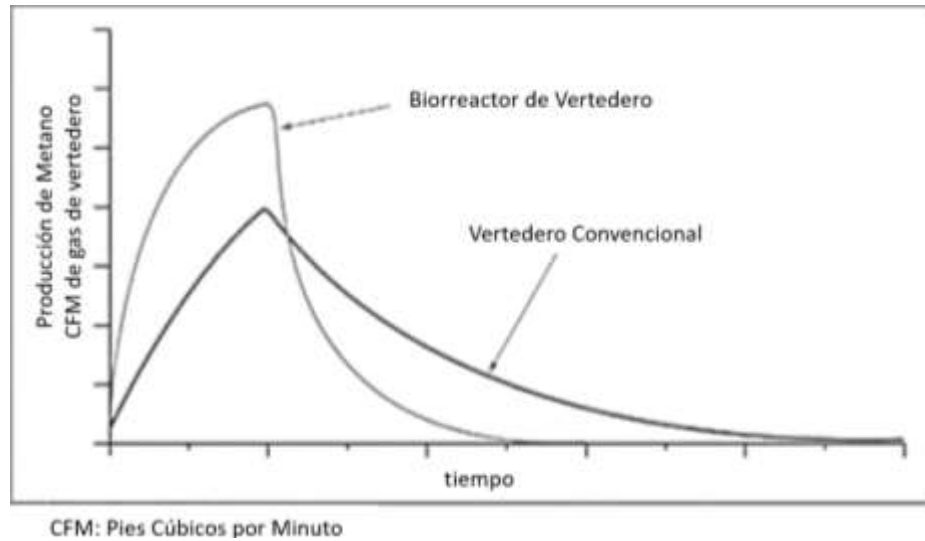


Fig. 22 Curva de producción de gas en biorreactor de vertedero y vertedero tradicional (Kaszubska & Wzorek, 2017).

Uno de los beneficios de este sistema es que al recircular el lixiviado se da una descomposición microbiana acelerada de los residuos generando más gas y disminuyendo el volumen de los desechos (Cossu & Grossule, 2018).

Reduce el efecto invernadero ya que reduce la emisión de gases al ambiente y a la vez puede ser reusado como fuente de energía (Kaszubska & Wzorek, 2017).

El vertedero de biorreactor anaeróbico permite tener una mayor capacidad de espacio para los desechos debido a la rápida degradación y asentamiento en el periodo de funcionamiento (Rodrigo-Illarri et al., 2020).

Los desechos tratados y estabilizados pueden venderse como abono, además si el vertedero cierra la tierra puede ser utilizada al instante (Kaszubska & Wzorek, 2017).

Mayor sostenibilidad por lo que permite la posible reutilización de la tierra (Hecham, 2016).

Desventajas

Esta metodología puede presentar ciertos inconvenientes en su proceso debido a que se podría dar la filtración de lixiviados cuando el líquido es incorporado a una alta presión, generando un aumento de presión interna en los poros produciendo que se reduzca la resistencia de los residuos al cizallamiento, además existe la posibilidad de

filtración cuando el caudal es mayor a la velocidad de infiltración o a la capacidad de absorción de la masa de desechos **(Mathew, 2013)**.

El contenido de amoníaco es un problema ya que se encuentra presente en los lixiviados y estos continuamente están recirculando por lo que no logran ser degradado al interior del reactor **(Rodrigo, 2020)**.

Podría ocasionar un aumento de olores, inestabilidad física de la masa de desechos debido al aumento de humedad, elevando los costos de capital y administración **(Grossule, 2018)**

Otra de las desventajas es el costo elevado de puesta en marcha debido a que es un trabajo de ingeniería donde se debe realizar instalaciones de tuberías e incremento en los costos de operación y monitoreo **(Tolaymat & Morris, 2014)**

Las lentas tasas de degradación y la persistencia del amoníaco hacen que el biorreactor anaeróbico no cumpla con los requisitos de sostenibilidad **(Grossule, 2018)**.

Aplicaciones

La recirculación de lixiviados exclusivamente se usa para tratar residuos sólidos en rellenos sanitarios y así reducir la contaminación en aguas residuales.

Existen pocos estudios referentes a su aplicación en otros procedimientos, sin embargo, se ha analizado su uso como herramienta para disminuir la contaminación de los acuíferos por nitratos de origen agrario, consiguiendo mediante la recirculación de lixiviados un uso más eficiente de agua y nutrientes **(Parra,2006)**.

Además, ha sido empleado en cultivos sin suelo para mejorar los sistemas hortícolas y racionalizar los recursos disponibles recirculando lixiviado para mejorar la eficiencia en el uso del agua y los fertilizantes, reduciendo la cantidad de nitratos presentes **(Lorenzo, 2020)**.

Otra de las aplicaciones que se han venido estudiando es la revegetación de muros de vertederos mediante la recirculación del lixiviado al ser utilizado como fertilizante dando resultados positivos en ciertas especies tratadas **(Del Moro, 2014)**.

El sistema de recirculación puede ser empleado en otros estudios como en sistema de recirculación de acuicultura, en el que el agua se recircula entre las etapas de cultivo y

tratamiento de agua, permitiendo la producción de pescado en relativo aislamiento del entorno circundante **(Rijn, 2013)**.

Retos tecnológicos (aspectos a desarrollar)

Uno de los desafíos que ha venido enfrentando los biorreactores de vertedero es la acumulación de amoníaco en el lixiviado y al interior del vertedero, a pesar de que la recirculación de lixiviado ayuda en el proceso aun si sigue habiendo una degradación lenta a gran escala **(Grossule, 2018)**.

Según **Chembukavua et al., (2019)** se presentan varios retos frente a esta tecnología entre ellos que no se ha prestado mucha atención a la estimación del potencial de generación de energía en modelos numéricos desarrollado por varios investigadores, la estimación del tiempo de extracción y las aplicaciones sostenibles de los residuos extraídos sigue siendo un gran desafío.

La infraestructura de los biorreactores de vertederos es uno de los aspectos a desarrollar que aún siguen estando en análisis para su implementación a gran escala debido a las posibles fugas de lixiviados de los lados del relleno sanitario **(Byun, 2019)**.

Otro aspecto que aún debe seguirse analizando es el aumento de la presión del líquido en el revestimiento, ya que en estudios realizados han aumentado potencialmente el riesgo de contaminación del agua subterránea debido a la recirculación de lixiviados **(Hecham, 2016)**.

3.4 Análisis comparativo

Los tratamientos biológicos anaerobios han demostrado ser más eficientes en el tratamiento de lixiviados a diferencia de los aerobios debido a su alto poder de remoción de contaminantes en aguas residuales con mayor carga orgánica concentrada, además de ser amigables con el medio ambiente por la menor generación de lodos y producción de biogás. Sin embargo, los métodos biológicos según lo revisado bibliográficamente son usados en su mayoría para tratar lixiviados jóvenes por lo que para tratar lixiviados viejos se ha optado por emplear un pretratamiento con métodos fisicoquímicos con el fin de mejorar la biodegradabilidad de la carga orgánica.

Tabla 9 Análisis comparativo de los tratamientos biológicos anaerobios

Parámetro	Biorreactor anaerobio de flujo ascendente (UASB)	Oxidación anaerobia de ion amonio (Anammox)	Biorreactor de vertedero
Requerimiento de energía	bajo	bajo	bajo
Producción de biogás	alto	alto	Alto
Eficiencia en la remoción de materia orgánica	60 - 90%	20 - 40%	70 – 90%
Eficiencia en la eliminación de nitrógeno amoniacal	40 - 50%	80 - 95%	30 – 50%
Eficiencia en la eliminación de nitratos	bajo	medio	bajo
Costos de inversión y operación	bajo	medio	alto
Puesta en marcha	moderada	lenta	alta
Lixiviado a tratar	joven	intermedio-maduro	joven-intermedio
Área requerida	Menor área requerida	Área requerida moderada	Área requerida moderada

En el tratamiento de lixiviados las tres tecnologías presentan un alto poder de remoción de contaminantes, pero en el caso de los reactores anaerobios de flujo ascendente UASB tienen mayor eficiencia al tratar lixiviados jóvenes procedentes de vertederos de hasta 10 años que presentan mayor concentraciones de compuestos orgánicos biodegradables obteniendo porcentajes de remoción de DBO y DQO de hasta el 85%, mientras que el proceso anammox es mejor aplicarlo en vertederos con más de diez años en explotación para el tratamiento de lixiviados maduros ya que con el tiempo

estos presentan mayores concentraciones de amonio en lo cual el proceso anammox es muy eficiente eliminando más del 90% de Nitrógeno amoniacal presente en el lixiviado. De manera que aplicar el proceso anammox en el reactor UASB es una alternativa factible, económica y proporciona una condición deseable para la granulación, lo que resulta en una excelente capacidad de sedimentación de la biomasa anammox para tener una eficiente remoción de materia orgánica y nitrógeno amoniacal **(Niu, 2016)**.

Por otro lado, los biorreactores de vertedero generan una acelerada biodegradación de la materia orgánica presentando porcentajes de remoción de DBO y DQO de hasta 90%, que al igual que los reactores UASB son más eficaces al tratar lixiviados jóvenes ya que si existe una elevada concentración de amonio este podría acumularse al reintroducirse continuamente en el sistema siendo difícil su degradación.

Los tratamientos anaerobios presentados ofrecen varias ventajas relevantes para el tratamiento de lixiviados cada uno sobresaliendo en un aspecto, sin embargo, existen mayor número de estudios acerca de los reactores anaerobios de flujo ascendente en la remoción de lixiviado debido a que trabaja bajo condiciones operativas simples presentando un menor gasto energético no obstante, el proceso anammox comparte la misma ventaja al consumir alrededor de un 60% menos de energía en comparación con otros procesos convencionales, en el caso de los biorreactores de vertedero el gasto de energía es mayor debido a su diseño de ingeniería pero lo compensa con su rápida generación de metano para su reutilización y recuperación de energía.

Lo que destaca también de las tecnologías analizadas es el buen rendimiento para la producción de biogás. Los biorreactores de vertedero presentan una alta tasa de generación debido a que la producción de metano que está fuertemente ligado al contenido de humedad aumenta con la adición de bacterias y nutrientes a través de la recirculación del lixiviado, aunque demasiada humedad puede bloquear las vías para el escape del metano reduciendo la eficiencia en su recolección, en el caso de los biorreactores UASB y el sistema anammox el biogás se obtiene fácilmente por la digestión anaerobia producida al interior del reactor que dependerá del contenido de materia orgánica presente por lo que el diámetro de las tuberías de escape del gas debe ser amplio para garantizar una fácil captura en el caso de que se forme espuma.

Siendo de gran importancia la recolección de biogás ya que se está empleando como fuente de energía para el funcionamiento de los mismos biorreactores generando un ahorro económico.

En el tema de escalado los biorreactores anaerobios de flujo ascendente presentan una mayor cantidad de biorreactores implementados con un alcance del 64,5% en Latinoamérica y en el mundo en el tratamiento de lixiviados, dando resultados satisfactorios tanto a escala piloto como a gran escala, seguido del proceso anammox, sin embargo, esta tecnología a gran escala ha sido implementada en su mayoría en países industrializados ya que se requiere de grandes cantidades de inóculo pre-adaptado, los reactores más usados para aplicar este sistema a escala industrial obteniendo resultados positivos son CANON, OLAND, SHARON-Anammox y SBR. Mientras que los biorreactores de vertedero son poco empleados aún, puesto que en el 2014 recién se concedió el permiso para poner en marcha este tratamiento con todos los permisos y restricciones regulatorias que se requieren.

Con lo que respecta al costo, los biorreactores UASB presentan una alternativa rentable debido a que el proceso se lo realiza en un solo tanque y no se requieren de equipos para el control del proceso de elevada sofisticación, mientras que si el proceso anammox se lo realiza en dos etapas se elevan los costos puesto que se emplean dos reactores en el primero la nitratación parcial de amonio y en el reactor siguiente el proceso anammox. En el caso de los biorreactores de vertedero presentan un mayor costo para su puesta en marcha que las anteriores tecnologías ya que se requiere un mejor diseño de ingeniería y de instalaciones más complejas para la recirculación e inyección de lixiviado ya sea si se emplean zanjas horizontales o pozos verticales, además de costosos instrumentos de monitoreo para los factores operacionales ya que toda la eficiencia de este sistema depende de qué tan bien se controle.

La aplicación de las tres tecnologías en su mayoría de estudios ha venido siendo empleadas en el tratamiento de aguas residuales, pero al biorreactor que más uso se le ha dado es al reactor anaerobio de flujo ascendente UASB ya sea en el tratamiento de aguas porcinas, de camal o en el tratamiento de aguas de industrias textiles y alimenticias por su alto poder de remoción de DBO, DQO y fácil operatividad. Los biorreactores de vertedero no presentan tantos estudios respecto al uso en otras aplicaciones limitándose al tratamiento de lixiviados, sin embargo, su sistema de

recirculación se ha empleado en pocos estudios de la agricultura para mejorar los sistemas hortícolas.

Los retos tecnológicos que se han venido enfrentado los tratamientos han hecho que su implementación a gran escala presente ciertos inconvenientes como es el caso del sistema anammox donde la formación de biomasa suficiente para el proceso es uno de los desafíos que presenta, por lo que se requiere el empleo de reactores que permitan en los más posible la retención de biomasa esto puede ser posible al usar biorreactores de membrana o reactores de lecho fijo o móvil destacándose el Reactor Biológico de Membrana (MBR) y el Reactor Biológico Secuencial (SBR) o mediante la inmovilización de la biomasa de anammox en medios adecuados, como polietilenglicol, lo mismo sucede por parte de los biorreactores UASB el reto que sigue presentando en la actualidad es la lenta puesta en marcha debido a la baja tasa de formación de biomasa bacteriana en corto tiempo por lo que es necesario la introducción de una serie de nutrientes para un mejor crecimiento biológico usando bioestimulantes principales como nitrógeno y fósforo y en menor cantidad metales.

Al contrario sucede con los biorreactores de vertedero que gracias a la recirculación de lixiviado genera un medio ideal para los microorganismos dando una estabilización rápida de la fracción orgánica, sin embargo, un aspecto que aún sigue en análisis para su mejor funcionamiento es el diseño de una buena infraestructura debido a que varios estudios a gran escala han demostrado las posibles fugas de lixiviados de los lados del relleno sanitario, siendo una solución un buen revestimiento de doble compuesto como arcilla natural o membranas geológicas artificiales que presentan baja permeabilidad dentro de las zanjas de recolección y recirculación de lixiviado.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 Conclusiones

El biorreactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) es el tratamiento más empleado para el tratamiento de lixiviados por su capacidad de digerir materia orgánica con un menor gasto energético y bajo exceso de producción de lodos. Su eficiencia depende de la actividad microbiana implicada en la digestión anaerobia que consta de cuatro etapas hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis que tienen lugar en el un solo tanque. Estos reactores dependen de varios factores para su funcionamiento siendo el fundamental el tiempo de retención hidráulica (TRH) en donde se ha determinado que se tiene mayor eficiencia a un bajo TRH. Una mejor compresión sobre la estructura de los lodos granulares ha hecho posible el tratamiento de altas cargas orgánicas dando como resultado una reducción del tiempo de inicio y una operación más sostenible. Aunque en su mayoría se encuentran implementados en países con clima subtropical o tropical siguen siendo tema de constante estudio el operar en climas de baja temperatura ya que se pierde estabilidad provocando una disminución de la tasa máxima de crecimiento bacteriano. Esta tecnología es adecuada en comparación con otros tratamientos lográndose aplicar fácilmente en países industrializados y en desarrollo.

El proceso de oxidación anaerobia del ion amonio (ANAMMOX) ha venido jugando un papel importante en el tratamiento de lixiviados al lograr porcentajes de remoción eficiente de amoníaco que gracias al ser un proceso autótrofo no requiere de fuentes externas de carbono. El problema aun para la introducción del proceso Anammox es la tasa de crecimiento muy lenta de las bacterias por lo que se ha estudiado distintas configuraciones de reactores que permitan disminuir el periodo de puesta en marcha al retener y evitar la pérdida de biomasa Anammox. Determinándose según investigaciones que la bacteria más eficiente y empleada es la *Candidatus* Kuenenia ya que aumenta en el reactor a medida que se dan las reacciones, y el reactor que ha dado resultados positivos en la mayoría de los estudios revisados es el SBR con porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal de 90%. Su aplicabilidad aún sigue en desarrollo sin embargo sigue siendo más eficiente de la desnitrificación convencional.

Los biorreactores anaerobios de vertedero son una nueva tecnología que se está implementando con mucha eficiencia debido a la rápida degradación de los lixiviados y un menor tiempo de estabilización gracias a la humedad generada por la recirculación de lixiviados, sin embargo, se está empleando la adición de líquidos permitidos juntamente con el lixiviado para una remoción más eficiente mediante zanjas horizontales o pozos verticales. Pese a ser una buena opción sigue presentando desafíos técnicos que deben abordarse como son las filtraciones de lixiviado por la falta de revestimientos adecuados a gran escala que impida posibles fugas. Aunque la inversión inicial de este tratamiento es elevada es compensado con numerosas ventajas económicas resultantes del funcionamiento del vertedero del biorreactor, finalmente a pesar de que gran parte de las investigaciones sobre biorreactores de vertederos se han realizado históricamente en Europa y Estados Unidos debido su diseño elevado de ingeniería en la actualidad ya está siendo estudiado en países en desarrollo como una estrategia clave para obtener beneficios ambientales.

Mediante la revisión bibliográfica se ha podido realizar un análisis comparativo donde sobresalen los biorreactores anaerobios de flujo ascendente al presentar un mayor número de estudios a escala piloto y real con resultados eficientes por su fácil operatividad al igual que el proceso anammox, a diferencia de los

biorreactores de vertedero que tienen pocos estudios respecto a su implementación a gran escala debido a que siguen presentando inconvenientes por su complejo diseño. La ventaja en común que presentan es el porcentaje elevado en la generación de biogás. Además, se concluyó que a pesar de que las tres metodologías estudiadas para el tratamiento de lixiviado son factibles, no garantizan una completa eliminación de lixiviados con alta concentración de carga orgánica por lo que se requiere el empleo de métodos fisicoquímicos como postratamientos para mejorar la calidad del efluente de acuerdo con las normas de riego.

4.2 Recomendaciones

Estudiar la factibilidad de recirculación de lixiviado a gran escala al interior de reactores UASB para su tratamiento ya que al pasar nuevamente por el manto de lodos la degradación continuara y los microorganismos se seguirán adhiriendo, formando mayor cantidad de gránulos, disminuyendo así el tiempo de arranque, factor clave en el funcionamiento del reactor.

Las bacterias Anammox tienen la capacidad de sobrevivir a temperaturas de 10°C por lo que se recomienda realizar futuras investigaciones de la eficiencia del proceso a bajas temperatura.

Mejorar el diseño de revestimiento en los biorreactores de vertederos con materiales menos permeables y de doble capa evitando las constantes fugas de lixiviado generando un gran riesgo ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

- Di Addario, M., & Ruggeri, B. (2016). Landfill Bioreactor Technology for Waste Management. *Environmental Footprints and Eco-Design of Products and Processes*, 211–235. doi:10.1007/978-981-10-0150-5_8
- Amaguaya Shagñay, E. G. (2019). *Diseño de un sistema biológico para la depuración de lixiviados generados en el Relleno Sanitario de Porlón* (Bachelor's tesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo).
- Abdallah, M., & Kennedy, K. (2013). Advanced Monitoring and Control of Anaerobic Digestion in Bioreactor Landfills. *Biodegradation - Engineering and Technology*. 162-186. doi:10.5772/55715
- Ahmad, I., Abdullah, N., Chelliapan, S., Yuzir, A., Koji, I., Al-Dailami, A., & Arumugham, T. (2020). Effectiveness of Anaerobic Technologies in the Treatment of Landfill Leachate. *In Solid Waste Management*. IntechOpen. doi:10.5772 / intechopen.94741
- Alanezi, Alaa, (2018). "Costos e impactos ambientales de los enfoques de gestión del nitrógeno/fósforos lixiviados". *Tesis y disertaciones electrónicas, 2004-2019*. 5995. <https://stars.library.ucf.edu/etd/5995>
- Alayon Salmeron, W. (2020). *Evaluación del tratamiento anaerobio con un Reactor de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB) de las aguas residuales domésticas a temperatura mesofílica*. (Tesis de Grado). Universidad de la laguna.

- Alam, M. Z. (2016). *Moisture distribution efficiency and performance evaluations of bioreactor landfill operations* (Doctoral dissertation). University Of Texas At Arlington, Faculty of the Graduate School.
- Almeida, P. G. S. de, Ribeiro, T. B., Silva, B. S. da, Azevedo, L. dos S., & Chernicharo, C. A. de L. (2018). Contribución para el perfeccionamiento del diseño, la construcción y la operación de reactores UASB aplicados al tratamiento de aguas residuales urbanas - Parte 6: Calidad del efluente. *Revista DAE*, 66(214), 90–108. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.043es>
- Alzate Marín, J. C. (2019). *Remoción biológica de nitrógeno por nitrificación y desnitrificación aeróbica en reactor de cargas secuenciales SBR* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).
- Arias Arias, F. E., Amaguaya Shagñay, E. G., Carrera Almendáriz, L. S., & Rodríguez Pinos, A. A. (2020). Diseño de un bioreactor tipo UASB para el tratamiento de lixiviados provenientes de residuos urbanos. *Ciencia Digital*, 4(3), 138-151. <https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v4i3.1306>
- Amaguaya, G. (2019). “*Diseño De Un Sistema Biológico Para La Depuración De Lixiviados Generados En El Relleno Sanitario De Porlón.*” (Tesis de Grado). Repositorio Institucional- Escuela Superior Politécnica De Chimborazo.
- Arcos Núñez, D. E. (2018). *Análisis de alternativas para el tratamiento de efluentes industriales de curtiembres. Caso de estudio: Picaihua, Tungurahua* (Tesis de grado). Repositorio Digital Institucional de la Escuela Politécnica Nacional
- Azari, M., Walter, U., Rekers, V., Gu, J.-D., & Denecke, M. (2017). More than a decade of experience of landfill leachate treatment with a full-scale anammox plant combining activated sludge and activated carbon biofilm. *Chemosphere*, 174, 117–126. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.01.123
- Baraza, X .; Sáez-Navarrete, C .; Torres-Castillo, R. (2019). “Biodegradabilidad anaeróbica de lixiviados de vertedero intermedio de RSU”. *Afinidad* , [en línea], Vol. 76, Núm. 585, <https://raco.cat/index.php/afinidad/article/view/353392> [Ver: 22-07-2021].

- Bello, M. M., Abdul Raman, A. A., & Purushothaman, M. (2017). Applications of fluidized bed reactors in wastewater treatment – A review of the major design and operational parameters. *Journal of Cleaner Production*, 141, 1492–1514. doi:10.1016/j.jclepro.2016.09.148
- Bermúdez, R. C., Rodríguez, S., Martínez, M. D. L. C., & Terry, A. I. (2003). Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás. *Tecnología Química*, 23(2), 37-44.
- Berriela, M. D. C. H., Hernández, M. C. D., de la Fuente, J. L., Delgado, O. B., & Márquez-Benavides, L. (2015). Efecto del volumen y frecuencia de la recirculación de lixiviados en el contenido de metales pesados en lixiviados y residuos degradados. *VSIR-REDISA*
- Byun, B., Kim, I., Kim, G., Eun, J., & Lee, J. (2019). Stability of bioreactor landfills with leachate injection configuration and landfill material condition. *Computers and Geotechnics*, 108, 234–243. doi:10.1016/j.compgeo.2019.01.006
- Caicedo Messa, F. J. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor USB piloto para el tratamiento de lixiviados. *Departamento de Ingeniería Química*. Universidad Nacional de Colombia, Manizales. Recuperado de <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/3413/franciscojaviercaicedomessa.2006.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Calderon, D. L., & Cardich, R. V. (2016). Tratamiento anaerobio del suero de queso en reactores discontinuos y UASB a escala laboratorio. *In Anales Científicos* (Vol. 77, No. 2, pp. 147-154). Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Camacho-Fidalgo, A. L. (2012). Evaluación de la operación y propuestas de mejora del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente del beneficio San Diego de VOLCAFE SA. (Tesis de Grado). Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago.
- Campoverde Niño, O. J. (2020). *Tratamiento de aguas residuales de una empresa industrial de congelados*. (Tesis para optar el título de Ingeniero Industrial y de Sistemas). Universidad de Piura. Facultad de Ingeniería. Programa Académico de Ingeniería Industrial y de Sistemas. Piura, Perú. Recuperado de

<https://hdl.handle.net/11042/4397>

Castro-Barros, C. M. (2013). Guideline for granular sludge reactor design. *SANITAS Tech. Reports Ser. Model*, 10, 18.

Castro, J. (2018). *Evaluación de la remoción de materia orgánica en un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) para el tratamiento de aguas residuales del camal municipal de Huancavelica* (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica, Perú. Recuperado de <http://repositorio.unh.edu.pe/handle/UNH/1648>.

Castro Olarte, J., Cecilio Cabrera, Y., Gonzales Huamán, T. J., & Sumarriva Bustinza, L. (2019). Remoción de materia orgánica en reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascedente en el tratamiento de aguas resisduales del camal de Huancavelica. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 85(3), 362-375.

Chelliapan, S., Arumugam, N., Md. Din, M. F., Kamyab, H., & Ebrahimi, S. S. (2020). Anaerobic treatment of municipal solid waste landfill leachate. *Bioreactors*, 175–193. doi:10.1016/b978-0-12-821264-6.00011-5

Chembukavua, A. A., Mohammada, A., & Singhb, D. N. (2019). Bioreactor landfills in developing countries: a critical review. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 45(1), 21-38.

Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). *Inhibition of anaerobic digestion process: A review*. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044–4064. doi:10.1016/j.biortech.2007.01.057

Cho, Sunja & Kambey, Cicilia & Nguyen, Van Khanh. (2020). Performance of Anammox Processes for Wastewater Treatment: A Critical Review on Effects of Operational Conditions and Environmental Stresses. *Water* 12, no. 1:20. <https://doi.org/10.3390/w12010020>

Cossu, R., & Grossule, V. (2018). Lake and Reservoir Fate and Transport of Chemicals. *Solid Waste Landfilling*, 1976, 831–841. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407721-8.00039-5>

Cox, J. T., Yesiller, N., & Hanson, J. L. (2015). Implications of variable waste

placement conditions for MSW landfills. *Waste Management*, 46, 338–351. doi:10.1016/j.wasman.2015.08.031

Cornet, C., & Euverink, G. J. W. (2017). *Inhibiting factors in the anaerobic digestion process for biogas production* (Doctoral dissertation, Faculty of Science and Engineering).

Dapena-Mora, A., Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., & Méndez, R. (2006). Anammox process for nitrogen removal from anaerobically digested fish canning effluents. *Water science and technology*, 53(12), 265-274.

Del Moro, G., Barca, E., Cassano, D., Di Iaconi, C., Mascolo, G., & Brunetti, G. (2014). Landfill wall revegetation combined with leachate recirculation: a convenient procedure for management of closed landfills. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(15), 9366–9375. doi:10.1007/s11356-014-2878-8

Durruty, I. (2013). *Degradación anaeróbica de efluentes de la industria del procesado de papa* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).

Dutta, A., Davies, C., & Ikumi, D. S. (2018). Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and other anaerobic reactor configurations for wastewater treatment: A comparative review and critical updates. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 67(8), 858–884. <https://doi.org/10.2166/aqua.2018.090>

Eia, R. (2012). *Perspectivas Del Tratamiento Anaerobio De Aguas Residuales Domésticas En Países En Desarrollo* *Perspectivas Do Tratamento Anaeróbico De Esgotos Domésticos Em Países Em Desenvolvimento* *Perspectives of Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater in Developing* . *Revista EIA*, 9(18), 115–129. <https://doi.org/10.24050/reia.v9i18.264>

Eini, E. J. (2012). *Reducing Operating Cost With Anammox In Wastewater Treatment A Simulation Study* (Doctoral dissertation, Master's thesis). Ryerson University, Toronto, Canada.

Escobar de la Espriella, F., & Ocampo Mercado, F. E. (2017). *Estudio de la viabilidad técnico-económica para la implementación de un sistema de tratamiento de las aguas residuales domésticas en Cotecmar sede Mamonal* (Master's thesis,

Universidad del Norte).

- EPA (2018). Revisions to the Criteria for Municipal Solid Waste Landfills to Address Advances in Liquids Management. *Authenticated U.S Government Information* 83(246), 66210-66223.
- Fernández P., & Seghezzo L. (2015). Diseño de Reactores Upflow Anaerobic Sludge Blanket UASB. Cuaderno Tecnológico No. 15. Instituto de Investigaciones en Energía No Convencional - INENCO, CONICET
- Feng, S.-J., Cao, B.-Y., Zhang, X., & Xie, H.-J. (2015). *Modeling of leachate recirculation using vertical wells in bioreactor landfills. Environmental Science and Pollution Research*, 22(12), 9067–9079. doi:10.1007/s11356-014-4045-7
- Feng, S.-J., Chen, Z.-W., & Zheng, Q.-T. (2019). Effect of LCRS clogging on leachate recirculation and landfill slope stability. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-019-07383-1
- Gamoń, F., Tomaszewski, M., & Ziemińska-Buczyńska, A. (2019). Ecotoxicological study of landfill leachate treated in the ANAMMOX process. *Water Quality Research Journal of Canada*, 54(3), 230–241. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2019.042>
- Galinha, C. F., Sanches, S., & Crespo, J. G. (2018). Membrane bioreactors. In *Fundamental modelling of membrane systems* (pp. 209-249). Elsevier. 1
- Galván, M. (2018). *Eliminación de nitrógeno de aguas residuales provenientes de rastros y caza de matanzas*. (Tesis de Grado). Centro de Investigaciones y Desarrollo tecnológico en Electroquímica, S. C. Mexico, Querétaro.
- Gandarillas R., V., Saavedra, O., Escalera, R., & Montoya, R. (2017). Revisión De Las Experiencias En El Tratamiento De Aguas Residuales Domésticas Mediante Reactores Uasb En Cochabamba-Bolivia Comparadas Con Las De Latinoamérica, India Y Europa. *Investigacion & Desarrollo*, 17(1), 83–98. <https://doi.org/10.23881/idupbo.017.1-7i>
- Giustinianovich Campos, E. A. (2018). *Desarrollo de estrategias operacionales para la estabilidad y mejoramiento del proceso de remoción de nitrógeno en presencia*

de carbono orgánico. (Tesis Doctoral). Universidad de Concepcion. Facultad De Ingeniería Departamento De Ingeniería Química, Chile.

Gotvajn, A. Ž., & Pavko, A. (2015). Perspectives on biological treatment of sanitary landfill leachate. *Wastewater Treatment Engineering*, 13, 31-39.

Garcia, N. (2016). *Tratamiento Biológico De Aguas Residuales Industriales Mediante Reactores Anaerobios De Alta Eficacia Biological Treatment Of Industrial Wastewater By Means Of High Efficiency Anaerobic Reactors Nuria García-Mancha Delgado-Ureña* [Universidad Autonoma de Madrid]. https://repositorio.uam.es/bitstream/handle/10486/677073/garciamancha_delgado-ureña_nuria.pdf?sequence=1

Gaur, R.Z., Khan, A.A., Lew, B. *et al.* Performance of Full-Scale UASB Reactors Treating Low or Medium Strength Municipal Wastewater. *Environ. Process.* 4, 137–146 (2017). <https://doi.org/10.1007/s40710-017-0208-0>

GARRIDO JARA, R. O., & PAREDES PAREDES, B. A. (2019). *Eliminación De Compuestos Nitrogenados En Aguas Residuales Mediante Nitrificación Y Denitrificación*. (Bachelor's thesis. Universidad Tecnica Federico Santa Maria. Departamento De Quimica Y Medio Ambiente).

Giraldo, Y. (2020). *Propuesta De Tratamiento Para El Agua Residual Generada En La Empresa Soluciones Nutritivas*. (Tesis de grado). Universidad Autonoma de Occidente, Departamento de operaciones y Sistemas.

Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., & Gonzalez-Lopez, J. (2018). New concepts in anammox processes for wastewater nitrogen removal: recent advances and future prospects. *FEMS microbiology letters*, 365(6), fny031.

Grossule, V., Morello, L., Cossu, R., & Lavagnolo, M. C. (2018). Bioreactor landfills: comparison and kinetics of the different systems. *Detritus*, 3, 100-113.

Ghosh, A., Sarkar, J. P., & Das, B. (2019). Sustainable Energy Recovery from Municipal Solid Waste (MSW) using Bio-reactor Landfills for Smart City Development. *1st IEEE International Conference on Sustainable Energy Technologies and Systems, ICSETS 2019*, 242–246.

<https://doi.org/10.1109/ICSETS.2019.8745334>

- Hecham, O. (2016). "Treatment of Landfill Waste, Leachate and Landfill Gas: Modelling/Simulation and Experimental Studies" (2016). *Electronic Thesis and Dissertation Repository*. 3731. <https://ir.lib.uwo.ca/etd/3731>
- Heredia, G., Orellana, B., Saavedra, O., & Echeverría, I. (2019). Evaluación del Costo Anual Equivalente de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales de los Municipios De Cliza Y Tolata. *Investigación & Desarrollo*, 19(2), 75-82.
- Hettiaratchi, J. P. A. (2012). *Landfill landfill/landfilling Bioreactors landfill/landfilling bioreactor*. *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*, 5720–5732. doi:10.1007/978-1-4419-0851-3_114
- Hoyos, N. L. M. (2016). *Análise comparativa do desempenho de reator anaeróbico híbrido e reator de manto de lodo de fluxo ascendente (UASB) aplicados ao tratamento de esgoto sanitário*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande Do Sul, Porto Alegre.
- Hernández, M. (2018). "Desarrollo De Una Estrategia De Control Por B´Usqueda De Extremos Para Optimizar Un Reactor Uasb." (Tesis de Maestría). Repositorio Digital-Universidad De Guanajuato. <http://repositorio.ugto.mx/handle/20.500.12059/360>
- Hou, L., Ji, D., & Zang, L. (2018). *Inhibition of Anaerobic Biological Treatment: A Review*. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 112, 012006. doi:10.1088/1755-1315/112/1/012006
- Ibáñez, R., & Bayona, B. (2018). *Biológico , Reactor UASB y humedal superficial ,* (Tesis de Grado) Univerisdad de la Salle, Sotaquirá - Boyacá.
- Idrovo Muñoz, K. M., & Pagalo Tayupanda, D. G. (2018). *Propuesta De Un Sistema De Tratamiento De Los Lixiviados Generados En El Relleno Sanitario De Daule* (Tesis de grado) Repositorio Digital- Escuela Superior Politecnica Elitoral.
- Imtinan, S. I. F., Purwanto, P., & Yulianto, B. (2020). The biological treatment method

for landfill leachate. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 202, p. 06006). EDP Sciences

Ishimoto C, Sugiyama T, Matsumoto T, Uenishi H, Fukumoto Y, Waki M. Full-scale simultaneous partial nitrification, anammox, and denitrification process for treating swine wastewater. *Water Sci Technol*. 2020 Feb;81(3):456-465. doi: 10.2166/wst.2020.120. PMID: 32385199

Jaibiba, P., Naga Vignesh, S., & Hariharan, S. (2020). Working principle of typical bioreactors. *Bioreactors*, 145–173. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-821264-6.00010-3>

Jacobo López, A., Esparza Soto, M., Chávez, M. L., & Fall, C. (2019). Tratamiento De Un Agua Residual Industrial A Temperatura Psicrófila Con Un Reactor UASB. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 35(4), 905-915.

Jesús, C. C. L. (2017). *Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas* (Doctoral dissertation, Universidad Católica de Santa María, Arequipa).

Kaszubska, M., & Wzorek, M. (2017). The Bioreactor – an Innovative Method of Disposal of Solid Waste. *Economic and Environmental Studies*, 17(42), 347–361. <https://doi.org/10.25167/ees.2017.42.12>

Khanal, S. K., Giri, B., Nitayavardhana, S., & Gadhamshetty, V. (2017). Anaerobic Bioreactors/Digesters. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, 261–279. doi:10.1016/b978-0-444-63665-2.00010-2

Kumar, M., Daverey, A., Gu, JD y Lin, JG (2017). Procesos de Anammox. *Desarrollos actuales en biotecnología y bioingeniería* (págs. 381-407). Elsevier.

Lakshmikanthan, P., Sughosh, P., White, J., & Sivakumar Babu, G. (2017). *Experimental and modelling studies on a laboratory scale anaerobic bioreactor treating mechanically biologically treated municipal solid waste. Waste Management & Research*, 35(7), 700–708. doi:10.1177/0734242x17705722

- Leal, C. D. (2015). Avaliação do efeito de diferentes relações DQO/N sobre o processo anammox e viabilidade da aplicação do processo como pós-tratamento de efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico. (Dissertação em Saneamento). Universidade Federal De Minas Gerais. Programa De Pós-Graduação Em Saneamento, Belo Horizonte.
- Leuschner, A. P. (1989). Enhancement of degradation: laboratory scale experiments. En *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, ed. T. H. Christensen, R. Cosu y R. Stegmann. London: Academic Press
- Li, Z. (2018). *Application and Characterization of Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) Process to Treat Sidestream and Mainstream Wastewaters: Lab-scale and Full-scale Studies* (Doctoral dissertation, Columbia University).
- Liu, L., Xiong, H., Ma, J., Ge, S., Yu, X., & Zeng, G. (2018). Leachate Recirculation for Enhancing Methane Generation within Field Site in China. *Journal of Chemistry*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/9056561>
- Li, H., Han, K., Li, Z., Zhang, J., Li, H., Huang, Y., ... Wang, Y. (2018). Performance, granule conductivity and microbial community analysis of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors from mesophilic to thermophilic operation. *Biochemical Engineering Journal*, 133, 59–65. doi:10.1016/j.bej.2018.01.029
- Loja, M., & Quezada, C. (2017). “Análisis A Escala Laboratorio De Estructuras De Ingreso A Reactores Anaerobios De Flujo Ascendente (Uasb).” (Tesis de Grado). Repositorio Digital -Universidad de Cuenca.
- López Vázquez, CM, Buitrón Méndez, G., García, HA y Cervantes Carrillo, FJ (2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. *Water Intelligence Online*, 16, 9781780409146. doi: 10.2166 / 9781780409146
- Lorenzo, P.; Medrano, E.; SánchezGuerrero. (2020). Recirculación en Cultivo sin Suelo de Pepino en Almería. Almería. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, 2020. 1-18 p. Formato digital (e-book) - (Ingeniería y Tecnología Agroalimentaria)

- Magrí, A., Béline, F., & Dabert, P. (2013). Feasibility and interest of the anammox process as treatment alternative for anaerobic digester supernatants in manure processing – An overview. *Journal of Environmental Management*, *131*, 170–184. doi:10.1016/j.jenvman.2013.09.021
- Mainardis, M., Buttazzoni, M., & Goi, D. (2020). Up-flow anaerobic sludge blanket (Uasb) technology for energy recovery: A review on state-of-the-art and recent technological advances. *Bioengineering*, *7*(2). <https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>
- Manzur, S. R., Hossain, M. S., Kemler, V., & Khan, M. S. (2016). Monitoring extent of moisture variations due to leachate recirculation in an ELR/bioreactor landfill using resistivity imaging. *Waste Management*, *55*, 38–48. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.035>
- Márquez, M., & Martínez, S. (2011). Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA's o UASB) Antología. *Centro Tecnológico Aragón*, 31. <http://chita.aragon.unam.mx/papime100310/documentos/RAFA.pdf>
- Martínez AG, & Padrón, W., & Rodríguez & Chiquito-, & Escarola-Rosas, MA, & Hernández, JM, & Elvira, EA, Méndez, GA, y Tinoco, JC, y Martínez, J. (2014). Alternativas actuales del manejo de lixiviados. *Avances en Química*, *9* (1), 37-47. ISSN: 1856-5301.
- Meegoda, JN, Li, B., Patel, K. y Wang, LB (2018). Una revisión de los procesos, parámetros y optimización de la digestión anaeróbica. *Revista internacional de investigación ambiental y salud pública*, *15* (10), 2224.
- Mendoza, M. V., & Sáez, R. T. (2019). Modelling biofilm anaerobic reactor with effluent from hydrolytic/acidogenic reactor as substrate. *Water Science and Technology*, *79*(8), 1534–1540. doi:10.2166/wst.2019.152
- Morillo León, F. C., & Fajardo Fajardo, E. (2005). *Estudio de los reactores UASB para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda*. (Tesis de Grado). Repositorio Digital- Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ingeniería Química.
- Morales Hernández, S. A., Rizo-Acosta, P., Hernández-Rojas, M. E., & Dávila-

- Gómez, J. A. (2015). Producción de biohidrógeno en un reactor continuo UASB. *Revista Cubana de Química*, 27(1), 65-78.
- Monsalve Monteza, K. K. (2017). *Reactor Anaerobio De Flujo Ascendente Para El Tratamiento De Aguas Residuales Del Camal Municipal De José Leonardo Ortiz, 2015*. (Tesis de Grado). Universidad César Vallejo, Perú. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12692/32298>
- Montealegre Hernández, D., & Ospina Bustos, D. F. (2019). *Evaluación de un biorreactor UASB para la remoción de sulfatos en drenajes ácidos de minas*. Departamento de Ingeniería. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/20.500.12010/8182>.
- Montesinos, A. V. (2015). *Evaluación del tratamiento integral del lixiviado de vertedero de residuos sólidos urbanos* (Tesis Doctoral). Repositorio Digital-Universidad Da Coruña.
- Ni SQ, Zhang J. (2013). Anaerobic ammonium oxidation: from laboratory to full-scale application. *BioMed Research International*. doi: 10.1155/2013/469360. Epub 2013 Jul 17. PMID: 23956985; PMCID: PMC3730388.
- Ni SQ. et al. (2020) Energy-Efficient Anaerobic Ammonia Removal: From Laboratory to Full-Scale Application. In: Shah M. (eds) *Microbial Bioremediation & Biodegradation*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-1812-6_20
- Niu, Q., Zhang, Y., Ma, H., He, S., & Li, Y. Y. (2016). Reactor kinetics evaluation and performance investigation of a long-term operated UASB-anammox mixed culture process. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 108, 24-33.
- Nursanto, A. (2017). *Design and cost evaluation of anaerobic bioreactor for industrial waste*. (Tesis de Maestría). University Of Stavanger. Faculty of Science and Technology. Recuperado de <https://uis.brage.unit.no/uis-xmlui/handle/11250/2458369>
- Oakley, S., von Sperling, M., Verbyla, M. (2017). Anaerobic Sludge Blanket Reactors. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros (eds), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater*

- Management (Global Water Pathogen Project). (J.R. Mihelcic and M.E. Verbyla (eds), Part 4: Management Of Risk from Excreta and Wastewater - Section: Sanitation System Technologies, Pathogen Reduction in Sewered System Technologies), Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.61>
- Obuli, K & Kurian, J. (2006). Bioreactor Landfills For Sustainable Solid Waste Management. *Centre for Environmental Studies – 600 025. 112-121*
- Oliveira, G. M. D. (2019). Avaliação da eficiência dos DAFAs da estação de tratamento de esgotos sanitários ERQ-Sul, em Aracaju-SE. Dissertação de Bacharel. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.
- Orozco-Barrantes, V., & Zambrano-P., D. (2020). *Determinación de lixiviados de relleno sanitario de San Ramón y selección de su sistema de tratamiento.* (Tesis de grado). Repositorio Digital- Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Pal, P. (2017). Chapter 3. Biological Treatment Technology. *Industrial. Water Treatment Process Technology, 65–144.* doi:10.1016/b978-0-12-810391-3.00003-5
- Parra, M., Ramallo, V. R., Socorro, A. R., Melían, D., Cruz, J. L., & Cid, M. C. (2006). Concentraciones de absorción de macronutrientes en cultivo de tomate. *Actas de Horticultura, 47.*
- Patil, B. S., C, A. A., & Singh, D. N. (2016). *Simulation of municipal solid waste degradation in aerobic and anaerobic bioreactor landfills. Waste Management & Research, 35(3), 301–312.* doi:10.1177/0734242x16679258
- Peralta Saenz, J y Serrato Gutiérrez, M. (2017-03-15.). *Potencial del tratamiento anammox en la eliminación de amonio de medio sintético a escala de laboratorio a partir de inóculos de ambientes tropicales.*(Tesis de Maestría). Universidad del Valle. Facultad De Ingeniería, Santiago de Cali.
- Pererva, Y., Miller, C. D., & Sims, R. C. (2020). Approaches in Design of Laboratory-Scale UASB Reactors. *Processes, 8(6), 734.*
- Procházka, J., Dolejš, P., Máca, J., & Dohányos, M. (2011). Stability and inhibition

of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(1), 439–447. doi:10.1007/s00253-011-3625-4

Predolin, L. M. (2015). Estudio De Un Sistema Híbrido UASB+ MBR Para El Tratamiento De Aguas Residuales Urbanas. (Tesis de Grado). Escuela Politécnica Superior. Máster Universitario en Gestión Sostenible y Tecnologías del Agua

Raman, A. A. A., Asghar, A., Buthiyappan, A., & Daud, W. M. A. W. (2017). *Treatment of Recalcitrant Waste. Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, 409–442. doi:10.1016/b978-0-444-63665-2.00016-3

Reddy, K. R., Kulkarni, H. S., Giri, R. K., & Khire, M. V. (2016). *Horizontal trench system effects on leachate recirculation in bioreactor landfills. Geomechanics and Geoengineering*, 12(2), 115–136. doi:10.1080/17486025.2016.1181793

Van Rijn, J. (2013). Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 53, 49–56. doi:10.1016/j.aquaeng.2012.11.010

Quispe Sencia, Y. M. (2019). *Evaluación y propuesta técnica de una planta de tratamiento de aguas residuales con fines de reuso en la agricultura, para las localidades de Miraflores, las Yaras y Buena Vista en el Distrito de Sama-Tacna.* (Tesis de Grado.) Universidad Nacional De San Agustín De Arequipa,

Quoc Anh, Dang & Tantayotai, Prapakorn & Cheenkachorn, Kraipat & Sriariyanun, Malinee. (2015). Anammox Process: the Principle, the Technological Development and Recent Industrial Applications. *KMUTNB International Journal of Applied Science and Technology*. 1-8. 10.14416/j.ijast.2015.08.003.

Remy, Maxime & Hendrickx, Tim & Haarhuis, Richard. (2016). Over a Decade of Experience with the ANAMMOX. Reactor Start-up and Long-Term Performance. *Proceedings of the Water Environment Federation*. 2016. 4393-4405. 10.2175/193864716819706554.

Ren, Y., M. Ferraz, F., & Yuan, Q. (2017). Biological leachate treatment using anaerobic/aerobic process: suspended growth-activated sludge versus aerobic granular sludge. *International Journal of Environmental Science and*

Technology. doi:10.1007/s13762-017-1633-3

- Rizvi, H., Ali, S., Yasar, A., Ali, M., & Rizwan, M. (2018). Applicability of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for typical sewage of a small community: its biomass reactivation after shutdown. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(8), 1745–1756. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1537-2>
- Rodrigo-Illarri, J., Rodrigo-clavero, M. E., & Cassiraga, E. (2020). Bioleach: A new decision support model for the real-time management of municipal solid waste bioreactor landfills. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5). <https://doi.org/10.3390/ijerph17051675>
- Rodrigo, M. E. (2020). *Evaluación conjunta de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de residuos sólidos urbanos (tesis doctoral)*. Universidad Politecnica de Valencia,
- Ruiz, M. J. G. (2018). *Desarrollo de una nueva tecnología de eliminación de nitrógeno basada en procesos de nitrificación parcial-anammox mediante biofiltración en olecho fijo* (Doctoral dissertation, Universidad de Granada).
- Salazar-Larrota, L., Uribe-García, L., Gómez-Torres, L., & Zafra-Mejía, C. (2019). Analysis of the efficiency of UASB reactors in a municipal wastewater treatment plant. *DYNA (Colombia)*, 86(209), 319–326. <https://doi.org/10.15446/dyna.v86n209.70332>
- Salmeron, W. (2020). *Evaluación Del Tratamiento Anaerobio con un Reactor de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB) de las Aguas Residuales Domésticas a Temperatura Mesofílica*. Tesis de Grado. Universidad de la Laguna, San Cristobal. <https://riull.ull.es/xmlui/handle/915/21407>
- Sengupta, S. (2014). *Reaction Kinetics and Reactors. Comprehensive Water Quality and Purification*, 30–46. doi:10.1016/b978-0-12-382182-9.00044-x
- Singh, V., & Mittal, A. K. (2012). Toxicity and treatability of leachate: application of UASB reactor for leachate treatment from Okhla landfill, New Delhi. *Water Science and Technology*, 65(10), 1887-1894.

- Shooshtari, A. A., Amin, M. M., Nabizadeh, R., & Jaafarzadeh, N. (2021). *Tratamiento de lixiviados de residuos sólidos urbanos en un reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente a escala piloto la temperatura. 1*, 36–40.
- Sriariyanun, M., Anh, D. H. Q., Tantayotai, P., & Cheenkachorn, K. (2015). Anammox process: The principle, the technological development and recent industrial applications. *Applied Science and Engineering Progress*, 8(4), 237-244.
- Sultana, S. (2016). *Molecular and Kinetic Characterization of Anammox Bacteria Enrichments and Determination of the Suitability of Anammox for Landfill Leachate Treatment*. (Master's Thesis). Oregon State University. Chemical, Biological and Environmental Engineering.
- Sun, F., Su, X., Kang, T., Wu, S., Yuan, M., Zhu, J., ... Wu, W. (2016). *Integrating landfill bioreactors, partial nitrification and anammox process for methane recovery and nitrogen removal from leachate*. *Scientific Reports*, 6(1). doi:10.1038/srep27744
- Thampan, A., & Chandel, M. K. (2015). Bioreactor Landfill Technology. *Review Literature And Arts Of The Americas*, 4(November), 256–260.
- Tolaymat, T. AND J. Morris. (2014). *Permitting of Landfill Bioreactor Operations: Ten Years after the RD&D Rule*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-14/335.
- Tomaszewski, Mariusz & Cema, Grzegorz & Twardowski, Tomasz & Ziemińska-Buczyńska, Aleksandra. (2018). Performance of the anammox sequencing batch reactor treating synthetic and real landfill leachate. *E3S Web of Conferences*. 44. 00179. 10.1051/e3sconf/20184400179.
- Torres, C. M. M. (2014). *Diseño de un biodigestor anaeróbico para generación de biogás utilizando aguas residuales de la producción de café*. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas (Doctoral dissertation, Escuela Superior Politécnica del Litoral).
- Tiwari, D. (2014). *Estimation of optimum compaction level for bioreactor landfill operation*. (Doctoral Thesis) The University of Texas at Arlington, Faculty of the Graduate School. <http://hdl.handle.net/10106/24966>

- Trego, A. C., Galvin, E., Sweeney, C., Dunning, S., Murphy, C., Mills, S., ... & Collins, G. (2020). Growth and break-up of methanogenic granules suggests mechanisms for biofilm and community development. *Frontiers in microbiology*, *11*, 1126.
- Tripathy, B. K., Ramesh, G., Debnath, A., & Kumar, M. (2019). Mature landfill leachate treatment using sonolytic-persulfate/hydrogen peroxide oxidation: Optimization of process parameters. *Ultrasonics sonochemistry*, *54*, 210-219.
- del Río, Ángeles & Morales, Nicolas & Vazquez-Padin, Jose & Fernández, Roberto & Campos, José & Mosquera-Corral, Anuska & Méndez, Ramón. (2014). Desarrollo de una tecnología para eliminación de nitrógeno en EDARs a partir del descubrimiento del proceso anammox. *Revista Investigación, cultura, ciencia y tecnología*. 6. 18-26.
- Valencia Nava, A. (2017). *Estudio cinético de la actividad anammox en lodos procedentes de un humedal natural ubicado en la Presa José Antonio Álzate*. (Tesis de Grado). Universidad Autónoma Del Estado De México, Facultad de Ciencias.
- Vélez, E. (2020). “Análisis Del Reactor Anaeróbico De Flujo Ascendente (Uasb) Para Aprovechamiento Energético En Pequeñas Unidades Agroproductivas En Imbabura.” In *Journal of Chemical Information and Modeling* (Vol. 53, Issue 9).
- Vineyard, D., Hicks, A., Karthikeyan, K. G., & Barak, P. (2020). Economic analysis of electro dialysis, denitrification, and anammox for nitrogen removal in municipal wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, *121145*. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.121145
- Wu, G., Zhang, T., Gu, M., Chen, Z. y Yin, Q. (2020). Revisión de las características de la bacteria anammox y estrategias para la puesta en marcha de anammox para la gestión sostenible de los recursos de aguas residuales. *Ciencia y Tecnología del Agua*. doi: 10.2166 / wst.2020.443
- Wu, S. (2016). *Suspended Growth and Attached Growth Anammox for Nitrogen Removal From Different Waste Streams-Process Startup and Performance* (Doctoral dissertation, The University of Utah, Department of Civil and Environmental Engineering

Yáñez Varela, Juan. (2015). *Estudio sobre la inhibición del proceso de tratamiento anaerobio de aguas residuales de una industria cervecera*. (Tesis de Grado). Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec, México. Doi:10.13140/RG.2.2.14188.41603.

Zuo, L., Yao, H., Li, H., Fan, L., & Jia, F. (2020). Nitrogen Removal Efficiency for Pharmaceutical Wastewater with a Single-Stage Anaerobic Ammonium Oxidation Process. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(21), 7972.