

**UNIVERSIDAD MILITAR
NUEVA GRANADA**



**TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL HOSPITALARIA PREVIAMENTE
OZONIZADA UTILIZANDO UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FIJO**

Carlos Eduardo Duarte Barrero.
Fabián Fernando Gutiérrez Guerrero.

INFORME TRABAJO FINAL DE GRADO

tutor(a):
Ingeniera Adela Tatiana Rodríguez Chaparro, PhD.

**UNIVERSIDAD MILITAR NUEVA GRANADA
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE INGENIERÍA CIVIL
BOGOTÁ D.C.
2013**

DEDICATORIA

A Dios por habernos bendecido y guiarnos a tomar decisiones que nos permitieron llegar a esta etapa de nuestras vidas.

A nuestros familiares y seres queridos por el gran apoyo incondicional, motivo de dedicación en cada uno de nuestros pasos, para dar culminación a este logro.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos:

A la Universidad Militar Nueva Granada por su apoyo técnico y financiero para la realización de este proyecto.

A las empresas de Bavaria S.A. y al Hospital Militar Central de Bogotá Colombia, por la colaboración en el desarrollo de tomas de muestras para la investigación.

A nuestra tutora la Ingeniera Tatiana Rodríguez por el apoyo, dedicación y confianza en la elaboración de este trabajo.

A todos los docentes y laboratoristas pertenecientes a esta prestigiosa universidad del programa de Ingeniería Civil, quienes nos brindándonos sus conocimientos, experiencias y nos orientaron durante todo nuestro proceso de formación.

Al grupo de investigación de tratamiento de aguas por su valioso aporte a este estudio y cada una de las personas que lo integran por su apoyo continuo, en especial el Ingeniero Carlos Muñoz, Ingeniera Laura Pramparo e Ingeniero Jesús Ramos.

A nuestras familias que fueron nuestra inspiración y apoyo incondicional, que con amor y confianza fueron motivación para paso a paso obtener logros importantes para nuestro futuro.

A todos los compañeros que estuvieron acompañándonos durante estos 5 años quienes nos brindaron nuevas experiencias, el valor de la amistad y lealtad.

TABLA DE CONTENIDO

1. PROBLEMA	8
2. JUSTIFICACIÓN.....	8
3. OBJETIVOS.....	9
3.1 OBJETIVO GENERAL.....	9
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	9
4. INTRODUCCIÓN.....	10
5. MARCO TEÓRICO.....	11
5.1 AGUA RESIDUAL HOSPITALARIA.....	11
5.2 OZONIZACIÓN.....	12
5.3 PROCESO ANAEROBIO.....	15
6. MATERIAL Y MÉTODOS	19
6.1 Agua Residual	19
6.2 Aplicación de ozono	20
6.3 Reactor Anaerobio Horizontal de Lecho Fijo (RAHLF).....	21
6.4 Operación.....	21
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	22
7.1 Características del agua residual del Hospital Militar Central	22
7.2 pH en la operación del reactor RAHLF.	23
7.3 Desempeño del reactor RAHLF	23
7.4 Relación AI/AP.....	23
7.5 Relación AVT-AT	24
7.6 Valores de la DQO	25
7.7 Análisis del perfil espacial	26

8. CONCLUSIONES	27
9. RECOMENDACIONES	28
Bibliografía	29

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Etapas de la digestión anaerobia.....	16
Figura 2. Ventajas de la digestión anaerobia	17
Figura 3. Punto de recolección agua residual Hospital Militar Central.	19
Figura 4. Montaje experimental aplicación de ozono.	20
Figura 5. Esquema reactor anaerobio horizontal de lecho fijo RAHLF.....	21
Figura 6. Relación alcalinidad intermedia – alcalinidad parcial.	24
Figura 7. Relación AVT-AT.....	24
Figura 8. Porcentaje de remoción de DQO.	26
Figura 9. Perfil – Relación AI/AP Vs Relación L/D	27

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de los procesos anaerobios.....	17
Tabla 2. Caracterización del ARH durante la operación del reactor.....	22
Tabla 3. Carga orgánica volumétrica RAHLF.....	23

1. PROBLEMA

Las aguas residuales hospitalarias contienen una gran variedad de sustancias tóxicas y persistentes, como residuos farmacéuticos, químicos radioactivos, solventes entre otros, difíciles de tratar por métodos convencionales.

Es conocido de la dificultad de los procesos biológicos de degradar compuestos de difícil tratabilidad que están presentes en aguas residuales hospitalarias, por ejemplo, antibióticos. En razón a esto, nuevas tecnologías están siendo estudiadas, así como la combinación de procesos biológicos, por ejemplo con procesos de oxidación avanzada. Los procesos de oxidación como el ozono permiten transformar compuestos y mejorar la calidad del agua, debido a que aumentan la biodegradabilidad de la materia orgánica, facilitando así el posterior tratamiento en reactores biológicos. A, partir de esto se plantea la siguiente pregunta que busca dar solución al problema descrito:

¿Cuál es el desempeño de un reactor anaerobio horizontal de lecho fijo RAHLF tratando agua residual del Hospital Militar Central previamente ozonizada?

2. JUSTIFICACIÓN.

Cuando se inicia una investigación se pretende buscar la solución eficaz y económica a ese problema que no es tan notable actualmente pero que se verá reflejado en el futuro si no se es controlado.

Las aguas residuales hospitalarias presentan grandes contenidos de microorganismos patógenos, compuestos farmacéuticos, radiactivos y otras sustancias tóxicas y químicas, de difícil tratabilidad por lo que se hace necesario implementar tratamientos que permitan degradar este tipo de la materia orgánica. La digestión anaerobia es una tecnología madura usada mundialmente para el tratamiento de varios tipos de agua residual. Las ventajas de esta tecnología se reconocen por la producción de fuentes alternativas de energía como biogás, bajo consumo de energía y baja producción de lodos. Sin embargo, algunos microorganismos anaerobios son sensibles cuando son expuestos a ciertos elementos como algunos metales pesados (Fountoulakis et al., 2008).

Los reactores anaerobios horizontales de lecho fijo (RAHLF) han sido desarrollados principalmente para tratar aguas residuales industriales y aguas residuales que contienen compuestos de baja biodegradabilidad (Bolaños et al., 2001 y de Nardi et al., 2002). Importantes características de los reactores RAHLF incluyen el régimen predominante de flujo de pistón (de Nardi et al., 1999) y el soporte inerte dentro del reactor. El patrón de flujo pistón dentro del reactor permite a las distintas poblaciones desarrollarse en diferentes regiones en función de la disponibilidad de sustrato y la composición a lo largo de la longitud del reactor. Por lo tanto, los compuestos intermedios resultantes del proceso de degradación inicial pueden ser degradados en las regiones posteriores del reactor.

Adicionalmente, las células inmovilizadas pueden aumentar la degradación del clorofenol (Shieh et al., 1990), y la adsorción de los contaminantes en el lecho fijo puede aumentar el tiempo de retención de los compuestos siendo eliminados biológicamente (Siahpush et al., 1992). Otra característica de este tipo de tratamiento son los subproductos obtenidos en las diferentes etapas de la digestión anaerobia como el gas metano.

El Reactor Anaerobio Horizontal de Lecho Fijo (RAHLF) permite tratar las aguas residuales hospitalarias y es uno de los procesos más adecuados debido a que sus residuos sólidos como los efluentes líquidos provenientes de estos representan un impacto sobre la salud.

Los procesos de oxidación avanzada (POA) se encuentran entre las tecnologías prometedoras que han recibido un interés creciente para el tratamiento de agua potable y muchos efluentes industriales. Los POA implican la promoción de oxidantes fuertes (ozono o peróxido de hidrógeno) con radiación UV o de ión hidróxido para producir el radical hidroxilo (OH), un potente agente oxidante que ataca diferentes compuestos de forma no selectiva. La capacidad de radical hidroxilo en la descomposición de la estructura molecular de los compuestos químicos es ventajosa para la oxidación parcial de compuestos orgánicos de alto peso molecular no biodegradables. La oxidación completa y la mineralización de los compuestos orgánicos, sin embargo, no es económicamente factible debido a grandes cantidades de energía y los productos químicos que son necesarios para la mineralización completa. Algunos estudios indican que incluso los POA no puede convertir la materia orgánica a dióxido de carbono, incluso con dosis altas. Por lo tanto, los POA deben ser utilizados en combinación con otros procesos. Integrando POA con el tratamiento biológico es una alternativa viable y podría ayudar a eliminar materia orgánica de manera económica y eficaz del efluente. (Bijan et al. 2005)

Se pretende en este trabajo aplicar ozono como pretratamiento para aumentar la biodegradabilidad de la materia orgánica presente en el ARH, y favorecer el tratamiento con el reactor horizontal de lecho fijo (RAHLF).

3. OBJETIVOS.

3.1 OBJETIVO GENERAL.

Evaluar el comportamiento del reactor anaerobio de lecho fijo (RAHLF) en el tratamiento de aguas residuales hospitalarias previamente ozonizadas.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar el porcentaje de remoción de la materia orgánica por medio de ensayos de alcalinidad parcial, intermedia y total, Sulfatos, DQO, UV₂₅₄, Ácidos volátiles totales, Sólidos totales y volátiles fijos.

- Realizar el perfil espacial para evaluar la degradación de la materia orgánica al interior del sistema.

4. INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales hospitalarias contienen una variedad de sustancias tóxicas y persistentes tales como productos farmacéuticos, radionucleidos, disolventes y desinfectantes para uso médico en un amplio intervalo de concentraciones debido a actividades de laboratorio e investigación (Verlicchi et al., 2010). Los desechos hospitalarios son peligrosos para el equilibrio ecológico y la salud pública, y un tratamiento ineficiente puede conducir a brotes de enfermedades, contaminación del agua y contaminación radiactiva (Kumar et al., 2007). Debido a la naturaleza recalcitrante de los compuestos presentes en las aguas residuales hospitalarias, los procesos convencionales usados en las plantas de tratamiento de las ciudades y municipios, no son capaces de remover la contaminación que aporta este tipo de efluentes (Verlicchi et al., 2010).

La digestión anaerobia es una tecnología utilizada a nivel mundial para el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales. Esta se caracteriza por su capacidad para remover materia orgánica, producción de energía alterna (biogás) y bajo consumo de energía (Fountoulakis et al., 2008).

Las aguas residuales hospitalarias contienen compuestos que pasan sin cambios a través de la etapa biológica de la planta de tratamiento por lo que es difícil cumplir con los límites de descarga actualmente en vigor. Por lo tanto, un tratamiento adicional se requiere generalmente para eliminar estos compuestos (Di Iaconi, 2012). La oxidación de compuestos orgánicos con oxidantes como el ozono o radicales OH por lo general aumentan la biodegradabilidad de la materia orgánica, esta idea general hace que algunos investigadores planteen una combinación de procesos químicos de oxidación seguido por un proceso biológico (Marco et al, 1997).

Las técnicas apropiadas se deben combinar para proporcionar técnicamente opciones económicamente viables. El rendimiento de un tratamiento anaerobio podría ser mejorado de varias maneras.

Diferentes estudios han demostrado que la biodegradabilidad en un agua residual sufre grandes cambios cuando se somete previamente a oxidación química. Por lo tanto, la función principal del pretratamiento químico es la oxidación de la parte biológicamente persistente para producir productos intermedios de reacción biodegradables (Oller et al. 2011).

De acuerdo a lo anterior el objetivo de este trabajo es evaluar el Desempeño del reactor anaerobio horizontal de lecho fijo RAHLF tratando agua residual hospitalaria previamente ozonizada.

5. MARCO TEÓRICO

Las aguas residuales hospitalarias constituyen unos de los puntos de orígenes de descarga de antibióticos, así como otros tipos de residuos líquidos y sólidos. Este tipo de compuestos son en su mayoría sustancias recalcitrantes que vertidas en el medio ambiente, producen un fuerte impacto en la composición física, química y biológica de los cuerpos receptores.

En los residuos hospitalarios vertidos a los emisarios finales se encuentran la materia orgánica como la sangre y los fluidos, los residuos de medicamentos químicos y los desinfectantes.

En la digestión anaerobia, la materia orgánica se descompone por la acción de microorganismos en la ausencia del oxígeno, y se producen metano y anhídrido de carbono. Es un proceso también muy utilizado para tratar aguas residuales fuertes, procedentes de industrias con una base biológica, en donde los residuos tienen un contenido de materia orgánica comparable a los lodos espesados, como los provenientes de la producción de levaduras y de la fabricación de almidón, además de las suspensiones de origen animal de las operaciones agrícolas intensivas.

5.1 AGUA RESIDUAL HOSPITALARIA

Los problemas asociados a los líquidos residuales generados en centros de salud han sido motivo de preocupación internacional debido al peligro de una potencial propagación de enfermedades y a los riesgos ambientales derivados de la ausencia de tratamientos adecuados. Es por ello que estos problemas trascienden el campo técnico-sanitario e involucran aspectos sociales, económicos, políticos y ambientales, entre otros (Ferreira et al 2000).

La composición de las aguas residuales procedentes de los centros de salud presenta fluctuaciones más o menos evidentes en su descarga a la red de alcantarillado mixto de la ciudad debido a la gran diversidad de sustancias químicas y materiales biológicos eliminadas en los mismos.

Según Bassi y Moretton (2003) tanto los residuos sólidos como los efluentes líquidos provenientes de centros hospitalarios representan un impacto sobre la salud pública cuya magnitud ha comenzado a evaluarse en los últimos años en ámbitos científicos.

En este contexto la División de Apoyo Operacional en Salud Ambiental y el Centro Europeo de Salud Ambiental de la OMS han formado un grupo internacional para

estudiar el problema de los residuos en los centros de salud en países en desarrollo (Pruess et al., 1998).

En Colombia el tratamiento de aguas residuales hospitalarias no se realiza adecuadamente lo cual representa un problema de salud y sanitario, debido a las grandes cargas de materia orgánica y farmacéuticos presentes en estas.

Los hospitales generan aproximadamente 750 litros de aguas residuales por cama por día, estos efluentes llevan una gran carga de microorganismos patógenos, farmacéuticos parcialmente elementos metabólicos, radiactivos y otras sustancias tóxicas y químicas. La dosis de contaminantes de origen hospitalario muestra que ciertas sustancias, tales como agentes antitumorales, antibiótico y compuestos organohalogenados al dejar las plantas de tratamiento de aguas residuales, estos compuestos químicos pueden provocar la contaminación del hábitat, un desequilibrio biológico además de causar efectos tóxicos agudos y mutagénicos en organismos vivos (Rezaee, 2005).

Las aguas residuales hospitalarias contienen agentes patógenos y compuestos peligrosos que causan riesgos para la salud ambiental y humana de las diferentes comunidades. El objetivo del estudio fue investigar la eficacia de la planta de tratamiento de aguas residuales de los hospitales en el norte de Irán. Esta investigación se llevó a cabo en cuatro hospitales de plantas de tratamiento de aguas residuales en el norte de Irán en 2010 y 2011. Un total de 100 muestras fueron tomadas del afluente y efluente de cada planta de tratamiento de aguas residuales.

Las muestras recogidas se enviaron al laboratorio y se analizó el pH, SST, DBO, DQO y Coliformes totales (CT) de acuerdo con los métodos estándar. El valor medio del pH, SST, DBO, DQO y TC en el agua residual influente de todos los hospitales estudiados fue de 7,5, 296, 400, 616 mgL⁻¹ y 3,1 × 10⁵ NMP por 100 ml y en el efluente fue de 7,4, 78, 84, 150 mgL⁻¹ y 831 NMP por 100 ml, respectivamente. El cloro libre medio residual en el efluente de estos hospitales fue de 0,2 mgL⁻¹. La eliminación media de SST, DBO, DQO y TC en la planta de aguas residuales de los hospitales mencionados fue de 74,3, 79,6, 76,5 y 99,7%, respectivamente. De acuerdo con los resultados de esta investigación, la concentración de SST, DBO, DQO y TC en el efluente de los hospitales estudiados fue más que el estándar iraní, lo que indica la eliminación ineficaz de los contaminantes en la planta de tratamiento de aguas residuales de los hospitales. Por lo tanto, el agua no es óptima para el vertimiento a las fuentes hídricas (ríos, arroyos, etc.), por lo que es necesario un tratamiento más eficiente. (Amouei et al. 2012).

5.2 OZONIZACIÓN

La incapacidad de los sistemas biológicos para remover de manera eficiente algunos contaminantes industriales y hospitalarios, obliga a la implementación de

nuevas tecnologías para tratar estos compuestos. Los procesos de oxidación como el ozono permiten transformar compuestos y mejorar la calidad del agua.

Según Glaze et al. (1987) El ozono debido a su elevado potencial redox es un oxidante químico muy potente, propiedad que puede ser utilizada para la degradación de compuestos contaminantes o para la desinfección del agua; sin embargo, presenta la desventaja de ser relativamente inestable en disolución acuosa; los valores para la vida media del ozono en agua destilada (pH=7,0 y 20 °C) varían entre 20-30 minutos y 160 minutos, aumentando su inestabilidad en medio básico.

El ozono ha sido estudiado varios años atrás principalmente en tratamiento de agua para abastecimiento; sin embargo, dada su reconocida capacidad de oxidar compuestos de difícil tratabilidad, su utilización en diferentes efluentes industriales esta siendo cada vez más citada en la literatura. En varios trabajos. (Teixeira, 2004, Mounteer et al., 2005), reportan por ejemplo, su aplicación en el tratamiento de los efluentes industriales de la industria de papel y celulosa. Azbar et al., (2004) trabajaron en la degradación de algunos compuestos presentes en efluentes de la industria textil.

Debido a su gran poder oxidante, el uso del ozono puede ser recomendable en el pre-tratamiento de aguas para la reducción de metales disueltos y la remoción de materia orgánica, los cuales dependen de la calidad del agua, ya que el ozono reacciona con algunos compuestos y genera sustancias tóxicas. El ozono, además de atacar a los precursores de los trihalometanos y reducir su concentración en el agua, destruye a estos compuestos ya formados.

El ozono según Glaze et al., (1987), puede emplearse en la depuración de aguas residuales urbanas para dos fines principales:

- a) Desinfección parcial del agua tratada (tratamiento terciario) presentando mejores resultados con relación al cloro.
- b) Eliminación de la materia orgánica del agua residual: el ozono consigue una cierta reducción de la DQO del agua residual, eliminando eficazmente ciertos microcontaminantes orgánicos (pesticidas, fenoles, etc.), favorece el posterior tratamiento biológico, mejora la sedimentabilidad de los lodos y reduce el riesgo de formación del bulking (fango que no se sedimenta bien, provocado por presencia de algas filamentosas).

El ozono como pretratamiento ha sido utilizado como ayudante oxidante, es decir como tratamiento previo con el fin de conocer que tipos de reacciones nuevas puede generar este, un claro ejemplo se dio en Chile donde el ozono fue utilizado para saber que podría generar a diferentes tiempos mezclado un tratamiento de carbón activado para conocer los efectos tenía sobre compuestos benzotiazoles. (Valdés y Zeron, 2009).

El objetivo del ozono es causar oxidación parcial de la materia orgánica. No se busca una oxidación completa, lo que se busca es obtener efluentes con mayor biodegradabilidad, susceptibles de ser tratados por procesos biológicos.

El ozono como pretratamiento puede utilizarse para destruir cualquier contaminante oxidable, por lo que las aplicaciones son múltiples dentro del sector industrial. Algunos ejemplos según Rodríguez (2003) son:

Reducción de la DQO del agua residual industrial: El ozono puede usarse como pretatamiento para disminuir la carga orgánica del agua residual o para conseguir un efluente más fácilmente biodegradable.

Experimentos con el ozono han sido tratados anteriormente como proceso de complemento a otros tipos de procesos con el fin de obtener mejores resultados. Un ejemplo de esto fue el estudio realizado en Chile donde se aplicaron dos tratamientos: Oxidación por acción del ozono gaseoso y desoxigenación a 1000 °c en atmosfera inerte. El pretratamiento de oxigenación se llevo a cavo con un ozono gaseoso en un reactor de lecho fijo. El reactor fue cargado con 2 g de carbón y operado bajo un flujo constante de ozono de 76mg de O₃ / min a 25 °c y una atmosfera de presión durante intervalos de 10, 60 y 120 minutos. Al utilizarse carbón activado se demostró que el ozono modifica la distribución de los grupos superficiales del carbón, el contenido de los grupos fenólicos disminuye con el tiempo de ozonización, generándose grupos mas oxidados como lactonas, grupos carbonilos y carboxilos. El tiempo de ozonización es un parámetro fundamental, al igual se demostró que el pH es de fundamental cuidado para el manejo de las interacciones electrostáticas. El ozono del experimento fue producido en un generador de ozono Ozocav (5g O₃/h). La determinación de ozono a la entrada y salida del reactor se realizo utilizando un espectrofotómetro Spectronic modelo Genesys 5 con celda de flujo a una longitud de onda de 253,7 nm. (Valdes y Zaron 2009).

El desarrollo de un Proceso de Oxidación Avanzada basado en Ozono (POA-O₃) es presentado como una alternativa real de solución para la degradación de contaminantes recalcitrantes presentes en el agua. Una serie de ensayos son realizados utilizando tanto soluciones preparadas con materia orgánica recalcitrantes (M) como agua residual problema, bajo diferentes condiciones de oxidación y de operación del sistema. La oxidación de colorantes utilizados en la industria textil se presenta como un caso de aplicación del POA-O₃. En este proceso se determinó en primera instancia la estequiometria de la reacción. Posteriormente, se evaluaron los parámetros cinéticos ligados a la transferencia de masa con reacción química: factor de aceleración (E) y el número de Hatta (Ha) dentro del marco del modelo de doble película. Esta metodología permitió acceder a la constante de velocidad de la reacción entre el oxidante y el compuesto orgánico, lo cual facilita la determinación de algunos parámetros de diseño. Los

resultados obtenidos muestran que el POA-O₃ es capaz de degradar todos los compuestos cíclicos y clorados, comúnmente encontrados en los colorantes, plaguicidas y en los compuestos orgánicos persistentes a los procesos convencionales, en un tiempo muy corto de tratamiento. (López y Pic, 2006).

5.3 PROCESO ANAEROBIO

La digestión anaerobia es el proceso fermentativo que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. El proceso se caracteriza por la conversión de la materia orgánica a metano y de CO₂, en ausencia de oxígeno y con la interacción de diferentes poblaciones bacterianas, (Díaz-Báez et al., 2002).

Los procesos anaerobios son apropiados para el tratamiento de aguas residuales con concentraciones muy elevadas de sustancias orgánicas. Normalmente se implementan como etapa previa, un proceso de lodos activados es decir aerobio.

En la actualidad se conoce que durante la transformación de la materia orgánica a dióxido de carbono y metano, ocurren los siguientes procesos: (Meraz et al., 1995)

- Hidrólisis de biopolímeros.
- Fermentación de azúcares, aminoácidos y lípidos.
- Oxidación
- anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes.
- Conversión de acetato a metano.
- Conversión de hidrógeno a metano.

Estas transformaciones han sido agrupadas en etapas de acuerdo a los criterios de diferentes autores. Guyot (1992)

- Hidrólisis y fermentación
- Acetogénesis
- Matanogénesis

La hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos se lleva a cabo por la acción de enzimas producidas por las bacterias hidrolíticas. El proceso se realiza por la interferencia de las llamadas enzimas extracelulares producidas por los microorganismos fermentativos, los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso moléculas como los azúcares, los aminoácidos, ácidos grasos y los alcoholes, los cuales son transportados a través de la membrana celular.

- Etapa de la acidogénesis

En la etapa de la acidogénesis es donde las bacterias fermentativas convierten los productos a ácidos grasos con bajo número de carbonos como los ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico, así compuestos reducidos como el etanol,

además de H₂ y CO₂. La fermentación acidogénica es realizada por un grupo diverso de bacterias donde la mayoría son anaerobias.

- Etapa acetogénicas

Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrogeno y dióxido de carbono por la acción de las bacterias acetogénicas, las cuales son conocidas como “bacterias acetogénicas productoras de hidrogeno”.

Podemos ver en la figura 1 que aproximadamente el 70% de la DQO es convertida en ácido acético mientras que el 30% es de formación de hidrogeno.

- Etapa metanogénica

Finalmente las bacterias metanogénicas convierten el acetato a metano y CO₂ o reducen el CO₂ a metano (Ver Figura 1). Estas transformaciones involucran dos grupos metanogénicos que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetotróficas e hidrogenotróficas; en menor proporción compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico (Díaz-Báez et al., 2002).

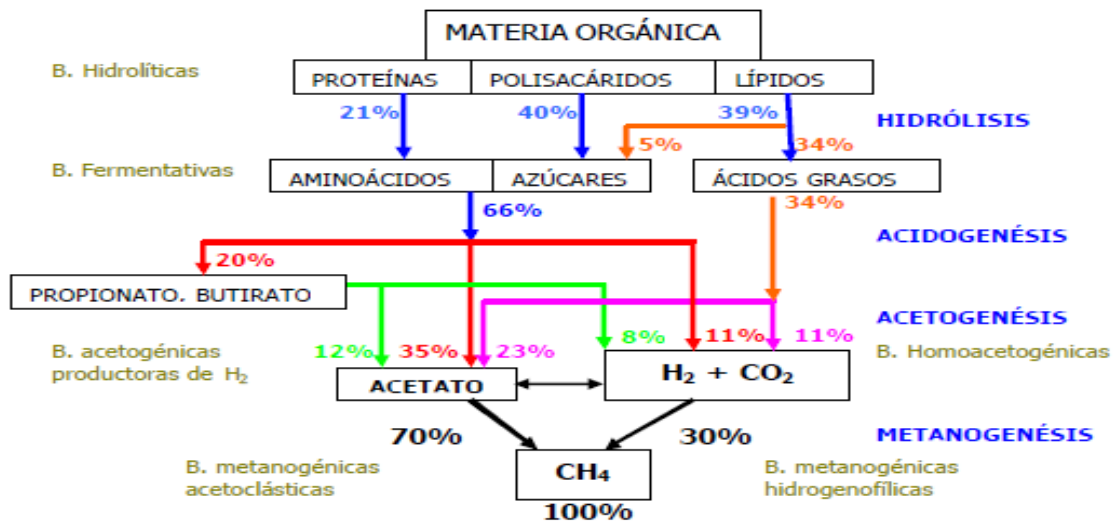


Figura 1. Etapas de la digestión anaerobia. (Madigan et al., 1997, Van Haandel y Lettinga, 1994).

El nivel de contaminación en las aguas residuales es evaluado por medio de la DQO (demanda química de oxígeno) la cual mide la concentración de materia orgánica.

Debido a la eficiencia de este proceso se ha introducido la digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales o por lo menos como pretratamiento. El proceso anaerobio permite eliminar gran parte de los SS, DQO y DBO₅, incluso en

una sola etapa, que sustituiría al decantador primario, al digestor de lodos activos (aerobio) y al digestor anaerobio de estabilización de lodos. Las ventajas de este tratamiento según (Schellinkhout, 1993; Lettinga et al, 1993) son:

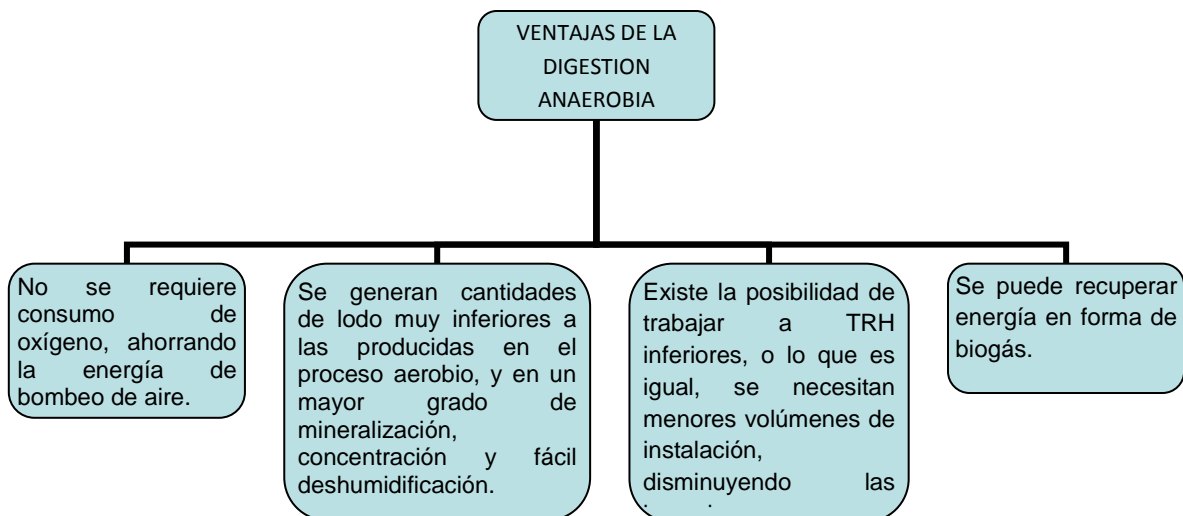


Figura 2. Ventajas de la digestión anaerobia (Schellinkhout, 1993; Lettinga et al, 1993)

Tabla 1. Características de los procesos anaerobios.

<i>Características favorables de los procesos anaerobios son:</i>
1. Bajo consumo de energía, bajo costo operacional.
2. Baja demanda de área.
3. Bajos costos de implantación, del orden de 20 a 30 dólares per cápita.
4. Posibilidad de preservación de biomasa, sin alimentación del reactor por varios meses.
5. Tolerancia a elevadas cargas orgánicas.
6. Aplicabilidad en pequeña y gran escala.
7. Bajo consumo de nutrientes.

El reactor anaerobio horizontal contiene células inmovilizadas o biomasa inmovilizada el cual tiene muchas ventajas en cuanto a su aplicación como obtención de concentraciones celulares más altas, altos tiempos de retención celular en comparación con otros sistemas donde las células no son adheridas. Estos dos para metros son reconocidos por Speece, (1996) como primordiales para la estabilización del proceso anaerobio, inclusive sobre condiciones de sobrecargas orgánicas y en presencia de sustancias toxicas. Además de esto existe un mayor equilibrio entre los microorganismos anaerobios por la conformación espacial más favorable y disminución de distancias entre los organismos o micro-colonias.

Los compuestos recalcitrantes son aquellos cuya persistencia en el medio ambiente es grande debido a que no se degradan tan fácilmente. Los compuestos xenobióticos son generalmente recalcitrantes, las razones de su persistencia en el medio ambiente son:

- Químicas: Sustituyentes extraños (Cl o otros halógenos), enlaces inusuales (carbonos cuaternarios), anillos aromáticos muy condensados o excesivos tamaños moleculares (plásticos).
- Físicas: Insolubilidad.
- Celulares: carencia de permeasas especificas, toxicidad, etc.

Para que una sustancia pueda ser biodegradada debe estar biodegradada debe estar biodisponible (normalmente esto implica que sea soluble), las condiciones físico-químicas y ambientales deben ser favorables, encontrarse en las concentraciones adecuadas y no ser tóxicas.

En el informe de (Hernández, 2010). El objetivo general de este estudio fue la implementación de una estrategia para la inmovilización del lodo anaerobio granular. Se utilizó como medio de soporte espuma en cilindros (58mm de longitud y 23.2mm de diámetro) agrupados y colocados ordenadamente. El lodo granular utilizado fue extraído de la planta de tratamiento de la industria cervecera Bavaria S.A., después de la inoculación se inicio la alimentación del reactor con agua sintética, el periodo de estabilización fue de 22 días. Las pruebas realizadas para evaluar el desempeño del reactor fueron DQO, Alcalinidad, Ácidos Volátiles Totales, efectuadas 3 veces por semana. El reactor tuvo una eficiencia de remoción de la DQO del $52\pm 8\%$, se mantuvo a una temperatura de $25\pm 10^{\circ}\text{C}$ y un TRH de $13\pm 6\text{h}$. Se dio como recomendación para la continuidad de su operación la observación de .los caminos diferenciales que forme el agua tratada, además de un monitoreo en los 5 puntos a lo largo del reactor para crear un modelo de las diferentes cargas orgánicas.

En otro Informe llamado “Reactor anaerobio de biomasa inmovilizada para tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante: concepción preliminar y evaluación del desempeño” Según Vallejo (2011) este trabajo de

investigación tuvo como objetivo mostrar como el pretratamiento anaerobio de aguas residuales hospitalarias disminuye de manera eficiente los niveles de materia orgánica, por medio de un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) que tiene como medio de fijación espuma de poliuretano, donde los microorganismos se van a adherir formando una biopelícula y de esta manera la biomasa inmovilizada influiría en la bioconversión de materia orgánica en el agua residual. Como primera medida fue necesario estabilizar el reactor por medio de agua sintética y evaluando los tiempos de detención, después se decidió utilizar el agua de hospital para evaluar la capacidad del reactor para tratar este tipo de aguas por tener compuestos difíciles de tratar. Al final se obtuvieron reducciones de DQO del 75% y de la alcalinidad se tuvo el resultado de 1645 mgCaCO₃/L y 3054 mgCaCO₃/L para el afluente y efluente lo que quiere decir se está garantizando la estabilidad en el reactor y que no se están presentando cambios en su interior que afecten su comportamiento.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Agua Residual

EL agua residual se tomo de la cámara de recolección de aguas residuales del Hospital Militar Central (HMC), ubicado en la ciudad de Bogotá, el cual cuenta con 397 camas y atiende aproximadamente 45 pacientes por día con lo que se estima una Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 12.6±0.9 kilogramos por paciente por día según Verlicchi et al., (2010).



Figura 3. Punto de recolección agua residual Hospital Militar Central.

Se realizaron 3 colectas de agua residual hospitalaria (ARH) durante el año 2012, una cada tres meses. Las muestras fueron tomadas con elementos de protección adecuados, la recolección se realizó en el punto mostrado en la Figura 3. En este punto ya se ha realizado un tratamiento previo de filtración. Una vez colectada el agua, se almacena en un lugar seco y oscuro, para posterior caracterización. Se evaluaron: Color, turbiedad, dureza, cloruros, sulfatos, fósforo total, DBO₅, DQO, *E. coli* y UV₂₅₄, según La APHA (2005), Alcalinidad, pH y ácidos volátiles totales de acuerdo con Ripley, et al. (1986).

6.2 Aplicación de ozono

El agua residual hospitalaria fue sometida a un proceso de oxidación avanzada (POA) empleando ozono. El experimento fue llevado a cabo en un reactor de tubo cilíndrico tipo Batch de vidrio boro-silicato, con un espesor de 0,5 mm, altura 733 mm y diámetro externo 55 mm e interno 45 mm. En el fondo, el reactor tiene un difusor poroso de tipo medio. Para proveer de ozono el sistema, se empleó el generador de ozono Microzone 300P 120V/60HZ marca Clearwater Tech, LLC, con una producción teórica de ozono de 187mg O₃/h. El ozono no consumido fue transferido a un frasco cilíndrico de vidrio en boro-silicato de altura 341 mm, diámetro 70 mm, y con un difusor de burbuja de forma cilíndrica en la parte inferior. El frasco contenía una solución de KI al 2%, en el cual el gas restante de ozono que no fue consumido es eliminado y determinado siguiendo las recomendaciones de la APHA (2005). La Figura 4 muestra un esquema del reactor.

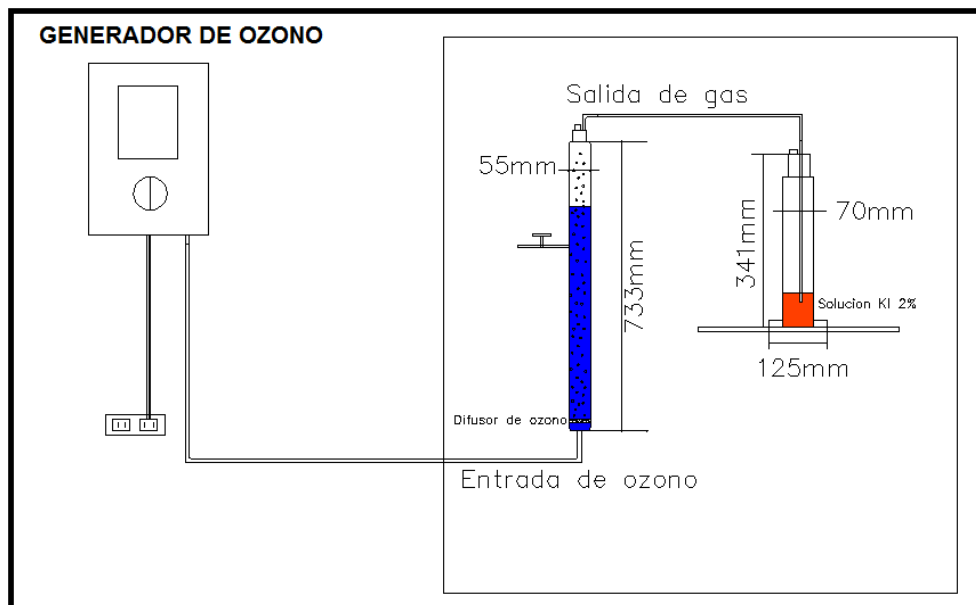


Figura 4. Montaje experimental aplicación de ozono.

6.3 Reactor Anaerobio Horizontal de Lecho Fijo (RAHLF)

Se utilizó un reactor anaerobio horizontal de lecho fijo RAHLF, diseñado de acuerdo con las recomendaciones de Zaiat et al., (1994). El reactor se construyó en acrílico con una longitud de 1 m y un diámetro de 0.05 m, un volumen total de 1964 ml y un volumen útil de 1777 ml, como medio de soporte se utilizaron 25 gr de espuma de poliuretano en cubos con arista de 5 mm, una densidad de 19,94 kg/m³ y una porosidad del 90,48%. Cuenta con una salida para cuantificar el biogás generado, utilizando el método por desplazamiento y cuatro puntos de muestreo. El biogás es encaminado a un sello hídrico que contiene una solución de hidróxido de sodio (NaOH-1 mol/L). En la Figura 5 se observa el montaje del RAHLF.

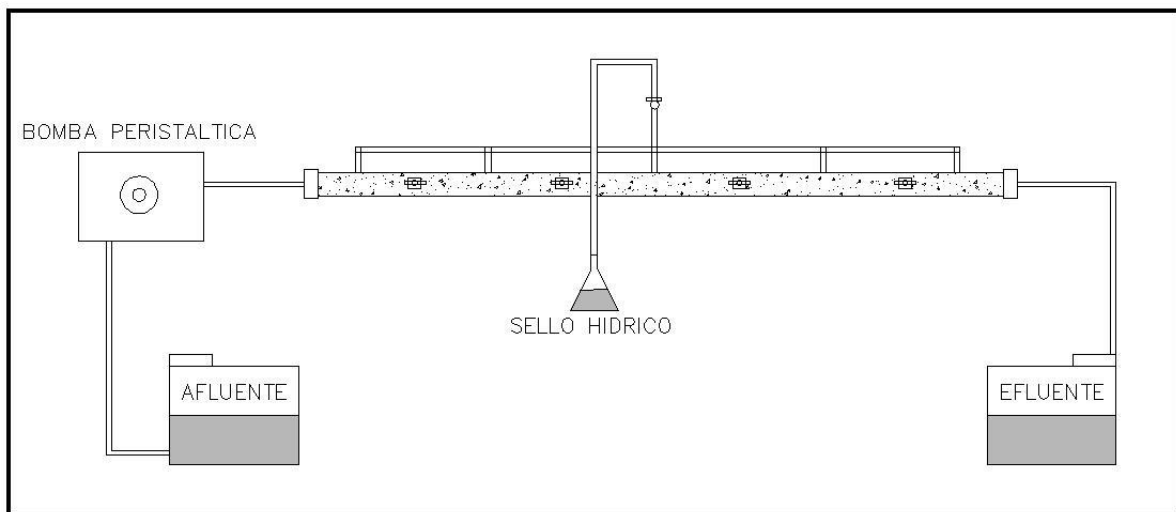


Figura 5. Esquema reactor anaerobio horizontal de lecho fijo RAHLF.

Se utilizó como inóculo lodo granular de los reactores anaerobios UASB e IC proveniente de la cervecería Bavaria ubicada en el Municipio de Tocancipa Cundinamarca en proporción de 80% y 20% respectivamente. Se inoculó siguiendo la metodología establecida por Zaiat (2003). El reactor se instaló en una cámara termocontrolada que se encuentra a una temperatura de 30±5 °C. El agua al reactor fue suministrada por medio de una bomba peristáltica marca Pulsafeeder serie Dolphin 10.

6.4 Operación

El reactor RAHLF operó continuamente durante 160 días, con un tiempo de detención hidráulica de 22±1 horas, con base en el volumen útil. El reactor se operó durante 24 días con agua residual sintética (ARS), compuesta por urea (CH₄N₂O- 8.2 g/L), difosfato de potasio (K₂HPO₄ - 4.3g/L), etanol (C₂H₆O-1ml/L).

Posteriormente, se estableció una estrategia de alimentación que consistía en variar proporcionalmente el contenido del agua residual hospitalaria y el agua residual sintética, respectivamente, de la siguiente manera: 25%-75% (etapa 1), 50%-50% (etapa 2), 75%-25% (etapa 3) y 100% (etapa 4). El ajuste del pH se realizó utilizando hidróxido de sodio (NaOH-1mol/L) y ácido sulfúrico (H₂SO₄-0,98mol/L).

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

7.1 Características del agua residual del Hospital Militar Central

Las aguas residuales hospitalarias presentan más cantidad de DQO en comparación con las aguas urbanas vertidas comúnmente. Por esta razón se hace necesario realizar un tratamiento previo para que estas al ser vertidas al alcantarillado sean biodegradables. Según Verlicchi et al., (2010) las aguas residuales hospitalarias no son biodegradables si se vierten directamente al alcantarillado.

El agua residual hospitalaria debido a las diferentes actividades diarias cambia en concentración y composición notablemente. Durante la operación del reactor se hicieron varias colectas en donde su caracterización se muestra la tabla 2.

Tabla 2. Caracterización del ARH durante la operación del reactor.

Parámetro	Unidad	Media ± D.S.
DQO	mg/L	286 ± 136
DBO ₅	mg/L	48 ± 36
DQO/DBO ₅		8.03 ± 4.05
pH		7 ± 0,5
Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /L	357 ± 79
Color _(465nm)	cm ⁻¹	0,15 ± 0,11
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	0,60 ± 0,45
ST	mg/L	392 ± 124
SST	mg/L	30 ± 12
SSV	mg/L	95 ± 55
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ ⁻² /L	77 ± 74
P	mg P/l	7 ± 4
N	mg NTK/L	7 ± 2
Cl	mg Cl ⁻¹ /L	134 ± 56
ColiformesF	UFC/100ml	2,131E6 ± 2,079E6

Tabla 3. Carga orgánica volumétrica RAHLF.

Etapa	ARH(%)	ARS(%)	COV Afluente (kgDQO/m³*dia)	COV Efluente (kgDQO/m³*dia)
1	25	75	0.77 ± 0.09	0.21 ± 0.14
2	50	50	0.82 ± 0.05	0.05 ± 0.02
3	75	25	0.78 ± 0.11	0.04 ± 0.01
4	100	0	0.67 ± 0.08	0.04 ± 0.01

7.2pH en la operación del reactor RAHLF.

Para que el proceso tenga un desarrollo adecuado el pH no debe bajar de 6 ni subir de 8. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso del pH a valores inferiores a 6 es que el biogás generado es muy pobre en metano y, por tanto, tiene menores cualidades energéticas (Ortega, 2002).

En la operación de reactor anaerobio horizontal de lecho fijo RAHLF se garantizó que el pH en afluente estuviera entre 6,7 y 7,5 mediante la adición por titulación de productos químicos que permitieran una capacidad de amortiguación del pH.

7.3 Desempeño del reactor RAHLF

La operación del reactor se realizó en cuatro etapas como se observa en la (Tabla 2), el desempeño del reactor se evaluó mediante el seguimiento del proceso biológico donde se determinaron los valores medios de la relación AI/AP y el porcentaje de remoción de materia orgánica por medio de la COV, obteniendo resultados satisfactorios de acuerdo con la literatura.

7.4 Relación AI/AP

La relación AI/AP en el efluente presento valores elevados en los primero 20 días debido a desequilibrios en la producción y consumo de ácidos grasos volátiles, por lo que fue necesario añadir a la dosificación bicarbonato de sodio 500 ml/L.

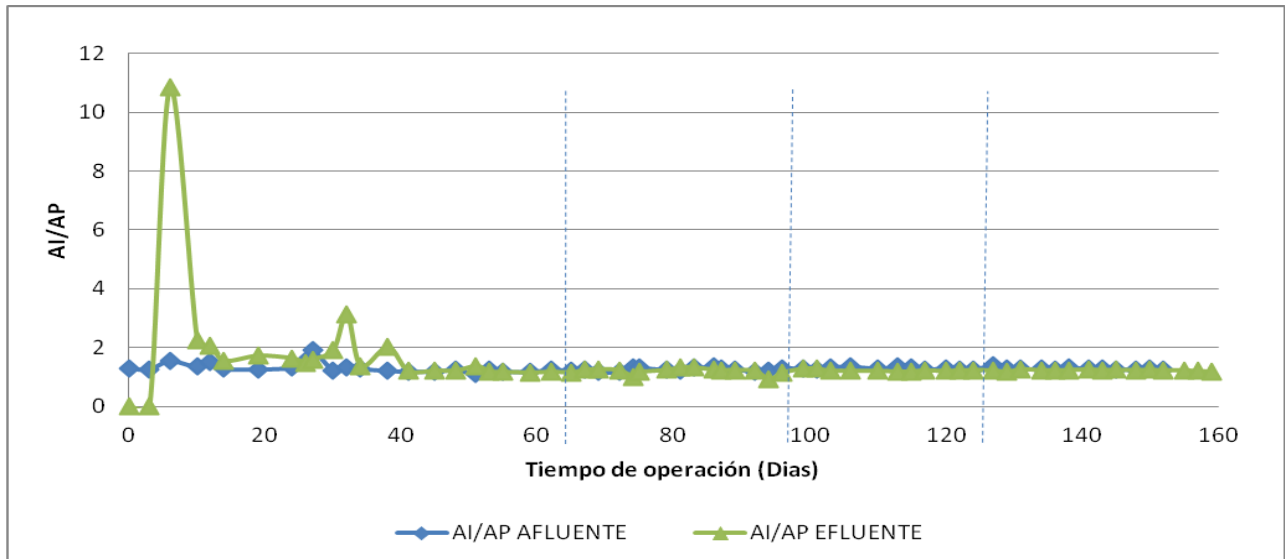


Figura 6. Relación alcalinidad intermedia – alcalinidad parcial.

Después de 40 días de operación se observó una operación estable resultando en un valor de relación AI/AP promedio de $1,26 \pm 0,06$ para el afluente y $1,21 \pm 0,07$ para el efluente. Es importante decir, que a pesar de la variación de carga orgánica volumétrica que se presentó durante la realización del experimento, los valores de estos parámetros se mantuvieron siempre estables. (Figura 6).

Los valores ideales de la relación AI/AP de acuerdo con (Ripley, et al 1986) deben ser inferiores a 0,3, de lo contrario indican la ocurrencia de disturbios en el proceso de digestión anaerobia.

7.5 Relación AVT-AT

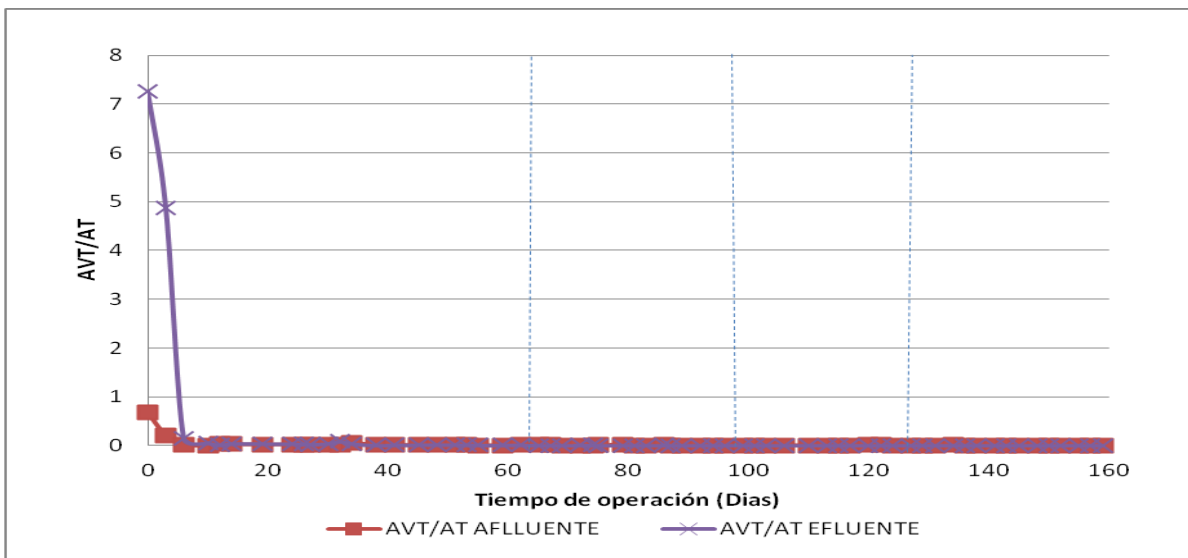


Figura 7. Relación AVT-AT

En la primera etapa de operación se presentó una acumulación de AVT, evidenciando según (Torres et al., 2005) un desequilibrio temporal entre las bacterias acidogénicas frente a las bacterias metanogénicas; los ácidos producto de las bacterias acidogénicas no están siendo metabolizados por las bacterias metanogénicas tan rápido como son producidos, generando una alta concentración de ácidos volátiles (acidificación). Por lo que se adicionó alcalinidad bicarbonática (NaHCO_3) para generar una amortiguación en el pH, en el día 10 se presentan una regularidad y continuidad en los valores mostrando una estabilidad en el proceso.

7.6 Valores de la DQO

Los valores de remoción de materia orgánica que se obtuvieron fueron satisfactorios. En la etapa 1 se obtuvieron valores medios de carga orgánica volumétrica para el afluente y efluente de $0.77 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ y $0.21 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ respectivamente, en la etapa 2 se obtuvieron valores medios de carga orgánica volumétrica para el afluente y el efluente de $0.82 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ y $0.05 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ respectivamente, para la etapa 3 se obtuvieron valores medios de carga orgánica volumétrica para el afluente y el efluente de $0.78 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ y $0.04 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ respectivamente y por último para la etapa 4 se obtuvieron valores medios de carga orgánica volumétrica para el afluente y el efluente de $0.67 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ y $0.04 \text{ kgDQO/m}^3\text{día}$ respectivamente en donde se observó que a medida que se aumentó el ARH aumento favorablemente la reducción de materia orgánica.

El porcentaje de remoción de materia orgánica durante el periodo de operación fue aproximadamente $85 \pm 16\%$, a partir del día 50 de operación se observó una mejoría, alcanzando valores de más del 90%.

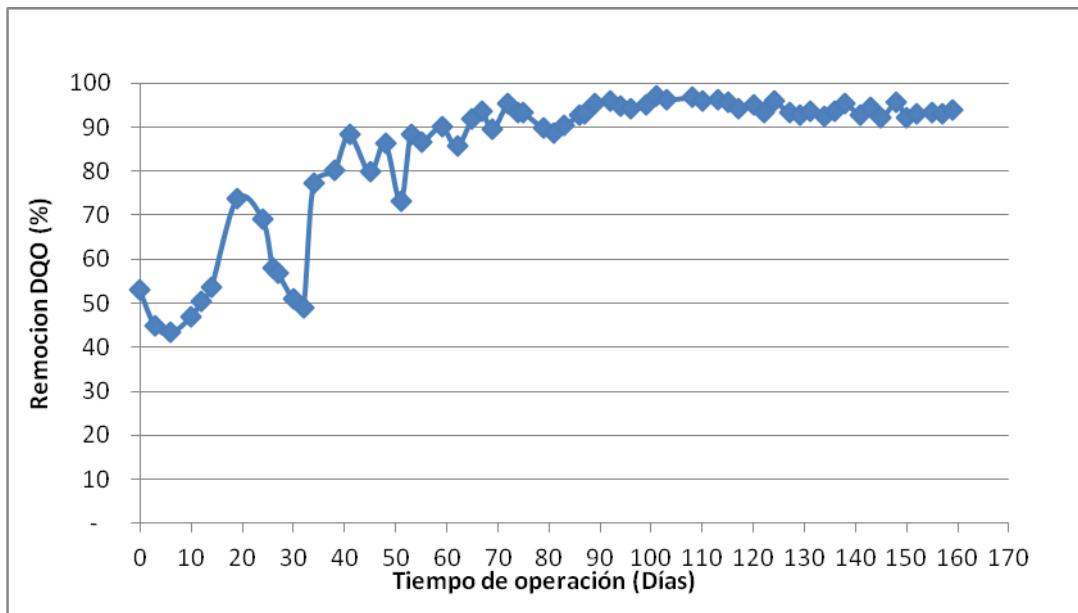


Figura 8. Porcentaje de remoción de DQO.

7.7 Análisis del perfil espacial

La medición de los índices de alcalinidad (AI/AP) se basó en la determinación de los ácidos grasos volátiles (AI) y la alcalinidad bicarbonática (AP). Los índices de alcalinidad fueron constantes obteniendo un valor de 1.175 ± 0.1 en el efluente similar al de todo el proceso biológico. Lo cual indica que la alcalinidad fue aceptable y no hubo acumulación de ácidos grasos volátiles que evidencia un funcionamiento eficiente del reactor.

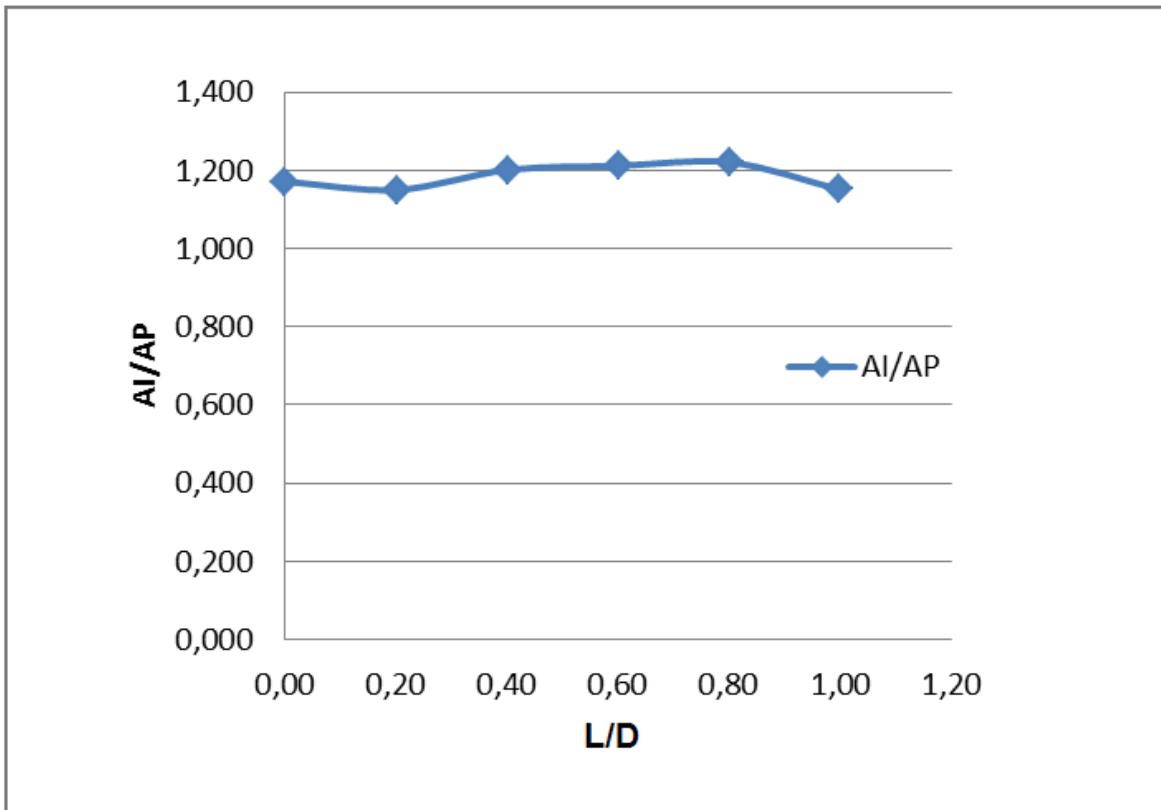


Figura 9. Perfil – Relación Al/AP Vs Relación L/D

8. CONCLUSIONES

El reactor anaerobio horizontal de lecho fijo RAHLF tratando aguas residuales hospitalarias reales mostro un buen desempeño cuando se combinó con un pretratamiento aplicando ozono, la operación fue estable durante los 162 días evaluados.

El reactor RAHLF tuvo una eficiencia de remoción de materia orgánica medida como DQO de $85 \pm 16\%$. Los mejores resultados se observaron en las etapas 3 y 4 que corresponde a una carga orgánica volumétrica de $0.78 \pm 0.11 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{día}$ y $0.67 \pm 0.08 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{día}$ respectivamente en los días de operación de 110 a 160. En estas etapas se alcanzaron valores de hasta 96% de remoción.

El comportamiento a lo largo del perfil espacial, demuestra que el reactor RAHLF tuvo un buen desempeño en la reducción de carga orgánica.

9. RECOMENDACIONES

Para continuar con la remoción de materia orgánica en el agua residual hospitalaria, es necesario fortalecer el tratamiento anaerobio con otros procesos de oxidación avanzada ya que este tipo de tratamientos pueden reducir el contenido de compuestos recalcitrantes y tóxicos mejorando así las características del efluente.

Es necesario continuar con este tipo de estudios y realizar alternativas adecuadas que lleven a mejorar y controlar este tipo de vertientes puesto que la normatividad está, pero en muchos casos se incumple causando daños al ambiente.

Bibliografía

Amouei, A. Asgharnia, H. MOhammadi, A. Fallah, H. Dehghani, R. Miranzadeh, M. (2012). Investigacion of hospital wasterwater treatment plant efficiency in north of Iran during 2010-2011. *International Journal of Physical Sciences* Vol. 7(31), pp 5213-5217.

APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington D.C. USA.: 19th. Ed American Public Health Organization.

Azbar, T. Yonar, K. Kestioglu. (2004). "Comparison of Various Advanced Oxidation Processes and Chemical Treatment Methods for COD and Color Removal form a Polyester and Acetate Fiber Dyeing Effluent". *Chemosphere*. Vol. 55. pp. 35-43.

Bassi M.D. Y Moretton J. (2003): Mutagenicity of antineoplastic drug residues treated in health care waste autoclave. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71: pp. 170-175.

Bijan, L. Mohseni, M. (2005). Integrated ozone and biotreatment of pulp mill effluent and changes in biodegradability and molecular weight distribution of organic compounds. *Water Research*, Vol. 39, Issue 16, pp 3763–3772.

Bolaños, M.L.R., Varesche, M.B.A., Zaiat , M., Foresti, E. (2001). Phenol degradation in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor under mesophilic conditions. *Water Sci. Technol.*, 44 pp. 167–174.

Di Iaconi, Claudio. (2012) Biological treatment and ozone oxidation: Integration or coupling? *Bioresource Technology*. 106, pp. 63-68.

De Nardi, I.R. Zaiat, M. Foresti. E. (1999). Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. *Bioprocess. Eng.*, 21 (5), pp. 469–476.

De Nardi, I.R. Varesche, M.B.A. Zaiat, M. Foresti, E. (2002). Anaerobic degradation of BTEX in a packed-bed reactor. *Water Sci. Technol.*, 45, pp. 175–180.

Diaz-Baéz, M; Espitia, S y Molina, F. (2002). "Digestión anaerobia una aproximación a la tecnología". Universidad nacional de Colombia. Instituto de Biotecnología. Unibiblos, Bogotá, Colombia.

Ferreira LA Rosa A.M., Moschem Tolfo A., Olinto Monteggia L., Nascimento de Almeida M.M., da Silva Ortolan M., Genro Bins M.J., de Almeida Bendati M.M. y

Raya Rodríguez M.T. (2000): Gestao de efluentes de serviços de saúde em Porto Alegre. Anais XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, Brasil.

Fountoulakis M.S., Stamatelatou K., Lyberatos G. (2008). The effect of pharmaceuticals on the kinetics of methanogenesis and acetogenesis. *Bioresource Technology* 99. pp.7083–7090.

Fountoulakis, M.S., Drakopoulou, S., Terzakis, S., Georgaki, E., Manios, T., (2008). Potential for methane production from typical mediterranean agroindustrial by products. *Biomass Bioenergy* Vol. 32: pp.155–161.

Glaze W., Kang J., & Chapin D. (1987). The chemistry of water-treatment process involving ozone, hydrogen-peroxide and ultraviolet radiation. *Ozone: science & engineering*, 9(4), pp.335-352.

Guyot J.P. (1992). Digestión anaeróbica, “Curso de Bioprosesos Anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales”, México, p.65.

Hernandez, L.L. (2010). “Desarrollo de una metodología para inmovilización de la biomasa en un reactor anaerobio de flujo ascendente: evaluación preliminar del desempeño”. Facultad de Ingeniería, Programa ingeniería civil, Universidad Militar Nueva Granada. Bogotá, Colombia.

Kumar, A. G., Kumarb, S. and Sabumon. (2007). Preliminary study of physico-chemical treatment options for hospital wastewater. *Journal of Environmental Management*, 83, pp. 298-306.

Lettinga, G., de Man, A., van der Last, A.R.M.; Wiegant, W.; van Knippenberg, K.; Frijns, J. and van Buuren, J.C.L. (1993). Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water. Science and. Technology.*, 27 (9), pp.67-73.

López A. Pic J. (2006). Desarrollo de un Proceso de Oxidación Avanzada Basado en Ozono para Degradar Compuestos Recalcitrantes en Agua. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ). Institute National de Sciences Appliquées de Toulouse (INSA). pp. 1-11.

Madigan, M. Mertinko, J. Y Parker, J. (1997). “Biology of Microorganisms”. Prentice Hall. New Jersey, USA.

Marco, A., Esplugas, S., Saum G. (1997). How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment. *Water science and technology*. Vol 35, N° 4, pp. 321-327.

Meraz, M, Monroy, Noyola LI. (1995). Studies on the dynamics of immobilization of anaerobic bacteria on plastic support. *Water. Science and. Technology* .32:243.

Mounteer, A Mokfienski, J., Amorim. F (2005). Remoção de Matéria Orgânica Recalcitrante de Efluentes de Celulose Kraft de Branqueamento por Ozonólise”. *O Papel*. Vol. 66. pp. 64-70.

Oller, I., Malato, S. and Sánchez-Pérez, J. (2011). Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination—a review. *Science of the Total Environment*, 409, pp. 4141-4166.

Ortega, R.A., G.A. Peterson, and D.G. Westfall. (2002). Residue accumulation and changes in soil organic matter as affected by cropping intensity in no-till dryland agroecosystems. *Agron. J.* 94:pp.944-954.

Teixeira,P Jardim, W. (2004). Processos Oxidativos Avançados Conceitos Teóricos. *Caderno Temático*. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. SP. pp.1-83.

Pruess A., Giroult E. Y Rushbrook P. (1998): Safe management of wastes from health-care activities. The World Health Organization (WHO). Washington DC.

Rezaee, A; Ansari, M.; Khavanin, A; Sabzali, A and Aryan, M.M. (2005). “Digestión Hospital wastewater treatment using an integrated anaerobic aerobic fixed film bioreactor”.

Rice, R.G., Bollyky, J. and Lacy, W.J. (1986). *Analytical aspects of ozone*. Lewis Publishers, Inc.

Rodríguez V. (2003). Procesos de potabilización del agua e influencia del tratamiento de ozonización. *Ediciones Díaz de Santos*. pp 39-40.

Schelinkhout, A. (1993). “UASB technology for sewage treatment: experience with a full scale plant and its applicability in Egypt”. *Water. Science and. Technology*., 27 (9), 173-180.

Shieh, B.W.K. Puhakka, J.A. Melin, E. Tuhkannen, T. (1990). Immobilized-cell degradation of chlorophenols. *J. Environ. Eng. ASCE*, 116 (4) pp. 683–697.

Speece, R.E. (1996). "Anaerobic biotechnology for industrial wastewater". Arche Press. Nashville, Tennessee.

Siahpush, A.R. Lin, J.E. Wang, H.Y. (1992). Effect of adsorbents on degradation of toxic organic compounds by coimmobilized systems. *Biotechnol. Bioeng*, 39. pp. 619–628.

Torres, P. Cajigas, A., Perez, A., Gonzalez, M., & Otero, A. (2005). Evaluación de diferentes alcalinizantes en el tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. Caso: agua residual del proceso de extracción de almidón de yuca. En VIII Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia, Uruguay, 571.

Valdes H, Zeron C. (2009). Influencia de la composición química superficial del carbón activado en la absorción de benzotiazoles. *Revista Chilena de ingeniería*. Vol. 18. 2010. pp. 38-43.

Vallejo A, (2011). "Reactor anaerobio de biomasa inmovilizada para tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante: concepción preliminar y evaluación del desempeño". Universidad Militar Nueva Granada. Bogotá, Colombia. Trabajo de investigación.

Van Haandel, A., Lettinga G. (1994). "Tratamiento Anaeróbico de Esgotos". Editora EPGRAF. Campina Grande, Brasil..

Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M. and Barceló, D. (2010). Hospital effluents as a source of emerging pollutants: an overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389, pp. 416-428.

Zaiat M. (2003). Desarrollo y análisis de biorreactores que contiene células inmovilizadas para tratamiento de aguas residuales. Universidad de San Pablo, Brasil.

Zaiat, M., Cabral, A., & Foreti, E. (1994). Reator Anaeróbico Horizontal de Leito Fixo para Tratamento de Águas Residuárias: Concepcao e Avaliacao Preliminar de Desempnho. *Revista Brasileira de engenharia* , pp.33-42.

ANEXOS

Fórmula para medición de caudal:

$$Q = \frac{V}{t}$$