

DOI: <https://doi.org/10.46296/ig.v5i10edespnov.0075>

DISEÑO DE UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

DESIGN OF AN ANAEROBIC UPFLOW FILTER FOR WASTEWATER TREATMENT

Carrillo-Anchundia Bladimir Jacinto ^{1*}; Vera-Loor José Edwin ²;
Loor-Vélez Joselyn Dayanari ³

¹ Universidad Técnica de Manabí. Portoviejo, Ecuador. Correo: bladimir.carrillo@utm.com.ec.

² Universidad Técnica de Manabí. Portoviejo, Ecuador. Correo: josveraloor@gmail.com.

² Universidad Técnica de Manabí. Portoviejo, Ecuador. Correo: joselynlloor123@gmail.com.

Resumen

El filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) es un sistema de tratamiento de aguas residuales con biopelícula fija para la remoción de materia orgánica en condiciones anaerobias, teniendo origen la filtración de las aguas residuales en Salford, Inglaterra en 1893, donde las aguas residuales se depuraban al emplear filtros de escurrimiento por gravedad, sin embargo, no se comenzó a experimentar con filtros anaerobios hasta 1940. Este trabajo tiene como finalidad el generar un documento de revisión bibliográfica, el cual pueda aportar información a futuras investigaciones con énfasis en factores que afecten el proceso de la digestión anaerobia y el cual se deben tener en cuenta al momento de realizar el diseño de un FAFA. EL estudio realizado en esta investigación demuestra que el FAFA posee aspectos bioquímicos para la degradación de la materia orgánica, así como factores que afectan en el desempeño del sistema los cuales son similares al RAFA.

Palabras clave: digestión anaerobia, diseño de filtro, filtro anaerobio de flujo ascendente, FAFA, tratamiento de aguas residuales.

Abstract

The Anaerobic Upflow Filter (FAFA) is a fixed biofilm wastewater treatment system for the removal of organic matter under anaerobic conditions, originating the filtration of wastewater in Salford, England in 1893, where the wastewater is debugged when using gravity runoff filters, however, it was not started experimenting with anaerobic filters until 1940. This work aims to generate a bibliographic review document, which can contribute information to future research with emphasis on factors that affect the anaerobic digestion process and which must be taken into account when designing a FAFA. The study carried out in this research shows that FAFA has biochemical aspects for the degradation of organic matter, as well as factors that affect the performance of the system which are similar to RAFA.

Keywords: anaerobic digestion, filter design, anaerobic upflow filter, FAFA, wastewater treatment.

Información del manuscrito:

Fecha de recepción: 15 de septiembre de 2022.

Fecha de aceptación: 07 de noviembre de 2022.

Fecha de publicación: 23 de noviembre de 2022.



1. Introducción

El filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) es un sistema de tratamiento de aguas residuales con biopelícula fija para la remoción de materia orgánica en condiciones anaerobias. Según Greenman y Stanley (1938) la filtración de las aguas residuales tiene su origen en Salford, Inglaterra en 1893, donde las aguas residuales se depuraban al emplear filtros de escurrimiento por gravedad. Este método se generalizó hasta llegar a ser un tratamiento biológico de método normal cuyos principios de aplicación se utilizan en el diseño y operación de los filtros rociadores, sin embargo, no se comenzó a experimentar con filtros anaerobios hasta 1940. (Babbitt & Baumann, 1977).

Los procesos anaeróbicos son una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales con una alta carga orgánica, como lo son los efluentes industriales, presentando ventajas ante otros tratamientos como la alta producción de biogás, baja generación de lodos, bajo costo de tratamiento y eliminación de patógenos (León et al., 2016). Estos procesos requieren de medidas de

control críticas para poder mantener el sistema libre de inestabilidades por tal motivo se deben determinar parámetros confiables de trabajo para evitar dichos desequilibrios en el sistema (Mechichi & Sayadi., 2005).

Este trabajo se realizó con la finalidad de generar un documento cuya revisión bibliográfica pueda aportar información a futuras investigaciones con énfasis en factores que afectan el proceso de la digestión anaerobia y que se deben tener en cuenta al momento de realizar el diseño de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) para el tratamiento de aguas residuales, tomando en consideración la importancia ambiental que ha tomado en la actualidad los tratamientos de las aguas residuales, sin embargo, en la búsqueda bibliográfica se considera fuentes remotas, esto debido que la mayoría de la información de alto impacto concernientes al tema se ha realizado en la antigüedad.

2. Descripción del FAFA

Un filtro anaeróbico es un reactor biológico de lecho fijo, en donde las aguas residuales fluyen por el filtro,

se retienen las partículas y la materia orgánica donde es degradada por la biomasa que está adherida al empaque del filtro. Según Clark et al., (1989) los reactores anaerobios de crecimiento microbiano adherido con flujo ascendente se diferencian entre sí por el tipo de empaque usado y por el grado de expansión de la cama o lecho, donde el empaque está fijo y el flujo del agua residual asciende por los espacios intersticiales entre el empaque y el crecimiento de biomasa (Ilustración 1).

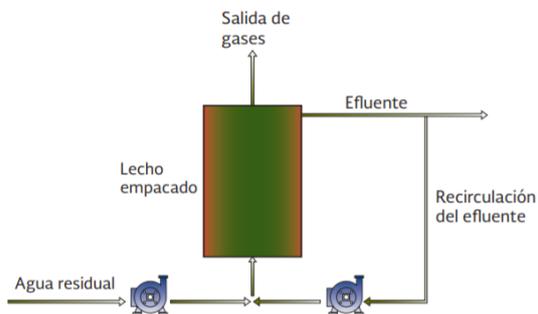


Ilustración 1. Filtro anaerobio de flujo ascendente. Fuente: Clark et al., (1989).

También es denominado como reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) que es definido como un sistema de tratamiento de aguas residuales con biopelícula fija para la remoción de materia orgánica en condiciones anaerobias (Ilustración 2). El tamaño de dichas partículas es relativamente grande y

la tasa de colonización por parte de las bacterias depende de la rugosidad, porosidad y tamaño de poro.

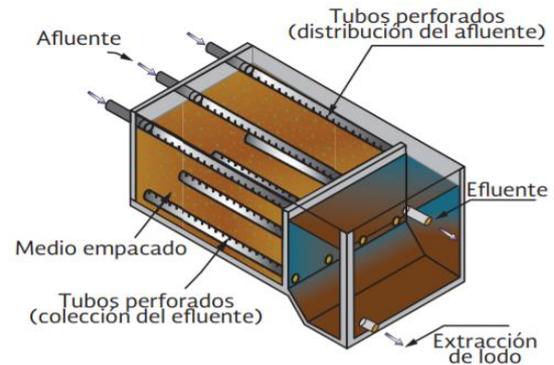


Ilustración 2. Dibujo esquemático de un filtro anaerobio de flujo ascendente.

Fuente: Chernicharo de Lemos, (2007).

El área superficial específica promedio del empaque es de 100 m²/m³; por lo tanto, ocupa aproximadamente una tercera parte del volumen efectivo del reactor. Según investigaciones referentes, no se observan mejoras en el rendimiento a densidades de empackado más altas. En el tratamiento de aguas residuales domésticas, se utilizan empaques tubulares, operados a una temperatura de 37 °C y cargas orgánicas volumétricas de 0.2-0.7 kg/m³d, con TRH de entre 25 y 37 días, con una remoción de 90 a 96 % de DQO, respectivamente (Metcalf & Eddy, 2003).

2.1. Materiales de empaque

Los filtros anaerobios de lecho empacado de flujo ascendente a gran escala presentan la forma de tanques cilíndricos o rectangulares, con diámetros que van de 2 a 8 metros y una altura de 3 a 13 metros. En la tabla 1, se denotan los principales requerimientos deseables para la selección acertada de los materiales de los medios de empaques de los filtros anaerobios.

Tabla 1: Requerimientos del medio filtrante de los filtros anaerobios

Requerimiento	Objetivo
Ser estructuralmente resistente.	No presentar reacciones entre el medio filtrante y los microorganismos.
Ser suficientemente ligero.	Evitar estructuras pesadas, permitir la construcción de filtros relativamente altos, lo que implica una reducción de la superficie necesaria para la instalación del sistema.
Tener gran área específica.	Permitir que se adhieran altas cantidades de sólidos biológicos.
Tener una alta porosidad.	Permitir un área libre disponible para la acumulación de bacterias y reducir la posibilidad de atascamiento.
Deseable la rápida colonización de microorganismos.	Reducir la puesta en marcha del reactor.
Presentar una superficie rugosa, carente de formas planas.	Asegurar la buena adherencia y alta porosidad.
Tener un precio reducido.	Hacer el proceso técnica y económicamente factible.

Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)

Los materiales de empaque más comunes son el plástico corrugado transversal al flujo, los módulos tubulares y los anillos plásticos

(Ilustración 3). Según Prieto & Velasquez (2018) los tamaños de material para el filtro reportados como los de mejores resultados varían entre 2.5 y 7.5 cm, con tamaño uniforme desde la parte superior hasta el fondo, o posiblemente con una capa de 15 cm de material más grueso, inmediatamente por encima de los drenes subterráneos. Un material más fino en el cuerpo del lecho puede ocasionar obstrucciones, y un material más grueso puede arrojar un efluente de peor calidad.

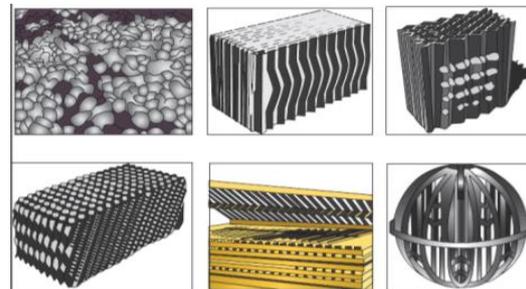


Ilustración 3. Diferentes tipos de empaques para filtros.

Fuente: Metcalf & Eddy (2003).

2.2. Bioquímica y microbiología del proceso.

El proceso anaerobio ha sido aplicado en la estabilización de los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales y en el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales. En el proceso anaerobio se lleva a cabo

una serie de procesos bioquímicos y microbiológicos mediante los cuales los compuestos orgánicos son convertidos a metano. En la Ilustración 4 se distinguen cuatro grupos de microorganismos que intervienen en la conversión de moléculas orgánicas complejas hasta la formación de metano por la actividad de diferentes microorganismos. (Bitton, 2005).

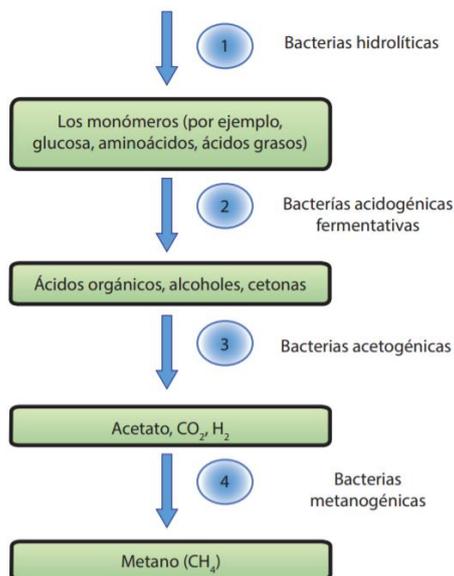


Ilustración 4. Grupo de bacterias involucradas en la digestión anaerobia de residuos.

Fuente: (Bitton, 2005)

2.2.1. Bacterias hidrolíticas

Cada especie microbiológica empleada en la etapa hidrolítica tiene afinidad con el sustrato y consecuentemente con la segregación de enzimas. En función

de aquello, la celulosa es biocatalizada por celulasa, la hemicelulosa por hemicelulasa, las proteínas por proteinasa, la pectina por pectinasa, las grasas por lipasa y los almidones por amilasa (Schnurer & Jarvis, 2010).

Durante la fase hidrolítica se produce la conversión del sustrato insoluble en unidades de menor tamaño con características hidrofílicas, debido a la actividad microbiológica de organismos como: Clostridia, Micrococci, Bacteroides, Butyrivibrio, Fusobacterium, Selenomonas, Streptococcus (Merlin-Christy et al., 2014).

2.2.2. Bacterias fermentativas acidogénicas

El proceso acidogénico es un conjunto de reacciones fermentativas en donde los carbohidratos, ácidos grasos y aminoácidos son transformados en ácidos orgánicos y otros compuestos de bajo peso molecular, tales como: ácido propiónico, ácido butírico, ácido acético, alcohol, hidrógeno y dióxido de carbono. Los microorganismos que intervienen en esta fase son: Streptococcus,

Lactobacillus, Bacillus, Escherichia coli, Salmonella (Gerardi, 2003).

2.2.3. Bacterias acetogénicas

Los compuestos orgánicos producidos en la etapa acidogénica se consumen en la acetogénesis mediante bacterias tales como: *Syntrobacter wolinii* y *Syntrophomonas wolfei*, de manera que el ácido propiónico, butírico, alcohol y parte de la glucosa que aún no se consume son utilizados como sustrato para la oxidación anaerobia. Los productos de esta fase oxidativa son ácido acético, hidrógeno y anhídrido carbónico (Schink, 1997; Al Seadi et al., 2008; Noreña-Peña et al., 2012).

2.2.4. Bacterias metanogénicas

Las reacciones metanogénicas requieren un medio totalmente anóxico. Además, de la estrecha relación sintrófica entre la metanogénesis y las etapas ácidas de la digestión anaerobia, la convierte en la fase limitante del proceso biológico (Schink, 1997; Chandra et al., 2012).

La principal vía de obtención de metano en la digestión anaerobia es la conversión del ácido acético y dióxido de carbono, debido a la

actividad microbiológica de microorganismos del reino Euryarchaeota (Al Seadi et al., 2008). En este reino se incluyen, también, las siguientes especies microbiológicas: (i) microorganismos extremófilos resistentes a concentraciones elevadas de sal y (ii) microorganismos termófilos que metabolizan azufre (Liu et al., 1999).

3. Factores que afectan el proceso

3.1 Temperatura

Según Bitton (2005) en las plantas de tratamiento de aguas residuales, el proceso anaerobio se lleva a cabo en el intervalo mesofílico en temperaturas de entre 25 a 40 °C con temperatura óptima de aproximadamente 35 grados centígrados, mientras que el proceso termofílico opera en un intervalo de 50 a 65 °C. Los cambios de temperaturas afectan la estabilidad del metabolismo y el índice de las especies microbiológicas, además de incidir en los diferentes parámetros físicos-químicos, en la tasa de transferencia de gases y en el mecanismo de sedimentación de los sólidos. (Kelleher et al., 2002; Lapeña, 1989)

3.2. Potencial de Hidrógeno

Liu et al (2008) menciona que el potencial de hidrógeno óptimo en la digestión anaerobia varía con relación al sustrato o la técnica de digestión, sin embargo, Van Ginkel et al., (2011) han comprobado que el rango de pH deseado en estos tratamientos oscila entre 6,6-7,6 y que los valores fuera de este intervalo afectan al proceso, es decir, con pH menor a 6, las bacterias formadoras de metano se inhiben por el efecto de una cantidad elevada de ácidos grasos volátiles acumulados en el reactor, y a valores de pH por encima de 8, se generan iones tóxicos para el proceso.

3.3. Nutrientes

Los requerimientos de nitrógeno y fósforo para el crecimiento de microorganismos en el proceso anaerobio son bajos debido a la producción de lodos. Sundstrom y Klei (1979) menciona que el fósforo en sus diversas formas es un nutriente necesario para satisfacer los requerimientos metabólicos de las bacterias encargadas de la degradación del desecho, dando a notar las relaciones de DBO/N y DBO/P de 20:1 y de 100:1, en el

orden señalado, es decir si el agua residual carece de estos nutrientes se adiciona al sistema los nutrientes en las proporciones adecuadas ($DQO/N < 70$ y $DQO/P < 350$).

3.4. Alcalinidad total

Moraes, Zaiat & Bonomi (2015) manifiestan que es de gran importancia mantener niveles adecuados de alcalinidad en los procesos de digestión anaerobia para el control del pH, el monitoreo de este parámetro es más preciso que el del pH, debido a que la alcalinidad se expresa de forma lineal, mientras que el pH en escala logarítmica de modo que una pequeña disminución de pH implica un gran consumo de alcalinidad, dando como resultado una gran pérdida de la capacidad buffer. Para que la alcalinidad total sea adecuada se debe encontrar en el rango de 2000-5000 mg/L $CaCO_3$ (Metcalf & Eddy Inc., 2003)

3.5. Sólidos totales y volátiles

Un alto contenido de sólidos en el afluente de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) puede ocasionar taponamiento en el filtro y el incremento en la operación por la remoción de sólidos acumulados en

el empaque del filtro. El filtro anaerobio ha sido utilizado para tratar sustratos solubles con una DQO de 375 a 12 000 mg/L y tiempos de residencia hidráulica de 4 a 36 horas (Gasca, 2010).

3.6. Ácidos grasos volátiles (AGV)

Son considerados como un indicador de inestabilidad del proceso de digestión anaerobia, a medida que los AGV y los alcoholes se incrementan, esto refleja que las condiciones de operación son inapropiadas, acumulándose a diferentes velocidades en dependencia del sustrato y el tipo de perturbación (Gujer & Zehnder, 1983). Las perturbaciones más comunes que causan desequilibrio son: hidráulicas o sobrecarga orgánica, la presencia de toxinas inorgánicas, orgánicas u otras alteraciones en las condiciones del proceso, como la temperatura y los cambios de sustrato (Switzenbaum et al., 1990).

3.7. Sulfuros

De la misma forma el azufre también es parte de la composición de los microorganismos productores de metano, al igual que el nitrógeno es requerido para la actividad

metanogénica, sin embargo la excesiva concentración de azufre especialmente en forma de sulfato o sulfuro puede inhibir la digestión anaerobia debido a la competencia entre las bacterias reductoras de sulfato y las bacterias metanogénicas, además la presencia de azufre hace que el medio sea tóxico ocasionando fallos en el proceso (Kwietniewska & Tys, 2014).

3.8. Nitrógeno amoniacal

El amonio es una de las fuentes de nitrógeno más importantes para los microorganismos debido a que el nitrógeno es parte de su composición, sin embargo, esta concentración debe mantenerse por debajo de los 200 mg/l, cuando la concentración de amoníaco aumenta en el proceso de DA, la producción de biogás tiende a disminuir debido a una disminución de la actividad metanogénica de las bacterias que está vinculada a factores como; cambios en el pH intracelular, inhibición de reacciones enzimáticas específicas o aumento de los requerimientos de energía. Probablemente esta inhibición es ocasionada por el amoníaco libre (NH₄⁺) disminuye el pH, debido a la

acumulación de AGV, lo que aumenta la toxicidad (Kwietniewska & Tys, 2014).

3.9. Presencia de metales

La presencia de diferentes metales puede aumentar la producción de biogás, ya que algunos metales se usan como parte de la estructura de las enzimas de las bacterias (Güngör et al., 2009), no obstante, algunos metales pesados pueden tener un efecto tóxico en el digestor debido a la compleja estructura de los metales pesados, teniendo efecto sobre la función enzimática en ciertas proteínas y su principal característica es que son no biodegradables, por tanto, su acumulación en la cavidad celular provoca que aumenten, exponencialmente, las posibilidades de acción recalcitrante. Los más comunes son: cobre, zinc, níquel, cadmio, cobalto, hierro y cromo (Jin et al., 1998). No obstante, las sales estructuradas por enlaces iónicos entre metales considerados livianos potencian la ionización de elementos como sodio, potasio, calcio, magnesio y aluminio, que sin bien son necesarios para el crecimiento de la biomasa, presentan la desventaja de que, a altos niveles de

concentración, provocan espontáneamente el rompimiento de la estructura celular por un fenómeno fisicoquímico denominado ósmosis (Grady et al., 2011).

4. Criterios de diseño

En general, los reactores anaerobios se diseñan en forma cilíndrica y rectangular, no obstante, en su mayoría se realizan biodigestores de forma cilíndricas, puesto que este diseño ofrece ventajas hidráulicas en comparación con el diseño rectangular, evitando de esta forma, la formación de zonas muertas (Caicedo, 2006). Según Metcalf & Eddy (2003) el diámetro de los FAFA debe estar en un rango de 2 a 8 metros y a una altura entre 3 a 8 metros y el material de empaque debe colocarse desde el fondo del reactor, ocupando del 50 al 70% del volumen, mientras que el promedio del área superficial específica del empaque es aproximadamente de 100m²/m³.

Los materiales más comunes de empaque para los filtros anaerobios son las piedras trituradas y los anillos de plástico, aunque se han estudiado materiales alternativos que son

menos costosos, los cuales incluyen; anillos de conducto de corte, escoria de alto horno granulada molida, anillos de bambú y ladrillos cerámicos (Camargo & Nour, 2001; Chernicharo, 2006), vidrio (Show & Tay, 1999), esponja de lufa (Yang et al., 2004), medios cerámicos flotantes porosos (Kang et al., 2003) y caucho de neumático molido (Barros et al., 2011).

Para la operación de los filtros anaerobios de flujo ascendente es necesario que la velocidad del flujo sea baja para evitar el arrastre de la biomasa que se ha adherido al empaque, además depende de factores inherentes a la naturaleza del residual empleado como afluente en el proceso, así como de parámetros o variables de operación con alta incidencia en el rendimiento de metano y remoción de la materia orgánica presente en el sustrato. Según Young & Yang (1989) las tasas de carga orgánica de los filtros anaerobios a gran escala varían desde un mínimo de 0.2 kg DQO/m³ d hasta un máximo típico de 16 kg DQO/m³ d, los tiempos de retención hidráulica (TRH) varían de 12 a 96 horas, excepto para la unidad que trata los lixiviados mientras que las

aguas a tratar varían desde las domésticas que poseen un DQO de 0.1 a 0.15 g/L hasta los residuos de las destilerías de ron con un DQO aproximado de 85.000g/L.

5. Características y uso del biogás

La producción de biogás es un proceso que se da espontáneamente en un proceso anaerobio, realizado por los microorganismos como resultado de la degradación de la materia orgánica involucrando la fermentación de materiales orgánicos para obtener el biogás (Rivas et al., 2009). La materia orgánica se descompone sin el oxígeno para dar como resultado metano, CO₂ y agua, siendo el metano el producto de mayor interés por sus múltiples beneficios como su creciente uso como combustible por su alto poder calorífico, evitando el uso de combustibles fósiles que perjudican al ambiente (Magaña et al., 2006).

Tabla 2. Características generales del biogás.

Característica	Referencia
Composición	55 - 70 % metano (CH ₄) 30 - 45 % dióxido de carbono (CO ₂) Trazas de otros gases
Contenido de energía	6.0 - 6.5 kWh/m ³
Equivalente de combustible	0.6 - 0.651 aceite /m ³ biogás
Límites de explosión	6 - 12 % biogás en el aire
Temperatura de ignición	650 - 750 °C (con el contenido de metano anteriormente mencionado)
Presión crítica	75 - 89 bar
Temperatura crítica	-82.5 °C
Densidad normal	1.2 kg/m ³
Olor	Huevo podrido (el olor de biogás desulfurado es apenas perceptible)
Masa molar	16.043 kg k/mol

Fuente: Deublein Dieter and Steinhauser Angelika, 2011

El biogás se puede utilizar en estufas y calentadores, si se agranda el paso de gas en los quemadores. Se ha reportado que el uso de biogás en lámparas a gas tiene muy baja eficiencia y el ambiente donde se las utilice debe estar adecuadamente ventilado para disipar el calor que generan. Otros posibles usos del biogás son: heladeras domésticas o motores de combustión interna tanto a gasolina como diésel. Cabe subrayar la importancia de recolectar el biogás y utilizarlo para evitar su emisión al medio ambiente, dado su impacto en el efecto invernadero.

6. Conclusiones

Los filtros anaerobios de flujo ascendente representan una alternativa de tratamiento anaerobio de las aguas residuales, además de contar con la singularidad del mecanismo de oxidación se lleva a cabo a partir de una biopelícula aglutinada a un soporte sólido.

Para minimizar los riesgos de taponamiento del medio de empaque en los procesos biológicos, el diseño es importante al igual que, la operación y el mantenimiento. Es importante considerar la recirculación del efluente en aguas residuales de tipo industrial, debido que un retrolavado removería el material de relleno del sistema poroso del empaque.

Ha sido poco estudiado el modelado del sistema por su complejidad, por lo cual el mecanismo empírico responde a su diseño, que en la práctica han demostrado su eficiencia al considerar valores recomendados.

Los criterios de diseño, así como la operación y mantenimiento, depende de factores inherentes a la naturaleza del residual empleado como afluente en el proceso, por lo

cual se consideran primitivos; sin embargo, al comparar las remociones con los requerimientos mínimos de energía se denota una alternativa atractiva.

Bibliografía

- Al Seadi, T., Ruiz, D., Prassl, H., Kottner, M., Finsterwaldes, T., Volke, S. & Janssens, R. (2008). Handbook of Biogas. University of Southern Denmark, Esbjerg.
- Babbitt, H. E., & Baumann, E. R. (1977). Alcantarillado y tratamiento de aguas negras (No. 628.3 B3Y 1958).
- Barros AR., Adorno MAT., Sakamoto IK., Maintinguer SI., Varesche MBA., & Silva ES. (2011) Performance evaluation and phylogenetic characterization of anaerobic fluidized bed reactors using ground tire and pet as support materials for biohydrogen production. *Bioresour Technol* 102:3840–3847.
- Bitton, G. (2005). Wastewater microbiology. John Wiley & Sons.
- Caicedo Messa, F. J. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor USB piloto para el tratamiento de lixiviados (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia-Sede Manizales).
- Camargo S. & Nour E. (2001). Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. *Water Science Technology* 44:63–70 doi: 10.2166/wst.2001.0180
- Chandra R., Takeuchi H. & Hasegawa T. (2012). Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16: 1462-1476.
- Chernicharo, C. D. (2006). Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 73-92.
- Clark, BJ, Eckenfelder, WW y Morriss, JM (1989). Control industrial de la contaminación del agua (No. 628.3 ECK).
- Chernicharo de Lemos, C. A. (2007). Anaerobic Reactors en Biological Wastewater Treatment Series, vol. 4. Londres: IWA Publishing.
- Caicedo Messa, F. J. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor USB piloto para el tratamiento de lixiviados (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia-Sede Manizales).
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2011). Biogas from waste

- and renewable resources: an introduction. John Wiley & Sons.
- Gasca, E. P. (2010). Evaluación de filtro anaerobio de flujo ascendente para tratar agua residual de rastro.
- Gerardi, M. (2003). Wastewater microbiology series: The microbiology of anaerobic digesters. New York: John Wiley & Sons Inc.
- Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. (2011). Biological wastewater treatment. CRC press.
- Greenman, EF y Stanley, GM (1938). Antigüedad americana.
- Gujer, W., & Zehnder, A. J. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Water science and technology*, 15(8-9), 127-167.
- Kang H., Moon S., Shin K., & Park S. (2003) Pretreatment of swine wastewater using anaerobic filter. *Applied Biochemistry Biotechnology*, 109:117–126.
- Kelleher, B. P., Leahy, J. J., Henihan, A. M., O'dwyer, T. F., Sutton, D., & Leahy, M. J. (2002). Advances in poultry litter disposal technology—a review. *Bioresource technology*, 83(1), 27-36.
- Kwietniewska, E., & Tys, J. (2014). Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 34, 491-500.
- Lapeña, M. R. (1989). Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales (Vol. 27). Marcombo.
- León-Becerril, E., García-Camacho, J. E., Del Real-Olvera, J., & López-López, A. (2016). Performance of an upflow anaerobic filter in the treatment of cold meat industry wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 385-391.
- Liu, Y., Balkwill, D. L., Aldrich, H. C., Drake, G. R., & Boone, D. R. (1999). Characterization of the anaerobic propionate-degrading syntrophs *Smithella propionica* gen. nov., sp. nov. and *Syntrophobacter wolinii*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 49(2), 545-556.
- Liu, C., Yuan, X., Zeng, G., Li, W., & Li, J. (2008). Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 99(4), 882–888.
- Mechichi, T., & Sayadi, S. (2005). Evaluating process imbalance of anaerobic digestion of olive mill wastewaters. *Process Biochemistry*, 40(1), 139-145.

- Metcalf & Eddy, Burton, F. L., Stensel, H. D., & Tchobanoglous, G. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw Hill.
- Merlin-Christy, P., Gopinath, L.R. and Divya, D. (2014) A Review on Anaerobic Decomposition and Enhancement of Biogas Production through Enzymes and Microorganisms. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 34, 167-173.
- Moraes, B. S., Zaiat, M., & Bonomi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable energy reviews*, 44, 888-903.
- Güngör, K., Müftügil, M. B., Ogejo, J. A., Knowlton, K. F., & Love, N. G. (2009). Prefermentation of liquid dairy manure to support biological nutrient removal. *Bioresource technology*, 100(7), 2124-2129.
- Prieto Parisaca, A., & Velasquez Ponce, V. R. (2018). Diseño, construcción y evaluación de un reactor de filtro anaerobio de flujo ascendente (fafa) a nivel de laboratorio para el tratamiento de agua residual Doméstica.
- Peña, P. (2012). Alternativas de revalorización de lodos residuales provenientes de planta de lodos activados Celulosa Arauco y Constitución S.A., Planta Constitución. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- Rittmann, BE, Mayer, B., Westerhoff, P. y Edwards, M. (2011). Capturando el fósforo perdido. *Chemosphere*, 84 (6), 846-853.
- Rivas, O., Vargas, M., Watson, R. (2009). *Biodigestores: factores químicos, físicos y biológicos relacionados con su productividad*. *Tecnología en Marcha*, 23(1), Pp. 39-46.
- Magaña, L. Torres, E. Martínez, M. Sandoval, C. & Hernández R. (2006). Producción de Biogás a Nivel Laboratorio Utilizando Estiércol de Cabras. *Acta Universitaria*, 16 ISSN 0188-6266.
- Schnurer, A., & Jarvis, A. (2010). *Microbiological handbook for biogas plants*. *Swedish Waste Management U*, 2009, 1-74.
- Schink, B. (1997). Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and molecular biology reviews*, 61(2), 262-280.
- Show KY., Tay JH. (1999). Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. *Water Res* 33(6):1471–1481
- Switzenbaum, M. S., Giraldo-Gomez, E., & Hickey, R. F.

- (1990). Monitoring of the anaerobic methane fermentation process. *Enzyme and Microbial Technology*, 12(10), 722-730.
- Sundstrom, DW y Klei, HE (1979). Tratamiento de aguas residuales. Prentice Hall.
- Van Ginkel, S. W., Yang, Z., Kim, B. O., Sholin, M., & Rittmann, B. E. (2011). Effect of pH on nitrate and selenate reduction in flue gas desulfurization brine using the H₂-based membrane biofilm reactor (MBfR). *Water Science and Technology*, 63(12), 2923-2928.
- Yang, Y., Tada, C., Miah, M. S., Tsukahara, K., Yagishita, T., & Sawayama, S. (2004). Influence of bed materials on methanogenic characteristics and immobilized microbes in anaerobic digester. *Materials Science and Engineering: C*, 24(3), 413-419.
- Young J. & Yang B. (1989). Design considerations for full scale anaerobic filters. *Water Environment Federation*, 61(9/10): 1576-1587.