

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE MATADEROS MUNICIPALES
MEDIANTE UN REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE CON
FRANJAS PARALELAS TEJIDAS DE POLIETILENO**

**EDIER YAMID GÓMEZ GÓMEZ
JULIO ANDRÉS OCHOA ALMARIO**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
POPAYÁN
2010**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE MATADEROS MUNICIPALES
MEDIANTE UN REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE CON
FRANJAS PARALELAS TEJIDAS DE POLIETILENO**

**EDIER YAMID GÓMEZ GÓMEZ
JULIO ANDRÉS OCHOA ALMARIO**

Trabajo de grado

**Director
JOHN CALDERÓN RAMÍREZ
Ingeniero Civil, M.Sc en Ingeniería Sanitaria.**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
POPAYÁN
2010**

Nota de aceptación

Director: Ing. John Calderón Ramírez

Jurado

Jurado

Popayán, Febrero de 2010.

DEDICATORIA

A Dios por brindarme la vida y el tiempo necesario para poder realizar una de mis metas más importantes.

Este trabajo se lo dedico a mi Mamá, por todo su amor, apoyo, cariño, comprensión, por haberme brindado las herramientas necesarias para poder llegar hasta donde hoy he llegado y sé que desde el cielo me seguirá guiando y apoyando para poder seguir cumpliendo mis objetivos y metas.

A mi Papá por su amor, compañía, por confiar en mí y brindarme su apoyo incondicional para poder superarme en la vida.

A mis hermanos: Berenice, John Ever y Angela, a mis sobrinos: Paula Andrea, Juan Sebastián y Juan David; gracias por estar siempre a mi lado, por todo su amor, cariño y ayuda.

A mis amigos del colegio, del barrio y de la universidad por estar siempre en los momentos más importantes, por brindarme su apoyo y sus buenos deseos.

JULIO ANDRÉS OCHOA ALMARIO

A Dios por darme la fuerza y sabiduría necesaria para llevar a cabo mis estudios, a mis padres Saúl y Rosa, hermano Fernando por su apoyo permanente e incondicional y ser mi fuente de inspiración; a mis familiares, amigos, docentes y demás personas que aportaron para la consecución de este importante logro en mi vida.

EDIER YAMID GÓMEZ GÓMEZ

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darnos sabiduría, disciplina y perseverancia para finalizar exitosamente nuestros estudios.

A nuestros padres, hermanos y familiares por sus esfuerzos, sacrificios y apoyo incondicional.

A nuestro director Ingeniero John Calderón Ramírez, por su asesoría y colaboración en el desarrollo de este trabajo.

Al Ingeniero Napoleón Zambrano por orientarnos y facilitarnos los medios necesarios para llevar a cabo la investigación.

Al Ingeniero Guillermo Chaux Figueroa por las recomendaciones y aportes realizados durante la ejecución del proyecto.

A la Sociedad de Agricultores y Ganaderos del Cauca (SAG) por autorizar el ingreso a las instalaciones del matadero de Popayán para la toma de las muestras.

Al señor Ricardo Viveros por su colaboración durante la realización de las pruebas de laboratorio.

A las demás personas que de alguna manera permitieron llevar a cabo de manera exitosa el trabajo de investigación.

CONTENIDO

| | Pág. |
|--|------|
| INTRODUCCIÓN | 17 |
| 1. ANTECEDENTES | 18 |
| 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 20 |
| 3. JUSTIFICACIÓN | 22 |
| 4. OBJETIVOS | 24 |
| 4.1. OBJETIVO GENERAL | 24 |
| 4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 24 |
| 5. MARCO TEÓRICO | 25 |
| 5.1. AGUAS RESIDUALES DE MATADEROS MUNICIPALES | 25 |
| 5.2. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE MATADERO | 25 |
| 5.3. REACTORES ANAEROBIOS | 27 |
| 5.3.1. Tratamiento anaerobio | 27 |

| | |
|--|----|
| 5.3.2. Procesos de conversión de la materia orgánica | 28 |
| 5.4. TIPO DE REACTORES EMPLEADOS | 30 |
| 5.4.1. Reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos (UASB) | 30 |
| 5.4.2. Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) | 31 |
| 5.5. MEDIO DE SOPORTE | 31 |
| 5.5.1. Aplicaciones de diferentes medios de soporte para el tratamiento de aguas residuales de mataderos | 32 |
| 6. METODOLOGÍA | 35 |
| 6.1 GENERALIDADES DEL ESTUDIO | 35 |
| 6.2 CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE | 35 |
| 6.3 CONSTRUCCIÓN DEL REACTOR | 36 |
| 6.3.1 Partes | 36 |
| 6.4 ARRANQUE DEL REACTOR | 37 |
| 6.5 PARÁMETROS MEDIDOS DURANTE EL FUNCIONAMIENTO DEL REACTOR | 38 |
| 6.6 PERIODO DE REALIZACIÓN DE LOS MUESTREOS | 39 |

| | |
|---|----|
| 6.7 CARACTERÍSTICAS DEL REACTOR | 39 |
| 7. ANÁLISIS Y RESULTADOS | 41 |
| 7.1 AFORO DE CAUDALES Y TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO | 41 |
| 7.2 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EVALUADOS EN EL REACTOR | 42 |
| 7.2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 42 |
| 7.2.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) | 48 |
| 7.2.3 Sólidos Suspendidos Totales (SST) | 53 |
| 7.2.4 Alcalinidad | 57 |
| 7.2.5 pH | 60 |
| 7.2.6 Temperatura | 64 |
| 7.3 EFICIENCIA DEL REACTOR PARA LOS DOS TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICO | 67 |
| 7.4 FRANJAS PARALELAS TEJIDAS DE POLIETILENO COMO MEDIO DE SOPORTE PARA UN REACTOR ANAEROBIO | 68 |
| 8. CONCLUSIONES | 71 |
| 9. RECOMENDACIONES | 73 |
| BIBLIOGRAFÍA | 75 |

LISTA DE TABLAS

| | Pág. |
|---|------|
| Tabla 1. Parámetros promedio de las características físico-químicas de las aguas residuales en las plantas de sacrificio del ganado | 25 |
| Tabla 2. Requisitos de medios de soporte en filtros anaerobios | 32 |
| Tabla 3. Parámetros analizados | 36 |
| Tabla 4. Frecuencia y puntos de muestreo de los parámetros físico-químicos para cada uno de los tiempos de retención hidráulicos | 38 |
| Tabla 5. Aforos realizados para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 41 |
| Tabla 6. Aforos realizados para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 41 |
| Tabla 7. Análisis estadístico de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 42 |
| Tabla 8. Análisis estadístico de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 45 |
| Tabla 9. Análisis estadístico de la DBO ₅ para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 48 |
| Tabla 10. Análisis estadístico de la DBO ₅ para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 50 |
| Tabla 11. Análisis estadístico de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 53 |
| Tabla 12. Análisis estadístico de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 55 |

| | |
|--|----|
| Tabla 13. Análisis estadístico de la alcalinidad para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 57 |
| Tabla 14. Análisis estadístico de la alcalinidad para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 59 |
| Tabla 15. Análisis estadístico del pH para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 60 |
| Tabla 16. Análisis estadístico del pH para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 62 |
| Tabla 17. Análisis estadístico de la temperatura para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 64 |
| Tabla 18. Análisis estadístico de la temperatura para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 65 |
| Tabla 19. Comparación de los valores promedio de afluente, efluente y porcentajes de remoción para los parámetros DQO, DBO y SST | 67 |

LISTA DE FIGURAS

| | Pág. |
|---|------|
| Figura 1. Puntos de muestreo en el reactor | 38 |
| Figura 2. Comportamiento y remoción de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 43 |
| Figura 3. Comportamiento y remoción de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 46 |
| Figura 4. Porcentajes de remoción promedio en DQO para TRH de 24 y 12 horas | 47 |
| Figura 5. Comportamiento y remoción de la DBO ₅ para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 49 |
| Figura 6. Comportamiento y remoción de la DBO ₅ para el TRH de 12 horas | 51 |
| Figura 7. Porcentajes de remoción promedio en DBO ₅ para TRH de 24 y 12 horas | 51 |
| Figura 8. Comportamiento y remoción de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas | 54 |
| Figura 9. Comportamiento y remoción de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas | 56 |
| Figura 10. Porcentajes de remoción promedio en SST para TRH de 24 y 12 horas | 56 |
| Figura 11. Comportamiento de la alcalinidad para el TRH de 24 horas | 58 |
| Figura 12. Comportamiento de la alcalinidad para el TRH de 12 horas | 60 |

| | |
|---|----|
| Figura 13. Comportamiento del pH para el TRH de 24 horas | 62 |
| Figura 14. Comportamiento del pH para el TRH de 12 horas | 63 |
| Figura 15. Comportamiento de la temperatura para el TRH de 24 horas | 65 |
| Figura 16. Comportamiento de la temperatura para el tiempo de retención de 12 horas | 66 |

LISTA DE ANEXOS

| | Pág. |
|---|------|
| ANEXO 1 | |
| Tabla A1. Valores de DQO para el TRH de 24 horas | 83 |
| Tabla A2. Valores de DQO para el TRH de 12 horas | 83 |
| Tabla A3. Valores de DBO ₅ para el TRH de 24 horas | 84 |
| Tabla A4. Valores de DBO ₅ para el TRH de 12 horas | 84 |
| Tabla A5. Valores de SST para el TRH de 24 horas | 85 |
| Tabla A6. Valores de SST para el TRH de 12 horas | 85 |
| Tabla A7. Valores de alcalinidad para el TRH de 24 horas | 86 |
| Tabla A8. Valores de alcalinidad para el TRH de 12 horas | 86 |
| Tabla A9. Valores de pH para el TRH de 24 horas | 87 |
| Tabla A10. Valores de pH para el TRH de 12 horas | 87 |
| Tabla A11. Valores de temperatura para el TRH de 24 horas | 88 |
| Tabla A12. Valores de temperatura para el TRH de 12 horas | 88 |
| Tabla A13. Relación DBO ₅ /DQO para el TRH de 24 horas | 89 |
| Tabla A14. Relación DBO ₅ /DQO para el TRH de 12 horas | 89 |

ANEXO 2

| | |
|---|----|
| Fotografía 1. Agua residual a la entrada y salida del reactor para el TRH de 24 horas | 90 |
| Fotografía 2. Agua residual a la entrada y salida del reactor para el TRH de 12 horas | 90 |
| Fotografía 3. Disposición de las franjas tejidas de polietileno antes de ser utilizadas como medio de soporte | 91 |
| Fotografía 4. Ubicación de las franjas tejidas de polietileno al interior del reactor | 91 |
| Fotografía 5. Reactor anaerobio de flujo ascendente | 92 |
| Fotografía 6. Apariencia de las franjas tejidas de polietileno antes y después de la permanencia en el interior del reactor | 93 |
| Fotografía 7. Adherencia de biopelícula en las paredes del reactor | 93 |
| Fotografía 8. Lodo generado en el reactor | 94 |
| Fotografía 9. Sólidos suspendidos totales retenidos en los filtros a la entrada y salida del reactor | 94 |
| Fotografía 10. Sitio de muestreo en la PTAR del matadero de Popayán | 95 |

ANEXO 3.

| | |
|--|----|
| 1. Prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) | 96 |
| 2. Prueba de Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 97 |
| 3. Prueba de Sólidos Suspendidos Totales (SST) | 98 |
| 4. Prueba de Alcalinidad Total | 98 |

| | |
|-------------------------------|----|
| 5. Prueba de pH y Temperatura | 99 |
|-------------------------------|----|

ANEXO 4.

| | |
|--|-----|
| Figura A1. Diagrama de cajas de DQO para 24 y 12 horas de TRH. | 100 |
| Figura A2. Diagrama de cajas de DBO para 24 y 12 horas de TRH. | 100 |
| Figura A3. Diagrama de cajas de SST para 24 y 12 horas de TRH. | 101 |
| Figura A4. Diagrama de cajas de Alcalinidad para 24 y 12 horas de TRH. | 101 |
| Figura A5. Diagrama de cajas de pH para 24 y 12 horas de TRH. | 102 |
| Figura A6. Diagrama de cajas de Temperatura para 24 y 12 horas de TRH. | 102 |

ANEXO 5.

| | |
|---|-----|
| Tabla B1. Prueba de Normalidad para los TRH de 12 y 24 horas. | 103 |
| Tabla B2. Comparación de los porcentajes de remoción en DQO, DBO y SST mediante la prueba t de Student para los TRH de 12 y 24 horas. | 103 |
| Tabla B3. Comparación de la temperatura mediante la prueba t de Student para los TRH de 12 y 24 horas. | 104 |
| Tabla B4. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y mitad del reactor con 12 horas de TRH. | 104 |
| Tabla B5. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y salida del reactor con 12 horas de TRH. | 105 |
| Tabla B6. Prueba t aplicada a la temperatura a la mitad y salida del reactor con 12 horas de TRH. | 105 |

| | |
|---|-----|
| Tabla B7. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y mitad del reactor con 24 horas de TRH. | 105 |
| Tabla B8. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y salida del reactor con 24 horas de TRH. | 106 |
| Tabla B9. Prueba t aplicada a la temperatura a la mitad y salida del reactor con 24 horas de TRH. | 106 |
| Tabla B10. Prueba t aplicada a la relación DBO_5/DQO para 24 y 12 horas de TRH. | 106 |
| ANEXO 6. | |
| Tabla C1. Cantidad de Bovinos y Porcinos sacrificados en los días de muestreo para 24 horas de TRH | 107 |
| Tabla C2. Cantidad de Bovinos y Porcinos sacrificados en los días de muestreo para 12 horas de TRH | 107 |

INTRODUCCIÓN

En Colombia, la mayoría de los mataderos no cuentan con sistemas de tratamiento de aguas residuales, siendo este uno de los requerimientos técnicos que exige la ley para su adecuada operación. Las aguas residuales de un matadero municipal son altamente contaminantes debido a la gran cantidad de carga orgánica que presentan, lo cual se manifiesta en una elevada demanda bioquímica de oxígeno (valores cercanos o superiores a 2574 mg/L); el vertimiento de éstas sin ningún tipo de control, provocan un alto impacto ambiental en cuerpos receptores de agua a causa de la reducción en la concentración de oxígeno disuelto (OD) en la fuente hídrica, provocando la muerte de especies acuáticas y generando problemas de eutrofización, pues se aportan concentraciones de 300 a 6000 mg/L de nitrógeno (Aqualimpia, 2007; citado por Rojas y Bolaños, 2008) y 29 mg/L aproximadamente de fósforo (Maldonado y Ramón, 2006). Además, otro medio susceptible de ser contaminado por este tipo de vertimientos es el suelo. En cuanto al ser humano, el contacto con este tipo de residuos líquidos puede generar problemas de salud, principalmente de tipo digestivo y gastrointestinal.

Para prevenir y mitigar los anteriores efectos sobre el ambiente, es necesario desarrollar alternativas económicas y técnicamente viables, como es la implementación de un reactor anaerobio de flujo ascendente con franjas paralelas tejidas de polietileno, las cuales son de bajo costo y fácil consecución en el mercado; además, a diferencia de sistemas que manejan como medio de soporte lecho rocoso para los microorganismos, posiblemente no dará lugar a problemas de obstrucción; asimismo, dicho reactor posibilitará la formación de biopelícula adherida y suspendida.

1. ANTECEDENTES

Existen diferentes estudios para el tratamiento de aguas residuales de mataderos municipales de tipo anaerobio, dentro de los cuales se encuentran:

Estudio de una planta de tratamiento de aguas residuales de frigorífico donde se procesan 650 bovinos por día. Se evalúa un sistema de tratamiento realizado con base en instalaciones existentes, sin introducir modificaciones significativas. Las instalaciones existentes permiten realizar tratamientos primarios (zarandas y flotación) y secundarios (reactor anaerobio y lagunas). Concluye que la presencia de sólidos suspendidos y grasas ocasiona problemas en los tratamientos biológicos (Martínez, *et al.*, 2005).

Tratamiento anaerobio de las aguas residuales del rastro Municipal mediante un reactor UASB-hibrido de 13.5 litros, empacado en la parte superior con un soporte de bauxita para la inmovilización de células. La adaptación del inóculo tuvo una duración de 10 días; después de la cual se procedió a la alimentación continua del reactor con cargas orgánicas inferiores a 1.0 g DQO/Ldía. La etapa de arranque se efectuó en un período de 30 días, durante los cuales, no hubo formación de espuma, acidificación ni flotación de lodo, que son características de un mal arranque (Rodríguez, Sosa, Garza, 2002).

Se construyó, operó y evaluó a escala de laboratorio un sistema de tratamiento en serie conformado por un Filtro Anaeróbico de Flujo Ascendente (FAFA) inoculado y un reactor secundario aeróbico de Discos Biológicos Rotatorios (Biodiscos), comprobándose que este sistema permite tratar aguas de matadero con buenas eficiencias en la remoción de materia orgánica (92 - 97% DBO₅ y 87.72 - 94.5 % DQO) con tiempo de retención hidráulico (TRH) entre 3.33 y 2.10 días, con cargas orgánicas volumétricas (COV) aplicadas sobre el FAFA entre 2.62 y 6.3 Kg. DQO

total/m³-d y entre 2.25 - 6.32 g DQO total/m²-día aplicadas sobre los Biodiscos, con TRH entre 1.33 y 2.11 días, obteniéndose eficiencias de remoción en coliformes del 78% para FAFA y 88.8 - 95% para Biodiscos (Maldonado y Ramón, 2006).

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los vertimientos producto del sacrificio del ganado son un factor a tener en cuenta debido al alto impacto que generan sobre el ambiente si no se les da un tratamiento adecuado, lo cual se evidencia en los elevados valores de compuestos orgánicos biodegradables, sólidos suspendidos totales, organismos patógenos, entre otros; que de verse directamente a las fuentes hídricas ocasionan la formación de depósitos de lodos y condiciones anaerobias, el agotamiento del oxígeno disuelto y desarrollo de condiciones sépticas, y la transmisión de enfermedades. La principal fuente de contaminación de las aguas residuales de los mataderos se originan de las heces y orina, sangre (su recuperación disminuye entre un 35 a 45% la carga contaminante total de los vertimientos), pelusa, lavazas y residuos de la carne y grasas de las canales, los suelos, los utensilios, alimentos no digeridos por los intestinos, las tripas de los animales sacrificados y de vapor condensado procedente del tratamiento de los despojos (Muñoz, 2005).

En Colombia la mayoría de mataderos no cuentan con el aval para funcionar, existen 1.627 plantas oficialmente. De estas, 1.254 se dedican a las labores de beneficio (mataderos), 285 al desposte de bovinos, bufalinos y porcinos y 88 trabajan en el desprese de aves (Noticias financieras, 2008). En el ámbito nacional, de los mataderos que se encuentran en operación, sólo el 1% cumple con los requisitos sanitarios y ambientales para su funcionamiento, el 2% con facilidad lograría los estándares requeridos, y por el contrario, la gran mayoría representados en el 97% requeriría grandes inversiones para alcanzar los estándares siendo las causas principales de ello los altos costos de construcción, operación y mantenimiento, entre otros factores (Procuraduría delegada para asuntos ambientales y agrarios, 2007).

Según el decreto 1036 de 1991(artículo 29), los mataderos de animales para consumo humano, distintos a los de aves, por razón de su capacidad de sacrificio y disponibilidades técnicas y de dotación, se clasifican de la siguiente manera:

Clase I, clase II, clase III, clase IV y mínimos.

En los mataderos de clase III, IV y mínimos; el tratamiento de aguas residuales es deficiente, tan sólo el 1% de los 1.311 establecimientos de estas categorías posee plantas de tratamiento. De tal manera que el 47% de las plantas drenan los residuos líquidos directamente a cuerpos de agua, un 28% a alcantarillados, un 18% se depositan en campo abierto, 5% a un tanque séptico y un 1% a lagunas de oxidación (INVIMA 1998, citado por Agrocadenas, 2005). Si bien estas estadísticas datan de aproximadamente una década, las características de estas plantas no han presentado mayores cambios. De hecho, un muestreo que comenzó el INVIMA a principios del año 2005, ha encontrado que de 298 unidades analizadas, tan sólo el 5% (15 plantas) han obtenido calificación favorable, mientras un 45,6% de las plantas han obtenido una calificación desfavorable. Al mismo tiempo, 126 establecimientos han conseguido una calificación condicionada, lo que significa que están en vigilancia por parte de esta institución y de Entidades Territoriales de Salud, para que se hagan efectivos los cambios identificados en las visitas realizadas (Agrocadenas, 2005).

3. JUSTIFICACIÓN

El reactor anaerobio utilizado en la investigación, presenta diferencias en su interior referente a los tradicionales empleados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de mataderos, debido a que se utilizaron franjas tejidas de polietileno, el cual es un material nuevo como medio de soporte, lo que evita la obstrucción por parte de los microorganismos y el lodo generado. Una ventaja del sistema radica en la formación de película suspendida y adherida, dado que es un reactor intermedio entre uno de flujo ascendente con manto de lodos (UASB-Up flow Anaerobic Sludge Blanket) y un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA).

Como se mencionó en el planteamiento del problema, son muchas las plantas de beneficio a nivel del país que incumplen las normas exigidas por el Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos (INVIMA), entre ellas un adecuado tratamiento de los residuos líquidos, por tanto se hace necesario estudiar alternativas que permitan mejorar o disminuir el impacto causado sobre el ambiente y la salud humana producto de esta actividad.

Uno de los inconvenientes que se tienen para la construcción de un sistema de tratamiento en mataderos municipales es el elevado costo del medio de soporte, lo cual se reduciría con la implementación del nuevo reactor con franjas tejidas, pues el polietileno, en el mercado tiene un costo de 850 pesos el metro cuadrado. Los tratamientos biológicos de tipo anaerobio tienen notorias ventajas tanto en las eficiencias de remoción de la DBO como en costos operativos con respecto a los tratamientos aerobios (requieren una constante aireación); los primeros, a la vez producen una menor cantidad de lodos, que además están estabilizados, y permiten la obtención de biogás que puede ser reutilizado en el propio matadero.

Los procesos anaerobios son muy empleados ya que la propia naturaleza del agua residual favorece esta actividad biológica. Para un buen desarrollo del tratamiento es necesaria una temperatura elevada de salida del efluente (30-35°C) y una alta concentración de DBO y sólidos en suspensión, características típicas de un agua residual de matadero (Molinet y Pigem, 2004).

4. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

- Determinar el comportamiento de un reactor anaerobio de flujo ascendente con franjas paralelas tejidas de polietileno como medio de soporte para tratar aguas residuales de mataderos municipales previamente homogeneizadas.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar la calidad del efluente del matadero proveniente del homogeneizador mediante la determinación de parámetros como la DBO, DQO, sólidos suspendidos, pH, alcalinidad y temperatura.
- Establecer la eficiencia de remoción del reactor a diferentes tiempos de retención hidráulica (12 y 24 horas).
- Verificar la viabilidad de utilizar polietileno como medio de soporte para un reactor anaerobio.

5. MARCO TEÓRICO

5.1 AGUAS RESIDUALES DE MATADEROS MUNICIPALES

A continuación se muestran algunos valores que reflejan la calidad de las aguas de los efluentes de los mataderos municipales; sin embargo, se debe mencionar que estos parámetros pueden cambiar de un lugar a otro, día a día e incluso hora a hora.

Tabla 1. Parámetros promedio de las características físico-químicas de las aguas residuales en las plantas de sacrificio del ganado.

| PARÁMETRO | VALOR |
|---|---------------|
| 1. Temperatura °C | 20.0 |
| 2. pH | 6.0 – 8.0 |
| 3. Alcalinidad total en mg CaCO ₃ /L | 240.0 |
| 4. Acidez total en mg CaCO ₃ /L | 30.0 |
| 5. Sólidos sedimentables mg/L | 38.0 – 40.0 |
| 6. Sólidos no sedimentables mg/L | 376.0 |
| 7. Sólidos suspendidos mg/L | 570.0 |
| 8. Sólidos volátiles mg/L | 3066.0 |
| 9. Sólidos fijos totales mg/L | < 516 |
| 10. Conductividad µs/cm | 650.0 |
| 11. Oxígeno disuelto mg/L | 3.1 |
| 12. DQO, mg/L | 3.400 – 7.000 |
| 13. DBO ₅ , mg/L (5 d / 20 °C) | 1.800 - 4000 |
| 14. Fosfatos mg/L | 40.0 |
| 15. N amoniacal mg /L | 8.8 |
| 16. N orgánico mg/L | 23.8 |
| 17. N Nitritos, mg /L | 0.02 |
| 18. Grasas y aceites mg /L | 1200 - 2000 |

Fuente: URIBE, 2000.

5.2 TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE MATADERO

Existen diversas opciones para el tratamiento de aguas residuales de mataderos municipales de tipo fisicoquímico y biológico; sin embargo, inconvenientes

económicos y técnicos han frenado su aplicación masiva. El tratamiento fisicoquímico comprende básicamente un proceso de coagulación-floculación utilizando sales de Fe y Al. Investigadores han efectuado pruebas de tratabilidad fisicoquímica a aguas residuales de plantas de beneficio animal mediante la aplicación de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, encontrando eficiencias de remoción de DQO del 87% al utilizar una dosis de $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ a un $\text{pH}=5$ (Aguilar *et al.*, 2005; citados por López *et al.*, 2008).

Por otro lado, los procesos biológicos anaerobios y aerobios son otra opción para el tratamiento de aguas residuales de matadero. Sin embargo, dado el alto contenido de materia orgánica biodegradable presente en el agua residual de matadero, los procesos anaeróbicos suelen ser técnica y económicamente más factibles para el tratamiento de estos efluentes (Lettinga *et al.*, 1987).

Se investigó sobre el reactor de lecho de lodos granulares expandido (EGSB-Expanded Granular Sludge Bed), reactores para el tratamiento de aguas residuales del matadero con arreglo a las condiciones mesófilas (35°C). El reactor EGSB fue operado con velocidades superficiales que van entre 4 y 10 m/h con el reciclado de efluentes. El uso de estas velocidades permitió la completa expansión de los lodos, asegurando una buena transferencia de masa del líquido a los gránulos del lodo, mientras que el rendimiento del sistema no se vio alterado por los altos niveles de sólidos en suspensión (Núñez and Martínez, 1999).

Aparte de los anteriores métodos mencionados para el tratamiento de aguas residuales procedentes de plantas para el beneficio de ganado, se tienen otros trabajos realizados, los cuales se encuentran descritos en la introducción y en el apartado de medios de soporte de este capítulo.

5.3 REACTORES ANAEROBIOS

En esta parte se explicará el tratamiento anaerobio y los procesos de conversión de la materia orgánica.

5.3.1. Tratamiento anaerobio Es el proceso de degradación de la materia orgánica por la acción coordinada de microorganismos, en ausencia de oxígeno u otros oxidantes fuertes (SO_4^{-2} , etc.). Como subproducto de ella se obtiene un gas, denominado usualmente biogás, cuya composición básica es metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) en un 95%, pero con la presencia adicional de nitrógeno, hidrógeno, amoníaco y sulfuro de hidrógeno, usualmente en proporciones inferiores al 1% (RAS, 2000).

El reactor a evaluar funcionará mediante un proceso híbrido, ya que implica procesos combinados de crecimiento en suspensión y de película adherida (Crites and Tchobanoglous, 2001).

Crecimiento en suspensión. Procesos de tratamiento biológico en los cuales los microorganismos responsables de la conversión de la materia orgánica o de otros constituyentes de las aguas residuales en gases y tejido celular se mantienen suspendidos dentro del líquido. Los principales procesos de crecimiento en suspensión son los de digestión anaerobia y de contacto anaerobio.

Digestión anaerobia. La materia orgánica presente en las mezclas de lodos biológicos y sedimentadores primarios se convierte biológicamente, bajo condiciones anaerobias, en una variedad de productos finales dentro de los que se incluyen el metano y dióxido de carbono.

Contacto anaerobio. Los desechos sin tratar se mezclan con los sólidos del lodo recirculado y luego se digieren dentro de un reactor de mezcla completa sellado.

Después de la digestión la mezcla se separa en un clarificador o en una unidad de flotación al vacío y el sobrenadante se descarga como efluente.

Crecimiento adherido. También llamados procesos de película fija. Son procesos de tratamiento biológico en los cuales los microorganismos responsables de la conversión de la materia orgánica o de otros constituyentes de las aguas residuales en gases y tejido celular, se encuentran adheridos a un medio inerte como rocas, desechos o cerámica especialmente diseñada y materiales plásticos.

El proceso de tratamiento de película bacteriana adherida más común es el proceso de filtro anaerobio y flujo ascendente usado para el tratamiento de vertimientos orgánicos carbonáceos. El filtro anaerobio es una columna llena con varios tipos de medios sólidos que se usan para que se adhieran las bacterias. El agua residual fluye hacia arriba a través de la columna, entra en contacto con el medio, sobre el cual crecen y se retienen las bacterias anaerobias.

5.3.2. Procesos de conversión de la materia orgánica Todos estos procesos pueden ser agrupados en cuatro fases, que se producen simultáneamente durante la degradación anaerobia del material orgánico, que son: *hidrólisis*, *acidogénesis*, *acetogénesis* y *metanogénesis* (Arratia, 2003).

Hidrólisis. En esta fase el material orgánico complejo insoluble es convertido mediante enzimas extracelulares, a otro de estructura menor y soluble (azúcar, aminoácidos, ácidos grasos). Las enzimas son excretadas por bacterias fermentativas. La hidrólisis del material orgánico es más bien un proceso lento. La tasa de hidrólisis es afectada por el pH, el tamaño de las partículas del sustrato y la disponibilidad del sustrato. Las grasas son degradadas en forma muy lenta.

Acidificación. En la cual, los compuestos solubles son convertidos a compuestos de estructura química más simple por bacterias fermentativas productoras de ácidos. Los principales productos resultantes y excretados son por ejemplo, ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico, metanol, CO₂, H₂, NH₃, H₂S, así como biomasa nueva. El grupo de bacterias es bastante variado, siendo la mayoría estrictamente anaerobias, pero algunas son facultativas. Los productos finales de esta fase sufren variaciones, dependiendo del substrato, de la naturaleza de población bacteriana, y de factores ambientales como la concentración de H⁺. La fermentación acidogénica es producida por un grupo diverso de bacterias, en su mayoría anaerobias obligadas llamadas bacterias *acidogénicas*. La presencia de especies facultativas que puedan oxidar la materia orgánica es importante en los procesos anaerobios de tratamiento de aguas, porque así el oxígeno disuelto (OD) presente, que podría ser tóxico para el resto de las bacterias, puede ser removido por la acidogénesis.

Acetogénesis. Los compuestos de la fase de acidificación son utilizados por las bacterias acetogénicas que convierten la mayoría de los productos de la acidogénesis en ácido acético (CH₃COOH), hidrógeno (H₂) y CO₂, estos son los sustratos para la producción del metano. Aproximadamente el 70% de la DQO inicial es convertida en ácido acético, y la producción de hidrógeno y de dióxido de carbono dependerá de cuan oxidada sea la materia orgánica.

Metanogénesis. En esta fase que es el final de la descomposición anaerobia, el ácido acético, H₂, CO₂, ácido fórmico y metanol se convierten a metano y CO₂, así como nueva biomasa. Aunque esto es conocido hace ya algún tiempo, fue hasta 1979 que se aclaró que la bacteria metanogénica podría crecer con acetato como substrato. Antes de ese tiempo, se sostenía que era imposible, ya que la conversión de acetato a metano no rendiría energía suficiente para producir ATP (Adenosín trifosfato); proceso importante en la fisiología de la célula. Esta es la principal razón por la que los sistemas de tratamiento anaerobio requieren un

tiempo de retención de biomasa alta; las bacterias más importantes, que desarrollan la hidrólisis y metanogénesis del acetato, crecen muy lentamente. La mayor parte del resto del metano es derivado del H₂ y CO₂. Esto significa el 20–30% del metano. Las bacterias que desarrollan esta reacción generalmente tienen una más alta tasa de crecimiento que aquellas utilizando acetato. En esta etapa, el gas metano es producido a partir del ácido acético o por reducción de dióxido de carbono con la utilización de hidrógeno, por bacterias *Metanogénicas Acetotróficas* e *Hidrogenofilicas*, respectivamente. Pequeñas cantidades de metano pueden ser producidas también a partir del ácido fórmico y metanol.

5.4 TIPO DE REACTORES EMPLEADOS

Para cumplir los objetivos de este trabajo, se empleará una instalación a escala piloto constituida por un reactor intermedio entre un reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos (UASB-Up flow Anaerobic Sludge Blanket) y un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA).

5.4.1. Reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos (UASB)

Fue desarrollado por Lettinga et al (1974). El líquido que va a ser tratado se introduce en la parte inferior del reactor, desde donde fluye hacia arriba a través del manto de lodos compuesto de partículas o gránulos biológicos densamente formados. Los gránulos de lodo varían de tamaño, desde 1/16 hasta 1/4 de pulgada. En algunos casos, el manto de lodos es floculante. Los gases que se producen bajo condiciones anaerobias (en especial metano y dióxido de carbono) sirven para mezclar los contenidos del reactor a medida que ascienden hacia la superficie. El gas que asciende ayuda a formar y a mantener los gránulos (Crites and Tchobanoglous, 2001).

Los reactores (UASB) han sido ampliamente usados para el tratamiento de aguas residuales de baja y alta carga orgánica, de naturaleza soluble y compleja. La

operación de éstos se basa en la actividad autorregulada de diferentes grupos de bacterias que degradan la materia orgánica y se desarrollan de manera continua, formando un lodo biológicamente activo dentro del reactor, siempre y cuando en el interior se tenga un buen contacto con el agua residual y un tiempo de permanencia suficiente para alcanzar una alta eficiencia en la remoción de material orgánico biodegradable (Arroyave, González y Gallego, 2005).

5.4.2. Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) Es usado para el tratamiento de los desechos orgánicos carbonáceos. El filtro anaerobio es una columna llena con varios tipos de medios sólidos que se usan para que se adhieran las bacterias. El desecho fluye hacia arriba a través de una columna, entra en contacto con el medio, sobre el cual crecen y se retienen las bacterias anaerobias. Dado que las bacterias se retienen sobre el medio y no se lavan con el efluente, se pueden obtener tiempos de retención celular (θ_c) del orden de 100 días (Crites and Tchobanoglous, 2001).

El material de soporte debe ser barato, mecánicamente resistente, biológicamente inerte, tener una relación área/volumen elevada, una buena porosidad, entre otros (Pereira *et al.*, 2001).

5.5 MEDIO DE SOPORTE

El uso de medio de soporte en los reactores biológicos permite la retención de sólidos al interior del mismo, a través de la biopelícula formada en su superficie y, principalmente, en los intersticios del lecho. Las principales finalidades del medio de soporte, son:

- Mejorar el contacto entre el sustrato y los sólidos biológicos contenidos en el reactor.
- Facilitar un flujo uniforme en el reactor.

- Permitir la acumulación de gran cantidad de biomasa.
- Actuar como una barrera física, evitando que los sólidos sean arrastrados por fuera del sistema de tratamiento.
- Actuar como un dispositivo para separar los sólidos de los gases.

(Rodríguez, Torres, Uribe, 2003)

Tabla 2. Requisitos de medios de soporte en filtros anaerobios

| Requisito | Objetivo |
|---|---|
| Ser estructuralmente resistente | Soportar el propio peso, adicionado al peso de los sólidos biológicos adheridos a su superficie. |
| Ser biológica y químicamente inerte. | Evitar reacción entre el lecho y los microorganismos. |
| Ser suficientemente liviano. | Evitar la necesidad de estructuras complejas, así como permitir la construcción de filtros más altos para reducir áreas de tratamiento. |
| Poseer superficie específica y porosidad elevadas. | Permitir la adherencia de microorganismos y reducir la posibilidad de colmatación. |
| Permitir la rápida proliferación de Microorganismos | Disminuir el tiempo de arranque del reactor. |
| No presentar superficie lisa | Garantizar una porosidad elevada. |
| Precio reducido | Viabilizar económicamente el proceso. |

Fuente: Pinto y Chernicharo, 1996; citados por Rodríguez, Torres y Uribe, 2003

5.5.1. Aplicaciones de diferentes medios de soporte para el tratamiento de aguas residuales de mataderos

- En un trabajo se empleó un Filtro Anaerobio de flujo ascendente (FAFA), el cual empleó como medio de soporte para la biopelícula Tezontle (piedra volcánica porosa, muy ligera, de color rojo oscuro), esta presentó un tamaño de partícula de 1" y una porosidad intersticial $\epsilon=0,64$ (López *et al.*, 2008).

- En un sistema de tratamiento en serie conformado por un Filtro Anaeróbico de Flujo Ascendente inoculado y un reactor secundario aeróbico de Discos Biológicos

Rotatorios (Biodiscos), se utilizó ladrillo triturado de arcilla cocida como medio de soporte, seleccionado teniendo en cuenta la porosidad, el diámetro de los orificios del disco de soporte y la disposición de vacíos del medio de soporte, para evitar al máximo la obstrucción del filtro, con un tamaño entre 1/4-1/2", siendo su alta rugosidad la característica más importante para facilitar la adherencia de la biopelícula (Maldonado y Jacipt, 2006).

- Se utilizó un reactor tipo UASB-híbrido (combina características del sistema de lecho suspendido y del filtro anaerobio de flujo ascendente). Se adaptó una plataforma a una altura de 1.5 m para colocar el material de bauxita (óxido de aluminio, con una dureza que varía entre 1 y 3, y una densidad relativa entre 2 y 2,55), soporte utilizado para la inmovilización de las células (Rodríguez, Sosa y Garza, 2002).
- Otros medios de soporte empleados para el tratamiento de aguas residuales en general, son: piedra, placas de acrílico, anillos de guadua, cascara de coco, rosetas de plástico, entre otros.

El material utilizado como medio de soporte en la presente investigación es polietileno, el reactor tendrá 6 franjas tejidas de 1.8 metros de longitud y 0.058 metros de ancho. Los requisitos citados en la Tabla 2, no son cumplidos en su totalidad por los medios de soporte empleados en estudios anteriores, por ejemplo la piedra no es lo suficientemente liviana, lo cual implica la necesidad de estructuras complejas, además los costos del metro cúbico son relativamente elevados. Con respecto a los anillos de guadua y cáscara de coco, aunque son comparativamente menos costosos que el material anterior poseen el problema de no ser química y biológicamente inertes. También se ha utilizado como medio de soporte placas paralelas en acrílico, el cual fue estructuralmente resistente para soportar su propio peso y el adicionado por los sólidos biológicos adheridos a la superficie y fue suficientemente liviano, lo cual favoreció la construcción de la

estructura (Calvache y Cárdenas, 2007). Cabe mencionar que el costo del acrílico no es bajo.

El polietileno, comparado con los medios de soporte ya mencionados, en cuanto a costos ofrece ventajas, ya que como se mencionó en la justificación el valor unitario es bajo. Además cumple con los otros requisitos establecidos en la Tabla 2.

Entre las características que lo hacen adecuado para este tipo de función, se tiene: es químicamente estable e inerte, en ausencia completa de oxígeno es estable hasta 290 °C, resistente al impacto, al desgaste, a los rayos UV y al desgaste causado por el clima (textos científicos, 2005).

6. METODOLOGÍA

6.1 GENERALIDADES DEL ESTUDIO

El presente estudio se realizó en el laboratorio de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad del Cauca, sitio en el cual se ubicó el reactor anaerobio de flujo ascendente (Ver Anexo 2, Fotografía 5), dicho lugar cuenta con una temperatura ambiente aproximadamente de 20 °C.

La investigación se llevó a cabo entre el mes de febrero y septiembre del 2009, este periodo comprendió la construcción, el arranque del reactor y la realización de los muestreos para los dos tiempos de retención hidráulicos.

6.2 CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE

Se trabajó con agua residual de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) del matadero municipal de Popayán; la muestra antes de ser tomada para la presente investigación, recibe en este lugar un tratamiento primario (criba, trampa para grasas y tanques de homogeneización). El punto de muestreo en la PTAR se ubica después del segundo tanque homogeneizador (Ver anexo 2, Fotografía 10). El tipo de muestreo fue puntual y la frecuencia de dos veces por semana (lunes y miércoles) con un volumen suficiente para alimentar el reactor, es decir, aproximadamente 6,5 litros. El reactor se alimentó de forma continua con la muestra recolectada en los días mencionados, esta se suministraba parcialmente manteniendo una parte refrigerada, para garantizar en lo posible las mismas condiciones del agua residual proveniente del homogeneizador.

Para el análisis de cada parámetro se siguieron las metodologías recomendadas por el Standard Methods for the examination of Water and wastewater.

Tabla 3. Parámetros analizados

| Parámetro | Método Estándar (Nº) |
|------------------|----------------------|
| DBO ₅ | 5210 B |
| DQO | 5220 D |
| pH | 4500-H+B |
| T | 2550 |
| Alcalinidad | 2320 B |
| SS | 2540 D |

Fuente: Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th Edition, 1998.

6.3 CONSTRUCCIÓN DEL REACTOR

6.3.1 Partes

- **Tubo de PVC de sección cuadrada.** Constituye el cuerpo del reactor, el cual tiene 2.10 metros de largo y una base cuadrada de 0.061x0.061 m. En su interior se ubicaron las 6 franjas tejidas de forma paralela a una distancia de 0.9 centímetros entre las franjas. Para conseguir que el flujo ascendente se distribuya uniformemente se ubicaron verticalmente y formando un ángulo de 90° con la horizontal.
- **Franjas tejidas.** Las franjas paralelas tejidas de polietileno sirven como superficie de adherencia para los microorganismos encargados de remover los contaminantes, estas tienen una dimensión de 1.8 metros de longitud y 0.058 metros de ancho. Se ubicaron verticalmente al interior del reactor y con una separación de 0.9 cm.
- **Bomba peristáltica.** Maneja caudales dentro del rango de 1L/día a 20 L/día, la cantidad a bombear se encontró en este intervalo y se reguló mediante los tiempos de encendido y apagado que posee el equipo, para garantizar los tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 12 y 24 horas.

- **Manguera** Para el ingreso del fluido, su evacuación y puntos de muestreo, se adoptaron mangueras de acuerdo con las necesidades de longitud y con un diámetro de 0.5 cm.

6.4 ARRANQUE DEL REACTOR

El arranque de un reactor anaerobio es el periodo de tiempo durante el cual la biomasa anaerobia se adapta en cantidad y calidad a las características del agua residual. La duración de la etapa de arranque dependerá del tiempo que se requiera para obtener una calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente, que no varíe cualitativamente con el tiempo (Rodríguez, 2003).

Inicialmente se tomó agua del río Molino, la cual se sedimentó y sirvió como solvente para el rumen de ganado, el cual es un buen inóculo debido a la gran cantidad de bacterias metanogénicas que presenta. Para evitar problemas de obstrucción se realizó un proceso de filtrado de este material. Una vez obtenida la mezcla se procedió a llenar en su totalidad el reactor. Puesto que en el matadero municipal se tiene un proceso biológico de tratamiento, también se tomaron aguas del efluente del FAFA, en este periodo de arranque, ya que dichos microorganismos son aptos para la descontaminación de este tipo de aguas residuales; los caudales manejados fueron pequeños y se controlaron con los tiempos de encendido y apagado de la bomba peristáltica.

El periodo de arranque fue aproximadamente de 90 días; sin embargo, el parámetro que permite definirlo, estuvo determinado por la calidad constante del efluente, establecido mediante la medición de parámetros físico-químicos como DQO y pH. El alimento para el desarrollo de la biota microbiana fue mediante el suministro del agua a tratar, es decir, la proveniente de la salida de los homogeneizadores.

6.5 PARÁMETROS MEDIDOS DURANTE EL FUNCIONAMIENTO DEL REACTOR

Las variables medidas, para la determinación de los diferentes parámetros físico-químicos, se encuentran en la Tabla 4.

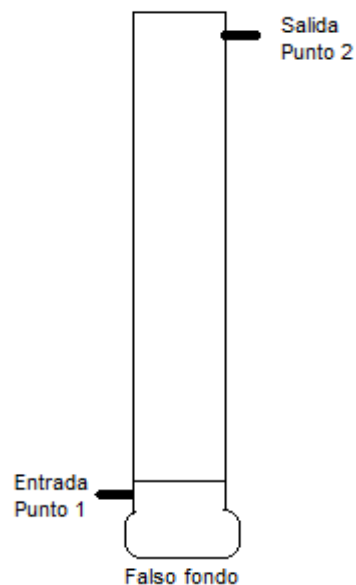
Tabla 4. Frecuencia y puntos de muestreo de los parámetros físico-químicos para cada uno de los tiempos de retención hidráulicos.

| Parámetro | Frecuencia por semana (miércoles y viernes) | Total pruebas para cada TRH |
|------------------|---|-----------------------------|
| DBO ₅ | 2 | 12 |
| DQO | 2 | 12 |
| pH | 2 | 12 |
| T | 2 | 12 |
| Alcalinidad | 2 | 12 |
| SST | 2 | 12 |

Fuente: Elaboración propia, 2009.

Los puntos de muestreo para los diferentes parámetros encontrados en la tabla anterior se ubicaron a la entrada (punto 1) y salida del reactor (punto 2).

Figura 1. Puntos de muestreo en el reactor.



6.6 PERIODO DE REALIZACIÓN DE LOS MUESTREOS

Una vez culminado el periodo de arranque se empezó a evaluar los parámetros fisicoquímicos para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas del 1 de Julio al 7 de Agosto del 2009 con una periodicidad de dos muestreos por semana. Antes de iniciar el segundo periodo de muestreo se adaptó el reactor al nuevo tiempo de retención hidráulico (12 horas) por un lapso de una semana, luego se inició la realización de las pruebas desde el 19 de Agosto al 25 de septiembre del 2009, con la misma regularidad que para el primer TRH.

6.7 CARACTERÍSTICAS DEL REACTOR

Cálculo del volumen vacío del FAFA

Volumen = Volumen del filtro – Volumen ocupado por las placas

$$= (\text{Largo} * \text{Ancho} * \text{Altura}) - (\text{Altura} * \text{Número de placas} * \text{Ancho de placas} * \text{Grosor de las placas})$$

$$= (6,1 \text{ cm} * 6,1 \text{ cm} * 180 \text{ cm}) - (180 \text{ cm} * 6 * 5,8 \text{ cm} * 0,03 \text{ cm})$$

$$= 6509,88 \text{ cm}^3$$

$$= 6,50988 \text{ litros}$$

Cálculo del área de las placas

Área = (Número de placas * Ancho de placas * Altura del reactor)*2 + (Lados de la tubería * Ancho del reactor * Altura del reactor)

$$= (6 * 5,8 \text{ cm} * 180 \text{ cm}) * 2 + (4 * 6,1 \text{ cm} * 180 \text{ cm})$$

$$= 16920 \text{ cm}^2$$

$$= 1,692 \text{ m}^2$$

Cálculo del área específica de las placas

$$\begin{aligned}\text{Área específica} &= \text{Área de las placas} / \text{Volumen vacío del reactor} \\ &= 1.692 \text{ m}^2 / 0.00650988 \text{ m}^3 \\ &= 259.91 \text{ m}^2/\text{m}^3 \quad (\text{Área específica calculada utilizando el} \\ &\quad \text{volumen vacío del reactor})\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Área específica} &= \text{Área de las placas} / \text{Volumen neto del reactor} \\ &= 1.692 \text{ m}^2 / 0.0066978 \text{ m}^3 \\ &= 252 \text{ m}^2/\text{m}^3 \quad (\text{Área específica calculada utilizando el volumen} \\ &\quad \text{neto del reactor})\end{aligned}$$

Cálculo de la porosidad del reactor

$$\begin{aligned}\text{Porosidad} &= \text{Volumen vacío del reactor} / \text{Volumen neto del reactor} \\ &= (0.00650988 \text{ m}^3 / 0.0066978 \text{ m}^3) \\ &= 0.9719 = 97.19\%\end{aligned}$$

Cálculo de la velocidad ascensional

$$\text{Caudal} = \text{Área} * \text{Velocidad}$$

$$\text{Área} = (6.1 * 6.1) - (5.8 * 0.03 * 6) = 36.166 \text{ cm}^2$$

$$\text{Velocidad} = Q / A$$

- TRH= 24 horas

$$\text{Velocidad Ascensional} = (276.67 \text{ cm}^3 / \text{h}) / 36.166 \text{ cm}^2 = 7.65 \text{ cm/h}$$

- TRH= 12 horas

$$\text{Velocidad Ascensional} = (532 \text{ cm}^3 / \text{h}) / 36.166 \text{ cm}^2 = 14.71 \text{ cm/h}$$

7. ANÁLISIS Y RESULTADOS

7.1 AFORO DE CAUDALES Y TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO

Tabla 5. Aforos realizados para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.

| Aforo (Semanas) | Caudal (mL/h) | TRH(Horas) |
|-----------------|---------------|--------------|
| 1 | 276 | 23,59 |
| 2 | 260 | 25,04 |
| 3 | 276 | 23,59 |
| 4 | 280 | 23,25 |
| 5 | 280 | 23,25 |
| 6 | 288 | 22,60 |
| Promedio | 276,67 | 23,55 |

Tabla 6. Aforos realizados para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.

| Aforo (Semanas) | Caudal (mL/h) | TRH(Horas) |
|-----------------|---------------|--------------|
| 1 | 520 | 12,52 |
| 2 | 512 | 12,71 |
| 3 | 524 | 12,42 |
| 4 | 552 | 11,79 |
| 5 | 536 | 12,15 |
| 6 | 548 | 11,88 |
| Promedio | 532 | 12,25 |

Con el fin de garantizar los tiempos de retención hidráulicos de 12 y 24 horas, se realizaron 3 aforos semanales cuyo promedio se registran en las tablas 5 y 6. El método empleado fue el volumétrico, debido a la facilidad de aplicación del mismo y a que este permite la medición de caudales pequeños.

A partir de la ecuación $TRH=V/Q$, con los aforos realizados del caudal y el volumen del reactor, se obtuvieron los tiempos de retención, que se muestran en

las tablas 5 y 6. En promedio para el primer periodo de muestreo se trabajó con 23,55 horas de tiempo de retención, el cual estuvo muy cercano a 24 horas. De manera similar en el segundo periodo de muestreo (TRH=12 horas) se garantizó un tiempo muy próximo cuyo valor fue de 12.25 horas en promedio.

7.2 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EVALUADOS EN EL REACTOR

Con el programa estadístico SPSS 17.0 se realizó la validación estadística de los datos de los parámetros fisicoquímicos evaluados, aplicando para ello diagramas de cajas, los cuales permitieron comprobar que no se presentaron valores atípicos y extremos ya que ninguno de los mismos se sale de los límites que el método establece para que se consideren confiables (Ver Anexo 4). Los resultados que se muestran en las Tablas 7 a 18 para el análisis estadístico, también se obtuvieron mediante la aplicación del programa SPSS.

7.2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

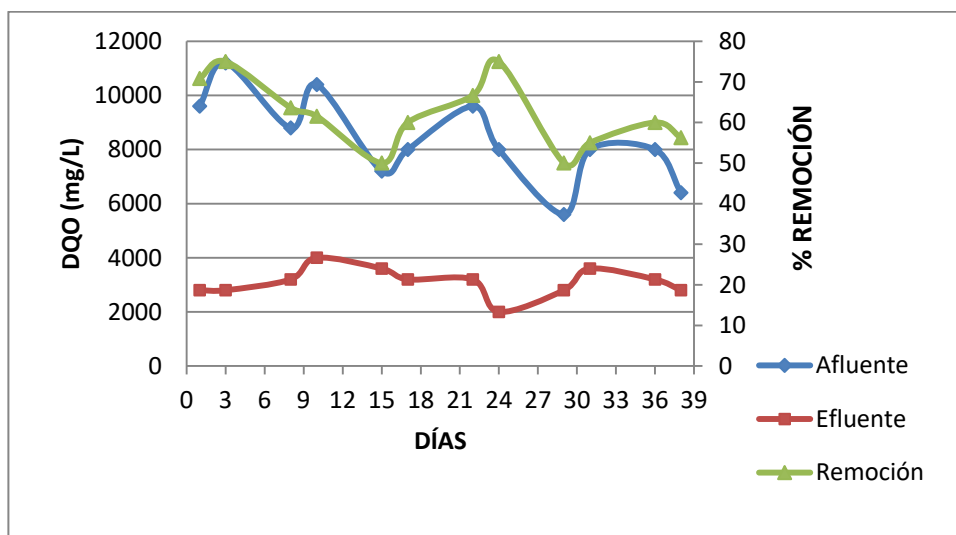
Tabla 7. Análisis estadístico de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|-------------|------------|
| Media | | 8400,000 | 3100,000 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 7371,921 | 2772,643 |
| | Límite superior | 9428,079 | 3427,357 |
| Mediana | | 8000,000 | 3200,000 |
| Varianza | | 2618181,818 | 265454,545 |
| Desviación estándar | | 1618,080 | 515,223 |
| Mínimo | | 5600,000 | 2000,000 |
| Máximo | | 11200,000 | 4000,000 |
| Rango | | 5600,000 | 2000,000 |

Para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas se presentaron valores de DQO que variaban entre 11200 y 5600 mg/L para el afluente, mientras que el efluente tuvo como valor máximo y mínimo 4000 y 2000 mg/L respectivamente. Los valores promedio para entrada y salida fueron de 8400 y 3100 mg/L respectivamente con desviaciones típicas para cada uno de estos de 1618,080 y 515,223.

Para este tiempo de retención se observa un amplio rango entre los valores del afluente, lo cual se corrobora con el alto valor que presenta la desviación típica. Esto se puede observar en la figura 2, donde el afluente presenta picos significativos que indican su fluctuación a través del periodo de muestreo. La variación en la DQO de entrada del agua residual del matadero se debe a que este tipo de vertimientos varían constantemente en su composición dependiendo de muchas variables como lo son el número y tipo de animales sacrificados, el mantenimiento y operación de los sistemas de tratamiento preliminar, sustancias empleadas para actividades de limpieza y los residuos que se desechen, entre otros.

Figura 2. Comportamiento y remoción de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.



En la figura 2 se observa un comportamiento similar entre las curvas que representan el afluente y la remoción, lo cual permite afirmar que el reactor trabaja de manera adecuada con altas cargas, esto se evidencia en la calidad del efluente debido a que los valores no cambiaron significativamente y tienen una tendencia más o menos constante tal como se observa en la gráfica anterior. El porcentaje de remoción varió entre 75 y 50%, presentando un valor promedio de 61,99% de remoción en DQO.

El promedio de DQO del afluente fue 8400 mg/L, siendo un valor elevado que influyó en la alta carga orgánica con la que trabajó el reactor durante el primer tiempo de detención hidráulico.

Carga Orgánica Volumétrica (COV)

$$COV = \frac{\text{concentración de DQO (kg/m}^3\text{)} * \text{caudal (m}^3\text{/d)}}{\text{Volumen vacío (m}^3\text{)}}$$

$$COV = \frac{8,4 \text{ kg/m}^3 * 0,00664 \text{ m}^3\text{/d}}{0,00650988 \text{ m}^3} = 8,57 \text{ kg/m}^3 \text{ d}$$

Según Young, en el diseño de filtros anaerobios las cargas orgánicas volumétricas no exceden por lo general los 12 kg/m³ d, a menos que se traten aguas con cargas contaminantes que excedan los 12000 mg DQO/L. lo que según él, implica que existe una concentración por encima de la cual el diseño de los filtros queda limitado por la carga y por debajo de la cual queda limitado por el TRH. Young también afirma que la concentración contaminante del afluente no afecta en forma considerable el rendimiento de los filtros en un rango aproximado de entre 3000 y 12000 mg DQO/L. Esto probablemente se deba a la naturaleza mezclada de la fase líquida dentro de los filtros anaerobios (Young, 1991).

Teniendo en cuenta lo anterior se puede afirmar que el sistema evaluado se operó adecuadamente, ya que la COV no superó el valor de 12 kg/m³d y los valores de la DQO se encuentran dentro del rango de 3000 a 12000 mg/L.

Como el reactor de esta investigación, funcionó como anaerobio híbrido, es decir presenta crecimiento de película bacteriana adherida en las franjas tejidas de polietileno (FAFA) y crecimiento bacteriano en suspensión (UASB), también cumple con los requerimientos de COV para reactores tipo UASB, la cual se debe encontrar entre 0,8 y 16 Kg DQO/m³d para lograr un buen desempeño del mismo, como lo recomiendan Crites and Tchobanoglous (2001). Aunque también otros autores como Menéndez y Pérez (2007) mencionan dentro de las características del reactor UASB que estos soportan adecuadamente altas cargas hasta de 20 Kg DQO/m³d; además en Colombia se han realizado estudios en los que se ha operado reactores de manto de lodos y flujo ascendente con cargas en el rango de 6 a 32 Kg DQO/m³d con buenas eficiencias de remoción (Torres *et al.*, 2005).

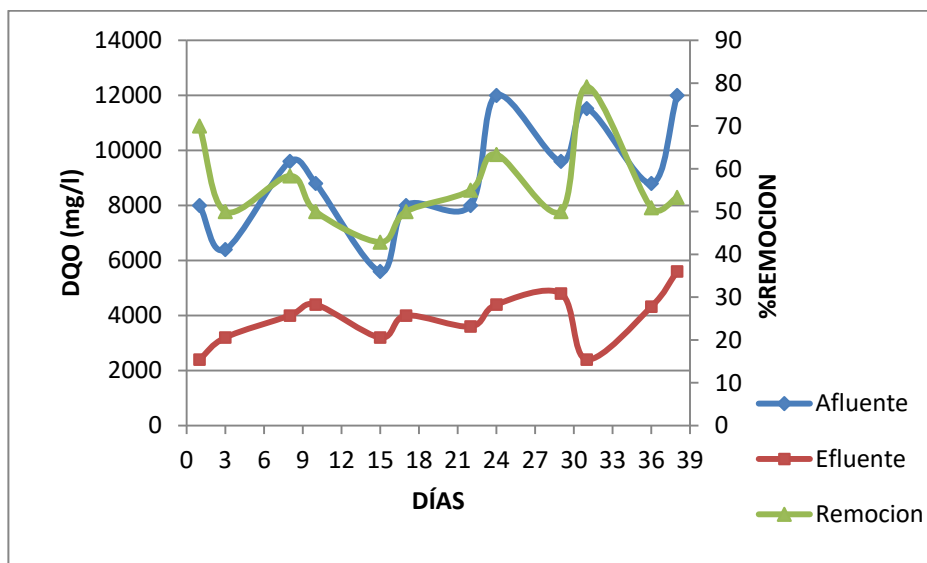
Tabla 8. Análisis estadístico de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|-------------|------------|
| Media | | 9026,667 | 3860,000 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 7720,861 | 3255,800 |
| | Límite superior | 10332,472 | 4464,200 |
| Mediana | | 8800,000 | 4000,000 |
| Varianza | | 4223806,061 | 904290,909 |
| Desviación estándar | | 2055,190 | 950,942 |
| Mínimo | | 5600,000 | 2400,000 |
| Máximo | | 12000,000 | 5600,000 |
| Rango | | 6400,000 | 3200,000 |

Al igual que para el periodo de muestreo de 24 horas, como se muestra en la tabla 8, el rango para los valores de entrada es significativamente alto, pues se tienen

como valores máximos y mínimos 12000 y 6400 mg/L respectivamente. Al comparar los valores encontrados en la presente investigación para los dos tiempos de detención hidráulicos con los reportados por Peñalba y Sánchez (2000) para el parámetro de DQO (10000 y 3500 mg/L), se evidencia la alta variación que presentan los vertimientos líquidos provenientes de plantas de sacrificio de ganado.

Figura 3. Comportamiento y remoción de la DQO para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.



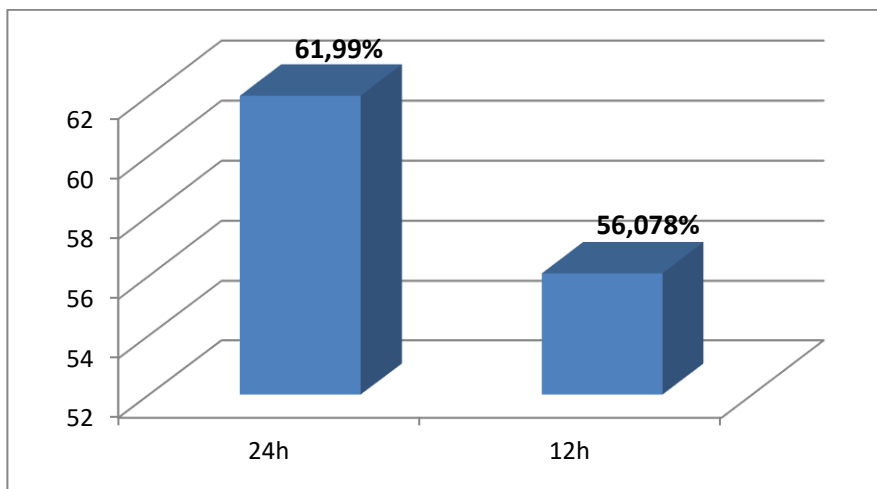
En cuanto a los datos de afluyente y remoción presentan cierto grado de similitud en la tendencia; sin embargo, a diferencia del primer periodo de muestreo (TRH=24 horas), para el efluente se observa una mayor variabilidad en el comportamiento de los datos y el rango es más amplio ya que tiene como valor máximo 5600 mg/L y como mínimo 2400 mg/L.

En este segundo periodo de muestreo el valor de la DQO de entrada en promedio fue de 9026,667 mg/L y de salida fue de 3860 mg/L, los cuales en ambos casos son superiores a los promedios obtenidos para el TRH de 24 horas.

$$COV = \frac{9,02667 \text{ kg/m}^3 * 0,012768 \text{ m}^3/\text{d}}{0.00650988 \text{ m}^3} = 17,7\text{kg/m}^3\text{d}$$

La carga orgánica volumétrica para el segundo periodo de muestreo fue elevada en comparación con el primer periodo (8,57 kg/m³d), además sobrepasa el valor de COV recomendada para filtros anaerobios, aunque cumple con la carga orgánica permisible mencionada por algunos autores para reactores tipo UASB.

Figura 4. Porcentajes de remoción promedio en DQO para TRH de 24 y 12 horas.



Como se observa en la Figura 4, las eficiencias en remoción para el parámetro de DQO son similares; es decir, no existe diferencias significativas entre los dos tiempos de retención, ya que al aplicar la prueba t de Student se encontró que el grado de significación es mayor a 0,05 (Ver Anexo 5, Tabla B2).

Estudios realizados a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas residuales de mataderos con un reactor tipo UASB reportan eficiencias de 55% con COV entre 7 y 11 kg/m³d y valores de temperatura en el rango de 20 a 30 °C (Sayed *et al.*, 1987). También se operó un FAFA a nivel de laboratorio a 37 °C y se obtuvo una remoción de DQO de 65% cuando la COV fue cercana a 3,0 kg/m³·d (Ruiz *et al.*, 1997). En un estudio realizado en Colombia (Cúcuta) de un

filtro anaerobio en el cual se utilizó como medio de soporte ladrillo triturado de arcilla cocida, se reportaron eficiencias promedio a nivel de laboratorio para DQO de 55% aplicando COV hasta de 6,32 kg/m³·d (Maldonado y Ramón, 2006). Rodríguez, Sosa y Garza (2002) al trabajar con un reactor UASB-híbrido empacado con bauxita en la parte superior y provisto con una chaqueta para calentamiento con el fin de mantener una temperatura de operación de 37 °C y suministrando COV hasta de 6,5 kg/m³·d obtuvieron una eficiencia promedio de 75% en DQO trabajando con vertimientos líquidos provenientes de matadero.

Al comparar los resultados obtenidos en esta investigación, en cuanto a remoción en DQO (61,99% y 56,078% para los tiempos de detención de 24 y 12 horas respectivamente) con los estudios mencionados anteriormente se establece la competitividad del reactor como sistema para remover materia orgánica de efluentes de matadero, pues en comparación con los autores mencionados se trabajó a una menor temperatura promedio (21 °C aproximadamente) y con una mayor carga orgánica volumétrica, alcanzando en algunos de los casos mejores eficiencias.

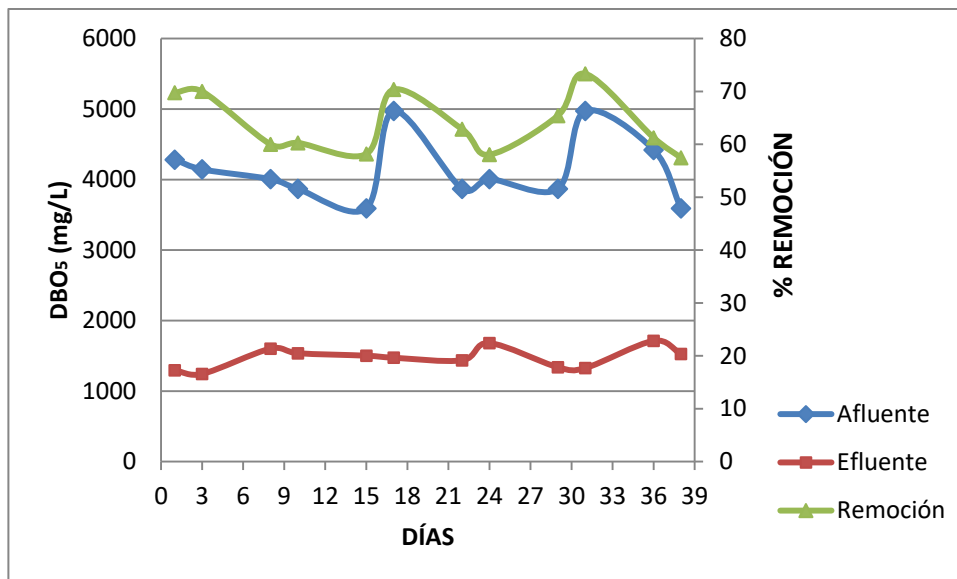
7.2.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Tabla 9. Análisis estadístico de la DBO₅ para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|------------|-----------|
| Media | | 4133,085 | 1473,075 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 3839,661 | 1377,090 |
| | Límite superior | 4426,510 | 1569,060 |
| Mediana | | 4006,445 | 1488,026 |
| Varianza | | 213275,226 | 22821,879 |
| Desviación estándar | | 461,817 | 151,069 |
| Mínimo | | 3591,985 | 1243,379 |
| Máximo | | 4973,518 | 1713,101 |
| Rango | | 1381,533 | 469,721 |

En cuanto al parámetro DBO_5 para el TRH de 24 horas se obtuvo como valor promedio para la entrada 4133,085 mg/L y para la salida 1473,075 mg/L; las desviaciones obtenidas fueron de 461,817 y 151,069 respectivamente, indicando el grado de dispersión o de concentración que tienen los datos por encima y por debajo de la media.

Figura 5. Comportamiento y remoción de la DBO para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.



En la Figura 5, se aprecia un comportamiento similar al mostrado para el parámetro DQO, ya que el afluente y la remoción tienen una tendencia similar, mientras que la curva que representa los datos del efluente es casi constante a lo largo del periodo de muestreo. Lo cual indica que el reactor se adapta adecuadamente a las fluctuaciones en la carga de materia orgánica que presentan los vertimientos de las plantas de sacrificio de ganado.

En este primer periodo de muestreo, los porcentajes de remoción oscilaron entre 57.5% y 73.3%, con un valor promedio de 63.9%, el cual es un poco mayor que el

promedio obtenido para DQO (61.99%), siendo esto coherente pues el sistema de tratamiento evaluado es biológico.

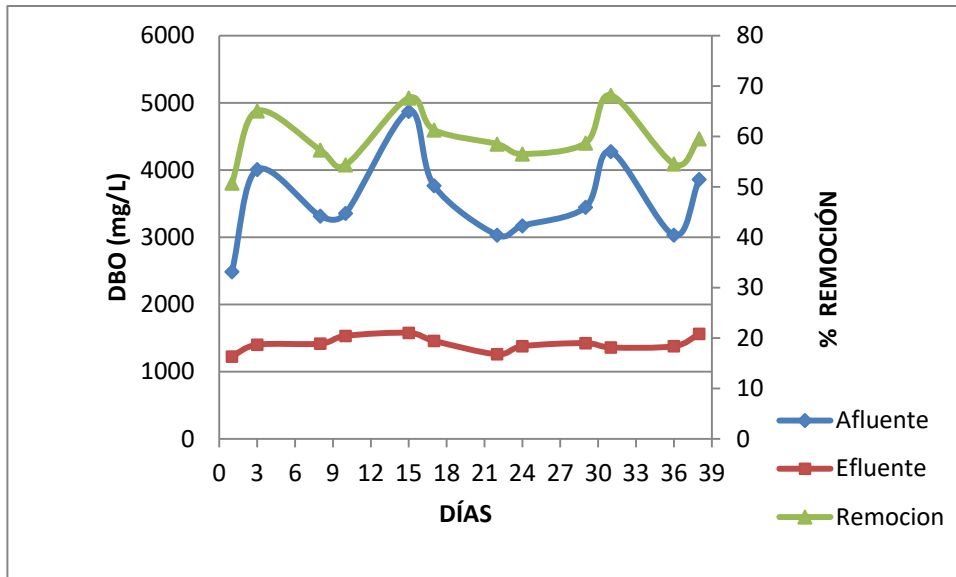
Tabla 10. Análisis estadístico de la DBO₅ para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|------------|-----------|
| Media | | 3551,195 | 1414,114 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 3143,226 | 1345,097 |
| | Límite superior | 3959,163 | 1483,131 |
| Mediana | | 3400,297 | 1408,012 |
| Varianza | | 412287,805 | 11799,359 |
| Desviación estándar | | 642,096 | 108,625 |
| Mínimo | | 2486,759 | 1224,959 |
| Máximo | | 4871,897 | 1576,846 |
| Rango | | 2385,138 | 351,888 |

El análisis estadístico muestra que las aguas residuales del matadero municipal de Popayán que ingresaron al reactor presentaron como valor máximo 4871,900 y como valor mínimo 2486,759 mg/L de DBO y por consiguiente un rango de 2385,138, el cual en comparación con el del primer periodo de muestreo se tiene que es más amplio, indicando que la materia orgánica de los vertimientos del matadero fue más variable.

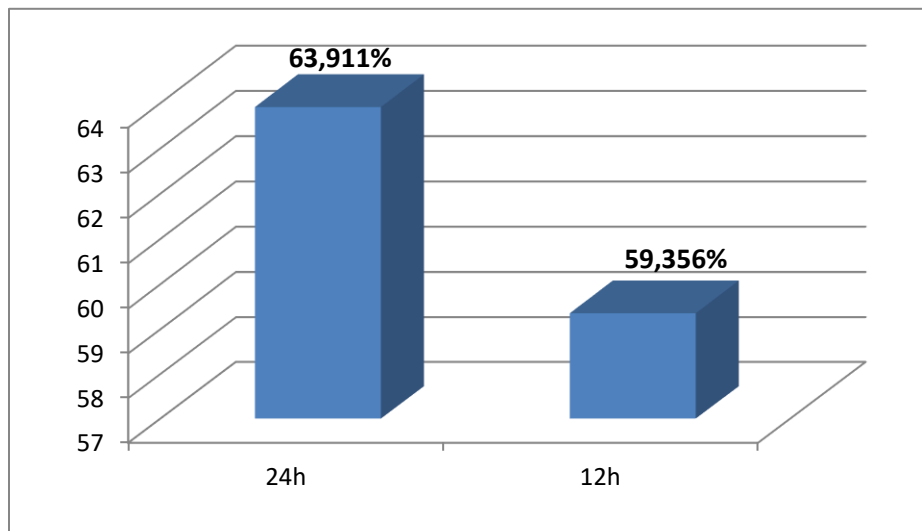
El valor promedio del afluente para el TRH de 12 horas (3551,195 mg/L) fue menor en comparación con el obtenido para el primer tiempo de detención (4133,85 mg/L); sin embargo, ambos valores se consideran altos, lo cual se debe a contaminantes orgánicos como los mencionados por Shimamoto (1998), el cual afirma que la sangre es un factor preponderante en la DBO de efluentes de matadero y esta hace que se alcancen valores hasta 4000 y 5000 mg/L.

Figura 6. Comportamiento y remoción de la DBO₅ para el TRH de 12 horas.



En la Figura anterior se observan picos característicos de las aguas residuales industriales, en las cuales se presentan variaciones en la calidad de sus efluentes y al igual que en los casos anteriores la calidad del efluente del reactor se mantiene relativamente constante, lo que genera que las eficiencias se comporten con una tendencia similar a la del afluente.

Figura 7. Porcentajes de remoción promedio en DBO₅ para TRH de 24 y 12 horas.



La Figura 7 muestra los dos porcentajes de remoción promedio, en la cual se evidencia una mayor eficiencia para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas; sin embargo, la diferencia no es significativa ya que al aplicar la prueba t de student se obtuvo un valor de significancia superior a 0,05 (Ver Anexo 5, Tabla B2). Al comparar el resultado en la DBO₅ de esta investigación con otros estudios, se tiene que los valores en eficiencia son satisfactorios, ya que se encuentran por encima o muy cercanos; por ejemplo se evaluó un reactor anaerobio piloto de flujo ascendente para tratar aguas residuales de matadero, el cual mostró una eficiencia de remoción promedio de DBO₅ de 63.16% a un tiempo de retención hidráulico promedio de 25,10 h y a una temperatura de operación de 33 °C (González *et al.*, 2007).

Capacidad de degradación expresada por la relación DBO₅/DQO. La biodegradabilidad de un agua residual se determina como la relación de la demanda bioquímica de oxígeno a la demanda química de oxígeno, así se tiene que si $DBO_5/DQO > 0.4$, el agua es biodegradable, pudiéndose utilizar sistemas biológicos para su tratamiento (Hernández, 1998).

Para los dos tiempos de retención analizados, en promedio la relación DBO₅/DQO fue de 0.508 y 0.420 para 24 y 12 horas respectivamente, es decir que el tratamiento aplicado mediante el reactor anaerobio de flujo ascendente con franjas paralelas tejidas de polietileno si es adecuado para mejorar la calidad de este tipo de aguas.

Las relaciones obtenidas son para los vertimientos del matadero provenientes del tanque de homogeneización, a los cuales previamente se le ha aplicado un tratamiento preliminar, ya que como lo mencionan Rojas y Bolaños (2008) el efluente de matadero no tendría muy buenas características para ser tratado por medios biológicos sin antes haber separado los materiales de difícil degradación

como el rumen y la grasa (que constituyen un alto aporte a la DQO, disminuyendo el factor de biodegradabilidad).

7.2.3 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

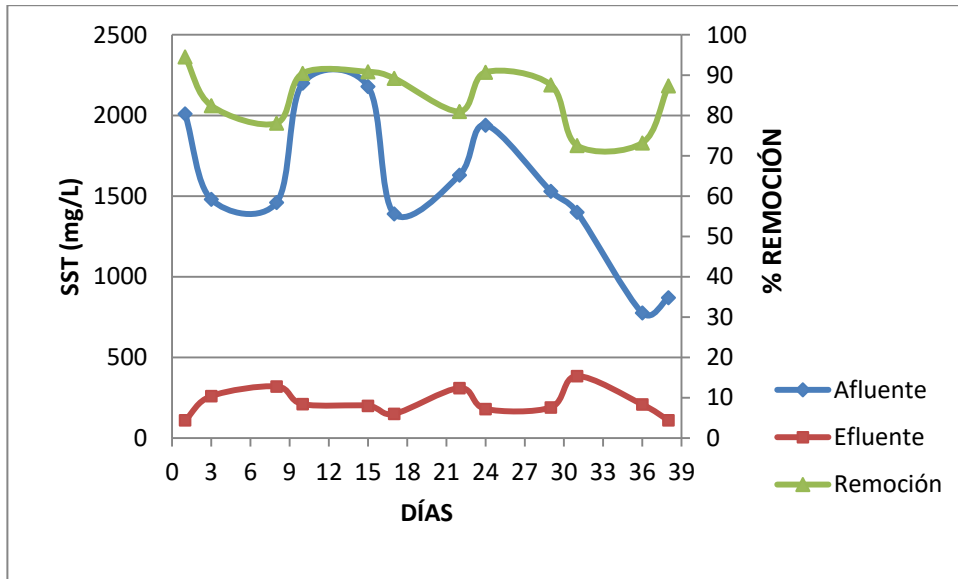
Tabla 11. Análisis estadístico de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|------------|----------|
| Media | | 1572,167 | 219,351 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 1281,219 | 165,539 |
| | Límite superior | 1863,114 | 273,163 |
| Mediana | | 1505,000 | 204,000 |
| Varianza | | 209689,061 | 7173,095 |
| Desviación estándar | | 457,918 | 84,694 |
| Mínimo | | 776,000 | 110,000 |
| Máximo | | 2200,000 | 384,210 |
| Rango | | 1424,000 | 274,210 |

Debido a que los efluentes de los mataderos presentan altos contenidos de material en suspensión se obtuvo en promedio para el primer periodo de muestreo un valor de 1572,17 mg/L de sólidos suspendidos totales, lo cual es originado principalmente por restos de rumen que no son eliminados por el tratamiento preliminar presente en la planta de sacrificio de Popayán y por la formación de coágulos de sangre en el sistema de homogeneización del cual se tomaba la muestra para alimentar al reactor.

Para el efluente del reactor se obtuvo un valor promedio de 219,35 mg/L, el cual al compararlo con el valor de entrada que no se le realiza filtración, permite afirmar que el sistema realiza una eficaz eliminación de sólidos suspendidos.

Figura 8. Comportamiento y remoción de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.



En la figura anterior se muestra que los SST presentan altas fluctuaciones en el afluente, sin embargo los valores de eficiencia no descienden por debajo de 70% aproximadamente, ya que se obtuvieron como valores mínimos y máximos 72,56 y 94,53% respectivamente, lo que permite afirmar que el reactor asimila de manera satisfactoria los cambios de este parámetro.

Al igual que para los parámetros de DQO y DBO₅ el rango de variación del efluente es pequeño, ya que la curva que lo representa no muestra picos pronunciados.

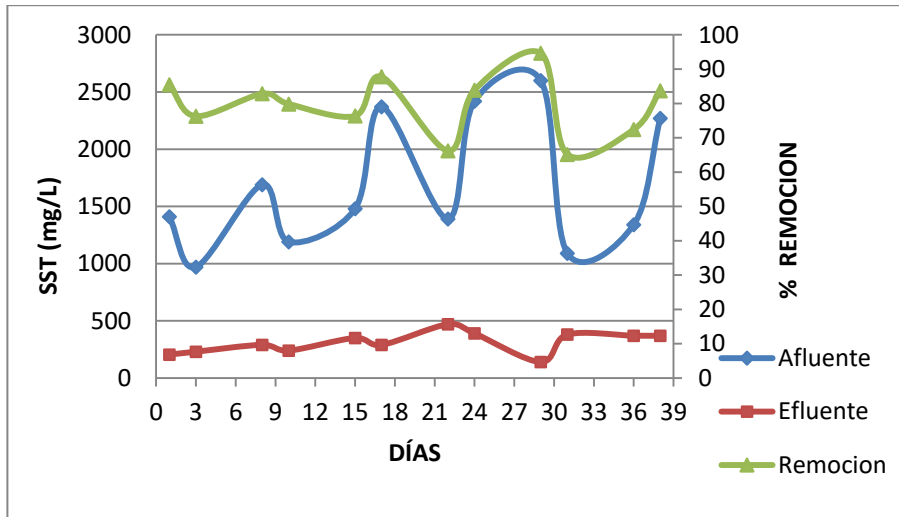
Tabla 12. Análisis estadístico de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|------------|----------|
| Media | | 1685,000 | 310,417 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 1320,365 | 250,530 |
| | Límite superior | 2049,635 | 370,303 |
| Mediana | | 1445,000 | 320,000 |
| Varianza | | 329354,545 | 8883,902 |
| Desviación estándar | | 573,894 | 94,254 |
| Mínimo | | 970,000 | 140,000 |
| Máximo | | 2600,000 | 470,000 |
| Rango | | 1630,000 | 330,000 |

Para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas, se observa en el análisis estadístico realizado que los valores máximo y mínimo (2600 y 970 mg/L respectivamente), al igual que para el TRH de 24 horas, se encuentran dentro del intervalo de valores de sólidos suspendidos totales mencionados por Peñalba y Sánchez (2000), los cuales son de 2700 a 700 mg/L, como valores característicos de los vertidos de un matadero para este parámetro.

Al analizar las medias para la entrada (1685 mg/L) y la salida (310,42 mg/L) se observa una diferencia significativa que muestra al igual que para el primer periodo de muestreo, una disminución alta de los SST del agua residual.

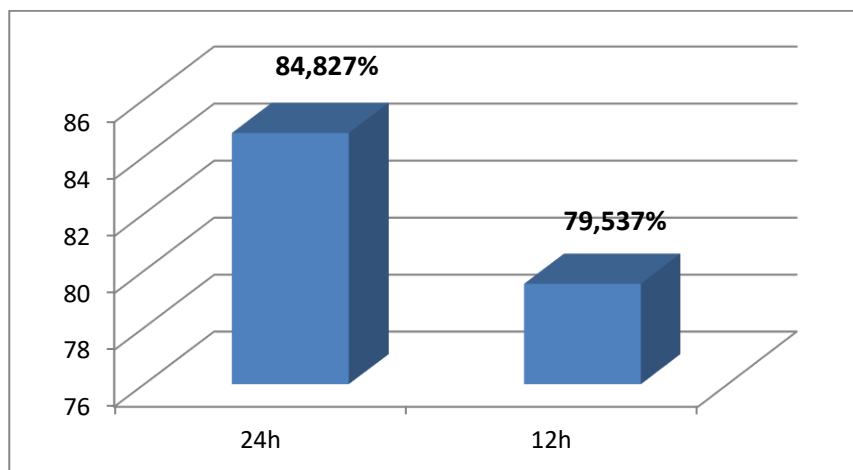
Figura 9. Comportamiento y remoción de los SST para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.



Los efluentes industriales, como es el caso de las plantas de beneficio de ganado, varían constantemente en su calidad dependiendo de factores como la cantidad de animales sacrificados, variedades de razas, entre otras variables. Por lo tanto esto hace que en parámetros como los SST se presenten fluctuaciones marcadas como se muestra en la figura 9.

En el caso del efluente del sistema, se observa un rango de variación pequeño, ya que los valores para el periodo de muestreo oscilaron entre 140 y 470 mg/L.

Figura 10. Porcentajes de remoción promedio en SST para TRH de 24 y 12 horas.



Al comparar las remociones de SST, se obtuvo un valor de significancia de 0.121, el cual es mayor a 0.05, indicando que los resultados presentados en la remoción de sólidos para los tiempos de retención hidráulica de 12 y 24 horas no presentan diferencias significativas.

En un estudio a escala de laboratorio (FAFA), en el cual se realizaron determinaciones de SST en el afluente y el efluente de este para determinar las eficiencias respectivas, se registraron remociones entre el 62 y 72% (Maldonado y Ramón, 2006). Comparando los resultados de este estudio con los obtenidos en la presente investigación para los dos tiempos de retención hidráulicos se afirma que el sistema da buenos resultados en la eliminación de SST pues las eficiencias promedio se encuentran por encima del rango mencionado.

7.2.4 Alcalinidad

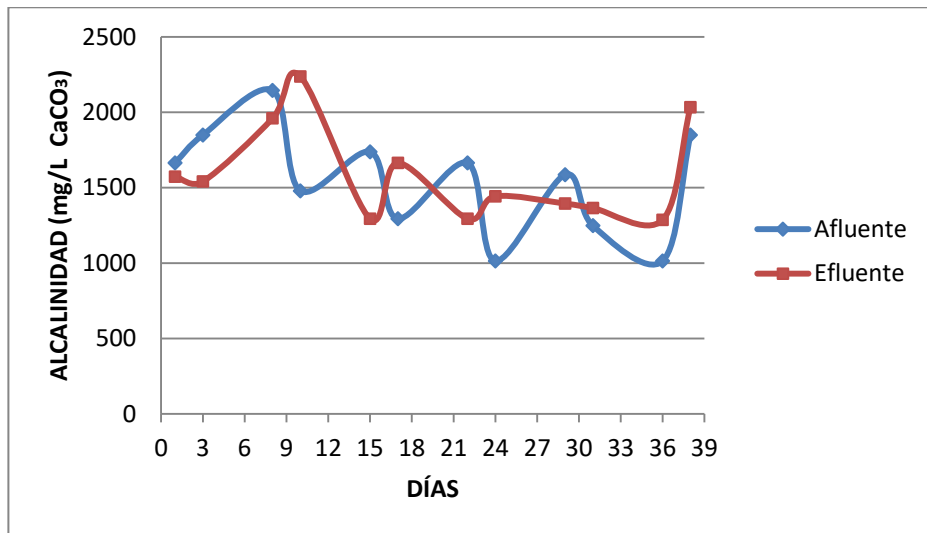
Tabla 13. Análisis estadístico de la alcalinidad para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|------------|------------|
| Media | | 1545,418 | 1590,707 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 1324,368 | 1386,325 |
| | Límite superior | 1766,468 | 1795,090 |
| Mediana | | 1625,076 | 1491,940 |
| Varianza | | 121039,858 | 103475,165 |
| Desviación estándar | | 347,908 | 321,676 |
| Mínimo | | 1014,000 | 1287,000 |
| Máximo | | 2144,910 | 2237,360 |
| Rango | | 1130,910 | 950,360 |

En la Figura 11 se observa la representación gráfica de la evolución de la alcalinidad durante el proceso del tratamiento de aguas residuales para el TRH de 24 horas, la alcalinidad promedio durante este periodo de operación para el

reactor en el afluente fue de 1545,418 mg CaCO₃/L y para el efluente de 1590,707 mg CaCO₃/L tal como se observa en la tabla anterior, lo que permite decir que el sistema permitió un buen desarrollo de las etapas del proceso anaerobio, ya que los valores de alcalinidad indican que el sistema funcionó como buffer evitando las disminuciones de pH en el reactor.

Figura 11. Comportamiento de la alcalinidad para el TRH de 24 horas.



Como se anotó anteriormente la alcalinidad a la salida en promedio es mayor que la de entrada; sin embargo, en algunos de los ensayos se encontraron valores contrarios sin mostrar una diferencia significativa entre los mismos, pero esto no indica un mal funcionamiento en el sistema, debido a que no se presentó acidificación del mismo (pH cercanos a 7).

Tabla 14. Análisis estadístico de la alcalinidad para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.

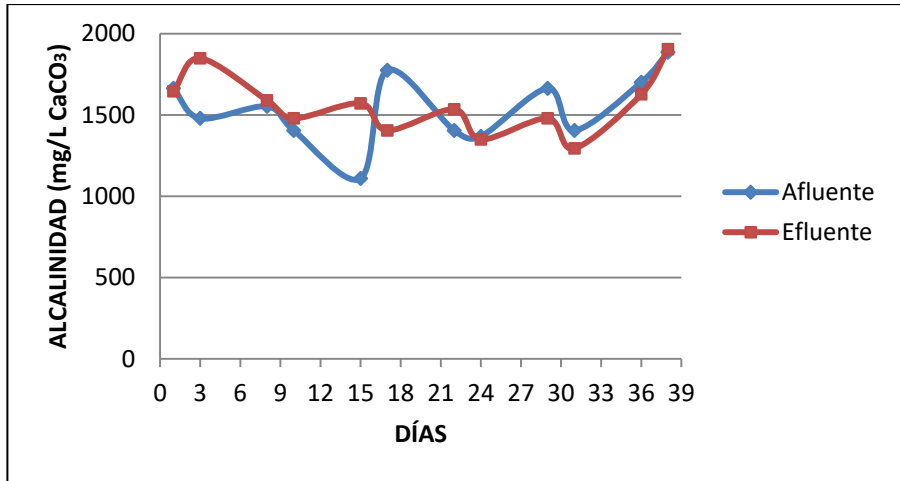
| Estadístico | | Afluente | Efluente |
|---|-----------------|-----------|-----------|
| Media | | 1534,717 | 1560,912 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 1398,628 | 1444,776 |
| | Límite superior | 1670,806 | 1677,048 |
| Mediana | | 1516,226 | 1553,208 |
| Varianza | | 45876,902 | 33410,465 |
| Desviación estándar | | 214,189 | 182,785 |
| Mínimo | | 1109,430 | 1294,340 |
| Máximo | | 1886,040 | 1904,530 |
| Rango | | 776,600 | 610,190 |

Para el segundo periodo de muestreo (TRH=12 horas), se presentaron valores de alcalinidad en promedio para el afluente de 1534,717 mg CaCO₃/L y para el efluente de 1560,912 mg CaCO₃/L. Al igual que para el TRH anterior se observa un ligero aumento en el promedio de la alcalinidad a la salida del reactor.

Los valores de alcalinidad en el afluente para los dos tiempos de retención hidráulicos (TRH de 24 horas=1545,418 mg CaCO₃/L y TRH de 12 horas=1534,717 mg CaCO₃/L) son altos, lo cual se debe a la presencia de elementos como calcio y magnesio, provenientes de jabones utilizados para la limpieza de las instalaciones de sacrificio de ganado y a la cal (CaO ó Ca(OH)₂) que se adiciona para el control de pH antes de ingresar al tratamiento preliminar.

Los valores máximos y mínimos para los dos tiempos de retención hidráulicos registrados en las Tablas 13 y 14, se encuentran entre 1000 y 5000 mg CaCO₃/L, rango en el cual la digestión anaerobia se está llevando a cabo a satisfacción (Crites and Tchobanoglous, 2001).

Figura 12. Comportamiento de la alcalinidad para el TRH de 12 horas.



Al igual que para el tiempo de retención hidráulico anterior, en promedio fue mayor la alcalinidad de la salida que la de la entrada del reactor, aunque como se observa en la Figura 12, en algunas pruebas se evidencia una tendencia inversa, pero esto no incidió en la acidificación del sistema.

7.2.5 pH

Para los parámetros de pH y temperatura se realizaron mediciones a la entrada, mitad y salida del reactor, con el fin de verificar que estos parámetros estuvieran dentro de las condiciones adecuadas para llevar a cabo la digestión anaerobia.

Tabla 15. Análisis estadístico del pH para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.

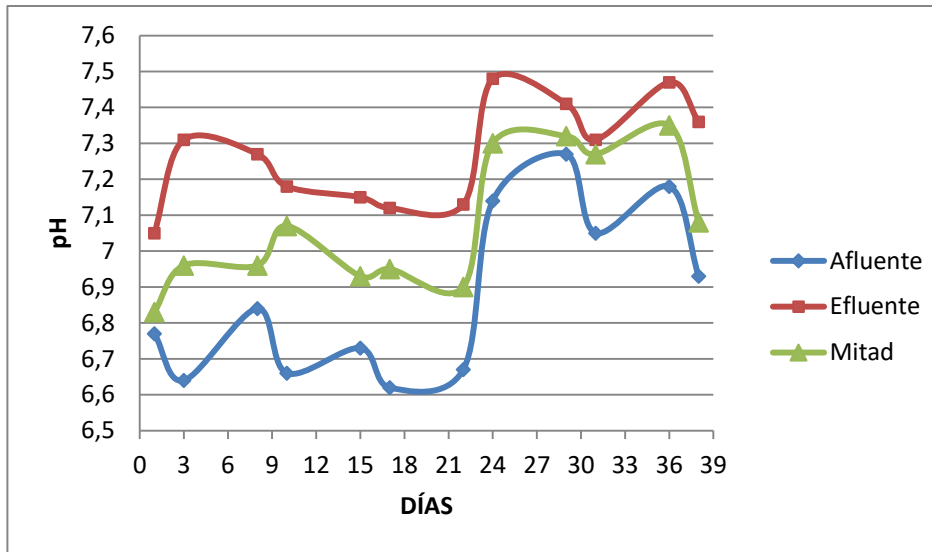
| Estadístico | | Afluente | Efluente | Mitad |
|---|-----------------|----------|----------|-------|
| Media | | 6,875 | 7,270 | 7,077 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 6,727 | 7,1785 | 6,959 |
| | Límite superior | 7,023 | 7,362 | 7,195 |
| Mediana | | 6,805 | 7,290 | 7,015 |
| Varianza | | 0,054 | 0,021 | 0,034 |
| Desviación estándar | | 0,233 | 0,144 | 0,185 |
| Mínimo | | 6,620 | 7,050 | 6,830 |
| Máximo | | 7,270 | 7,480 | 7,350 |
| Rango | | 0,650 | 0,430 | 0,520 |

Los valores promedios de pH a la entrada, salida y mitad del reactor fueron de 6.875, 7.27 y 7.077 respectivamente, los cuales presentaron desviación estándar baja (entrada=0.233, salida=0.144 y mitad=0.185), puesto que los datos obtenidos en este periodo de muestreo se encuentran muy cercanos entre sí, es decir no se encuentran dispersos del valor promedio.

Los pH's promedios del afluente y efluente del sistema son concordantes con los valores promedios obtenidos para la alcalinidad del TRH de 24 horas, por tanto esto indica que el sistema no presentó problemas de acidificación durante el consumo de materia orgánica, ya que el reactor funcionó como buffer y por tanto amortiguó los cambios de pH.

Para mantener un sistema de tratamiento anaerobio que establezca un desecho orgánico de forma eficiente, las bacterias no metanógenas y las metanógenas deben encontrarse en un estado de equilibrio dinámico, lo cual es propiciado por variables como el pH del ambiente acuoso que debe oscilar entre 6.6 y 7.6, debe haber suficiente alcalinidad presente para asegurar que el pH no descenderá por debajo de 6.2, ya que las bacterias metanógenas no pueden actuar por debajo de este punto (Crites and Tchobanoglous, 2001), por tanto en el interior del reactor de franjas tejidas de polietileno se garantizaron los requerimientos de alcalinidad y pH adecuados para un buen desempeño del proceso biológico anaerobio.

Figura 13. Comportamiento del pH para el TRH de 24 horas.



En este TRH, el reactor funcionó durante todo el periodo de muestreo como buffer, ya que aunque el afluente variara como se muestra en la Figura 13, los valores de pH a la mitad y salida del sistema están por encima y dentro del rango óptimo de operación (6.6 - 7.6).

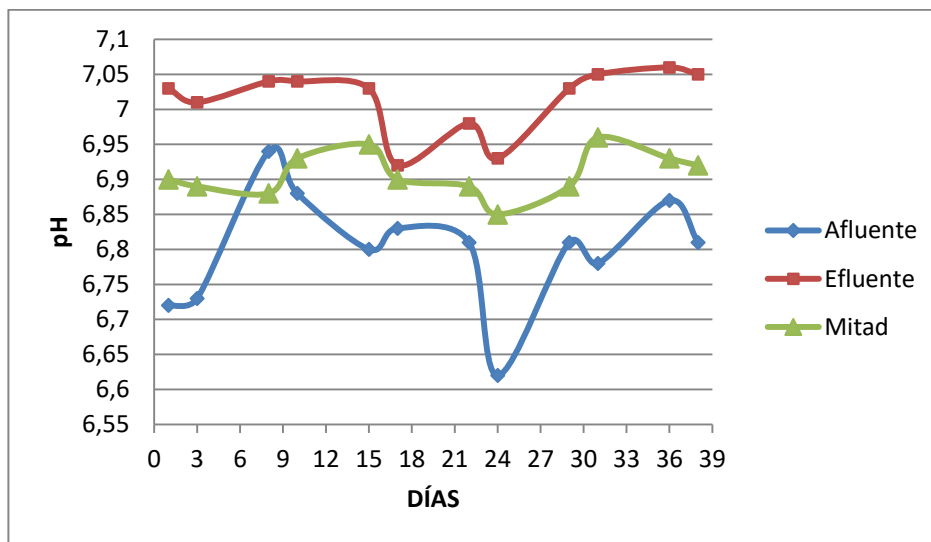
Tabla 16. Análisis estadístico del pH para el tiempo de retención hidráulica de 12 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente | Mitad |
|---|-----------------|----------|----------|---------|
| Media | | 6,8000 | 7,0142 | 6,9075 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 6,7471 | 6,9846 | 6,8876 |
| | Límite superior | 6,8529 | 7,0438 | 6,9274 |
| Mediana | | 6,8100 | 7,0300 | 6,9000 |
| Varianza | | 0,007 | 0,002 | 0,001 |
| Desviación estándar | | 0,08323 | 0,04660 | 0,03137 |
| Mínimo | | 6,62 | 6,92 | 6,85 |
| Máximo | | 6,94 | 7,06 | 6,96 |
| Rango | | 0,32 | 0,14 | 0,11 |

El efluente del homogeneizador de la planta de sacrificio de ganado de la ciudad de Popayán, presenta un pH adecuado para tratamiento biológico, ya que su promedio (6.8) se encuentra dentro de los valores necesarios para que se desarrollen las fases del proceso anaerobio, lo anterior facilitó que se llevara a cabo la digestión en buenas condiciones, lo cual se corrobora con los valores promedio de pH a la mitad y a la salida del reactor ya que se mantuvieron muy cercanos a 7.

Los pH's de los efluentes del reactor para los dos tiempos de retención hidráulicos, cumplen con la normatividad colombiana para vertimientos a los sistemas de alcantarillado (decreto 1594 de 84) en la cual se menciona que el valor del pH debe estar entre 5 y 9.

Figura 14. Comportamiento del pH para el TRH de 12 horas.



La fermentación ácida tiende a bajar el pH, debido a la producción de ácidos grasos volátiles (AGV) y otros productos intermedios, mientras que la metanogénesis solo se desarrolla cuando el pH esta cercano al neutro. Por lo tanto, si por alguna razón la tasa de remoción de AGV a través de la metanogénesis no acompaña a la tasa de producción de AGV, puede surgir una

situación de inestabilidad: baja significativamente el pH del sistema, causando la inhibición de las bacterias metanogénicas. Esta “Acidificación” del sistema es una de las principales causas de falla operacional en los reactores anaerobios. Lo anterior puede ser evitado cuando se garantiza un equilibrio entre la fermentación ácida y la fermentación metanogénica, manteniendo una alta actividad metanogénica y una buena capacidad buffer en el sistema (Van Haandel y Lettinga, 1994; citado por Rodríguez, 2003). Los requerimientos anteriores se garantizaron en el reactor para los dos tiempos de retención hidráulico, pues como se observa en las Figuras 13 y 14, el pH de la mitad y salida del reactor se encuentran cerca de la neutralidad y los altos valores de alcalinidad evitaron descensos significativos del pH que pudieran inhibir el buen desarrollo de las bacterias metanogénicas.

7.2.6 Temperatura

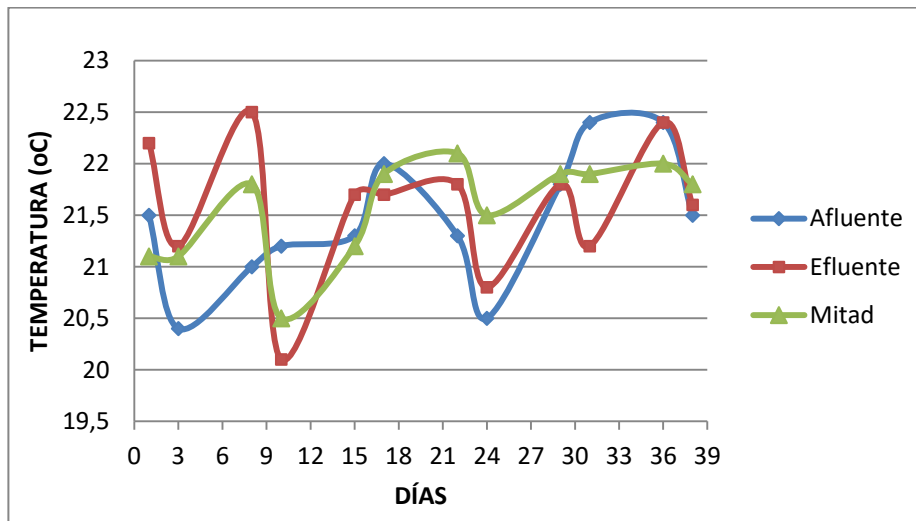
Tabla 17. Análisis estadístico de la temperatura para el tiempo de retención hidráulico de 24 horas.

| Estadístico | | Afluyente | Efluente | Mitad |
|---|-----------------|-----------|----------|--------|
| Media | | 21,442 | 21,583 | 21,567 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 21,033 | 21,150 | 21,256 |
| | Límite superior | 21,850 | 22,017 | 21,877 |
| Mediana | | 21,400 | 21,700 | 21,800 |
| Varianza | | 0,414 | 0,465 | 0,239 |
| Desviación estándar | | 0,643 | 0,682 | 0,489 |
| Mínimo | | 20,400 | 20,100 | 20,500 |
| Máximo | | 22,400 | 22,500 | 22,100 |
| Rango | | 2,000 | 2,400 | 1,600 |

Los valores de temperatura promedio presentados en la Tabla 17 muestran que no existen diferencias significativas en cuanto a este parámetro a la entrada, mitad y salida del sistema (Ver Anexo 5, Tablas B7 a B9), es decir se mantuvo aproximadamente constante a lo largo del reactor y durante el primer periodo de

muestreo, ya que como se observa los valores máximos y mínimos fluctuaron entre 22 y 20 °C.

Figura 15. Comportamiento de la temperatura para el TRH de 24 horas.



En la gráfica anterior no se muestra una tendencia marcada, ni diferencias significativas entre las tres curvas, además el rango de variación es estrecho, con lo que se evitaron descensos bruscos que pudieran afectar fuertemente las condiciones de operación del sistema y por consiguiente su eficiencia.

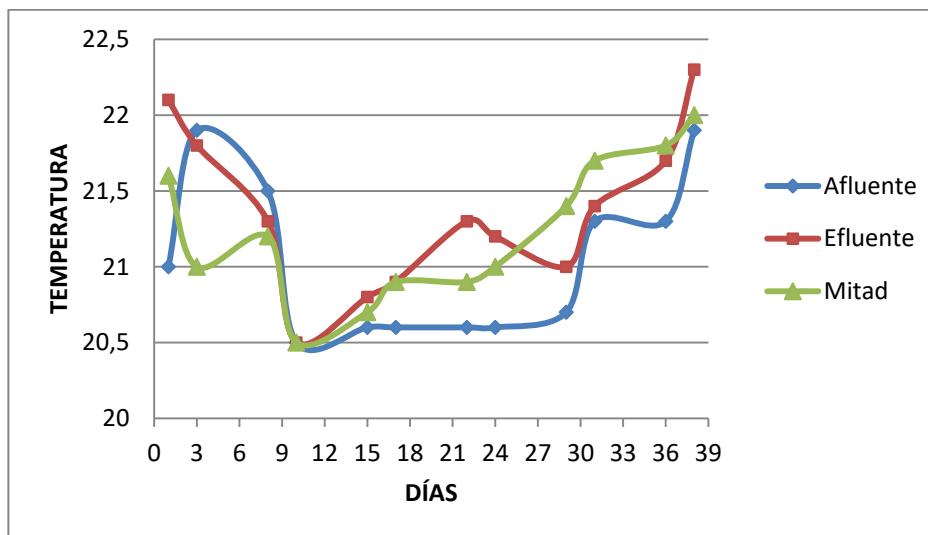
Tabla 18. Análisis estadístico de la temperatura para el tiempo de retención hidráulico de 12 horas.

| Estadístico | | Afluente | Efluente | Mitad |
|---|-----------------|----------|----------|--------|
| Media | | 21,042 | 21,358 | 21,225 |
| Intervalo de confianza para la media al 95% | Límite inferior | 20,709 | 21,017 | 20,926 |
| | Límite superior | 21,374 | 21,699 | 21,524 |
| Mediana | | 20,850 | 21,300 | 21,100 |
| Varianza | | 0,274 | 0,288 | 0,222 |
| Desviación estándar | | 0,523 | 0,537 | 0,471 |
| Mínimo | | 20,500 | 20,500 | 20,500 |
| Máximo | | 21,900 | 22,300 | 22,000 |
| Rango | | 1,400 | 1,800 | 1,500 |

En el segundo periodo de muestreo, al igual que para el primero, las variaciones en temperatura para afluente, mitad y salida del reactor fueron pequeñas, puesto que se obtuvieron en promedio valores de 21.04, 21.23 y 21.36 respectivamente. Además este parámetro fue similar para los dos tiempos de retención hidráulicos ya que los valores máximos y mínimos para los dos casos se mantuvieron entre 22 y 20 °C.

Según Caicedo (2006): “En los procesos anaerobios la temperatura afecta la actividad de los microorganismos, determina la cantidad de energía neta producida e influye en la relación pH-alcalinidad. Los ambientes anaeróbicos en relación con la temperatura pueden subdividirse en tres categorías: psicrófilico (0 a 20°C), mesófilico (20 a 40°C) y termófilico (45 a 65°C). Si el intervalo de temperatura en el reactor cambia, es necesario arrancar el reactor de nuevo; además en el rango mesófilico, la actividad y el crecimiento de las bacterias disminuye a la mitad por cada 10°C de descenso por debajo de 35°C”. Teniendo en cuenta la clasificación que realiza este autor se tiene que el sistema trabajó en el rango mesófilico, además las variaciones de temperatura en el reactor no afectaron significativamente el desarrollo de la biota microbiana.

Figura 16. Comportamiento de la temperatura para el tiempo de retención de 12 horas.



Aunque en la gráfica anterior se observa un descenso en la temperatura en la prueba 4, no fue lo suficientemente alto como para que disminuyera por debajo del rango mesofílico y se pudiese haber afectado el rendimiento del sistema.

El constante monitoreo de la temperatura es de suma importancia porque este parámetro incide en los procesos anaeróbicos, al afectar la producción de biomasa, la utilización de sustrato y la tasa de crecimiento de las bacterias acidogénicas y metanogénicas (Maldonado y Ramón, 2006).

7.3 EFICIENCIA DEL REACTOR PARA LOS DOS TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

Tabla 19. Comparación de los valores promedio de afluente, efluente y porcentajes de remoción para los parámetros DQO, DBO y SST.

| Parámetro | TRH de 24 horas | | | TRH de 12 horas | | |
|------------|-----------------|----------|------------|-----------------|----------|------------|
| | Afluente | Efluente | % Remoción | Afluente | Efluente | % Remoción |
| DQO | 8400,000 | 3100,000 | 61,994 | 9026,667 | 3860,000 | 56,078 |
| DBO | 4133,085 | 1473,075 | 63,911 | 3551,195 | 1414,114 | 59,356 |
| SST | 1572,167 | 219,351 | 84,827 | 1685,000 | 310,417 | 79,537 |

Los parámetros que permiten evaluar el grado de remoción de la materia orgánica por el tratamiento biológico de esta investigación son los descritos en la Tabla 19. Al comparar los porcentajes de remoción para los dos tiempos de retención hidráulicos mediante la prueba t de Student para los parámetros DQO, DBO₅ y SST se encontraron valores de significancia superiores a 0,05 (Ver Anexo 5, Tabla B2), lo cual indica que aunque existen diferencias alrededor del 5% en los valores de remoción promedio para los dos tiempos de retención hidráulicos, estas no son significativas.

Desde el punto de vista económico sería más viable el diseño y construcción de un reactor anaerobio de flujo ascendente con tiempo de retención hidráulico de 12 horas, pues con este se obtuvieron eficiencias razonables y muy cercanas a las obtenidas para el TRH de 24 horas.

7.4 FRANJAS PARALELAS TEJIDAS DE POLIETILENO COMO MEDIO DE SOPORTE PARA UN REACTOR ANAEROBIO.

El material empleado como medio de soporte cumplió con la función para la cual se colocaron en el interior del reactor, como fue permitir la formación de la biopelícula para en conjunto con los microorganismos en suspensión tratar las aguas residuales del matadero y proporcionar las eficiencias en la remoción de materia orgánica ya mencionadas.

Debido a la ubicación en paralelo de las franjas tejidas de polietileno, a la alta porosidad (97.19%) y elevada superficie específica ($252 \text{ m}^2/\text{m}^3$) que presenta el material empleado permitió evitar la obstrucción al flujo y a la vez propició un adecuado desarrollo de los microorganismos a lo largo de todo el sistema. La alta porosidad (aproximadamente 95%) y elevada superficie específica ($220 \text{ m}^2/\text{m}^3$) son características de los medios de soporte sintéticos (Hernández, 1998), esta particularidad la posee el medio de soporte empleado en la presente investigación, pues los valores de este se encuentran por encima de los mencionados anteriormente. Además los valores de la velocidad ascensional (TRH de 24 horas= $0,0765 \text{ m/h}$ y TRH de 12 horas= $0,1471 \text{ m/h}$) se encuentran dentro de lo sugerido por Orozco (2005) para reactores anaerobios, el cual recomienda que la velocidad ascensional debe ser menor de 1 m/h .

Unos de los aspectos críticos desde el punto de vista técnico - económico es la selección del relleno. Los rellenos con piedras tipo canto rodado son relativamente baratos, pero dejan un volumen útil muy pequeño y por lo tanto no son demasiado eficientes (López, 2008). En otro estudio recomiendan usar medios de soporte

alternativos a la grava en FAFA, a fin de reducir cargas estructurales y tamaño de las unidades (Villegas *et al.*, 2006), lo cual lo cumplen las franjas tejidas de polietileno ya que al ser livianas y ofrecer mayor volumen útil se requieren estructuras no tan complejas y de menor tamaño, generando una disminución en los costos de construcción.

En otros estudios se han empleado medios de soporte diferentes a la piedra, como aros de guadua y cáscara de coco (Rodríguez, Torres y Uribe, 2003), los cuales son livianos y ofrecen un volumen útil significativo, pero presentan problemas al ser biodegradables, aportando materia orgánica al efluente, disminuyendo con esto las eficiencias en remoción y por consiguiente ofrecen periodos de funcionamiento en buenas condiciones cortos. Como se muestra en la Fotografía 6 (Anexo 2), el medio de soporte empleado es biológicamente inerte, pues después de permanecer al interior del reactor durante el periodo de arranque y de muestreo (aproximadamente 7 meses), se encuentra en buen estado ya que no sufrió ningún tipo de deterioro.

Existen en el mercado medios de soporte sintéticos que ofrecen superficie específica, porosidad y volumen útil elevados, son biológicamente inertes, no requieren estructuras complejas, pero sus costos de adquisición son elevados; mientras que el empleado en este trabajo es de fácil consecución y su costo es relativamente bajo.

En estudios realizados a escala de laboratorio, se evaluó un FAFA con agua residual de matadero el cual utilizó como medio de soporte ladrillo de arcilla triturado y se obtuvo en promedio una eficiencia en la remoción de MO del 55% en términos de DQO (Maldonado y Ramón, 2006). Pineda y Escobar, 1989 (citados por Maldonado y Ramón, 2006) reportan eficiencias del 50%, cuando operaron filtros anaeróbicos en el tratamiento de las aguas residuales de matadero, pero utilizando anillos plásticos como medio de soporte para el reactor. Otro estudio en el que se empleó como medio de soporte tezontle para el filtro anaerobio, se

reportan eficiencias en la remoción de DQO de 68% en promedio al tratar agua residual de rastro, nombre que en Centroamérica se le da a los mataderos (López *et al.*, 2008). Al comparar las anteriores investigaciones con los resultados obtenidos en este trabajo, se evidencia la viabilidad de utilizar las franjas paralelas tejidas de polietileno como medio de soporte para el tratamiento de este tipo de efluentes, al ser competitivo en remoción, operación y requerir poca inversión para su implementación. Cabe resaltar que el sistema estudiado no funciona solamente como un FAFA, sino que además tiene características de un reactor tipo UASB, debido a que entre las franjas se forma un manto de lodo biológico de buena densidad y por tanto también se presenta remoción gracias al crecimiento en suspensión.

8. CONCLUSIONES

Se caracterizó la calidad del efluente del matadero (salida del homogeneizador) encontrándose altos valores de DQO, DBO₅ y SST lo cual es característico de este tipo de industria dado que sus procesos aportan gran cantidad de materia orgánica a sus vertimientos, además los valores de alcalinidad, pH y temperatura se encuentran dentro del rango óptimo para que se lleve a cabo satisfactoriamente la digestión anaerobia.

El reactor anaerobio de flujo ascendente si funcionó como sistema de tratamiento del agua residual proveniente del matadero, ya que mediante la medición de parámetros fisicoquímicos como DQO, DBO₅ y SST se establecieron eficiencias de remoción 61,994%, 63,911% y 84,827% para el TRH de 24 horas y 56,078%, 59,356% y 79,53% para el TRH de 12 horas respectivamente.

Al evaluar los dos tiempos de retención hidráulicos se obtuvieron resultados satisfactorios en la remoción de materia orgánica; sin embargo, desde el punto de vista económico sería preferible diseñar reactores con TRH de 12 horas, pues las diferencias no fueron significativas.

Las franjas paralelas tejidas de polietileno son viables como medio de soporte para el tratamiento de aguas residuales de matadero mediante sistemas anaeróbicos, pues permitieron la formación de biopelícula, son inertes a los microorganismos y sustancias presentes en este tipo de aguas, no generaron problemas de colmatación, además tienen ventajas como el bajo costo del material y el requerimiento de estructuras no complejas debido a que las franjas de polietileno son livianas.

El sistema del reactor anaerobio de flujo ascendente con franjas paralelas tejidas de polietileno como medio de soporte, representa una buena alternativa para el tratamiento de los efluentes de matadero; sin embargo, debido a la composición de estos y a las eficiencias normalmente alcanzadas por este tipo de sistema de tratamiento, aún se requiere de un tratamiento complementario para mejorar la calidad del vertimiento final.

Las relaciones de biodegradabilidad que se obtuvieron en los dos periodos de muestreo, confirman que el tratamiento biológico estudiado para este tipo de aguas es adecuado, ya que el valor de la relación en promedio en ambos casos estuvo por encima de 0.4, lo cual indica que los vertimientos son degradables biológicamente.

Con los resultados obtenidos se comprobó que el cambio en el TRH no hace que cambien la alcalinidad y el pH del sistema, lo cual evidencia la buena capacidad tampón del reactor para el tratamiento de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica.

La temperatura de operación se mantuvo en el límite inferior del rango mesofílico, lo que permitió que se desarrollara el proceso de la digestión anaerobia y comprobar la viabilidad de este tipo de tratamiento a esta temperatura; sin embargo, se conoce que al incrementar este parámetro se pueden obtener mejores eficiencias en la remoción de materia orgánica.

9. RECOMENDACIONES

Para futuras investigaciones con este tipo de vertimientos se debe garantizar la alimentación del reactor con muestra lo menos degradadas posible, para lo cual es necesario buscar alternativas de refrigeración de la misma en caso de que no se pueda suministrar muestra diariamente desde el punto de muestreo.

Otro parámetro diferente al pH para controlar el adecuado funcionamiento del reactor son los ácidos grasos volátiles (AGV), ya que se ha demostrado que cuando la relación entre AGV y la alcalinidad del medio supera 0,3-0,4 es indicador de fallo inminente en el sistema de digestión anaerobia (Caicedo, 2006), de ahí se sugiere la medición de este parámetro para futuros trabajos con sistemas anaerobios.

Determinar la cantidad y calidad de lodo generado, para establecer el tratamiento y/o uso potencial que se le puede dar a este tipo de residuo generado por la digestión anaerobia.

Establecer la eficiencia de remoción de nutrientes como fósforo, nitrógeno, azufre y coliformes totales por parte del reactor anaerobio.

Revisar constantemente las mangueras del sistema, ya que dado la composición de las aguas de matadero y el reducido diámetro de estas tienden a taponarse fácilmente por procesos como coagulación de la sangre.

Probar la viabilidad de utilizar el reactor estudiado para el tratamiento de aguas residuales domesticas, ya sea a escala de laboratorio o piloto.

Caracterizar mediante estudios de microbiología la variedad de grupos bacterianos responsables del tratamiento anaerobio de las aguas residuales de matadero.

Implementar a escala piloto un reactor anaerobio de flujo ascendente con franjas paralelas tejidas de polietileno en las instalaciones de una planta de beneficio de ganado, con el fin de evaluar este sistema a condiciones iguales a cómo funcionaría a escala real.

BIBLIOGRAFÍA

AGUILAR *et al.*, Improvement of coagulation-flocculation process using anionic polyacrilamide as coagulant aid, 2005, citado por LÓPEZ, Alberto, *et al*, Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. En: *Inverciencia*, Vol. 33, Julio 2008 p. 490.

AGROCADENAS. La industria de carnes frescas en Colombia, capítulo 12, Bogotá, 2005. p. 486.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th Edition, Washington DC, 1998. p. 2-83, 2-88, 2-38 a 2-39, 4-106, 5-2 a 5-4, 5-12 a 5-19.

AQUALIMPIA. Descontaminación de aguas residuales de mataderos. 2007. [En línea]. Disponible en: <www.aqualimpia.com/Mataderos.htm>, citado por ROJAS, Gloria Liliana y BOLAÑOS, Lina Rocio. Evaluación de la viabilidad de tratamiento biológico para el efluente del matadero de El Tambo – Cauca. Popayán, 2008, 130 p. Trabajo de grado (Ingeniero Ambiental). Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria.

ARRATIA, Olivia. Proceso anaerobio aplicado al tratamiento de lixiviados: relleno sanitario de Mallasa. La Paz. 2003. p. 3-4

ARROYAVE, Diana; GONZÁLEZ, Maribel y GALLEGU, Darío. Evaluación del comportamiento hidráulico de un reactor UASB utilizado para el tratamiento de aguas residuales. Medellín: Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Minas. 2005. p. 1. [En línea]. Disponible en: <http://www.ciiq.org/vari0s/peru_2005/Trabajos/III/3/3.3.11.pdf>. [Visitado el 10 de marzo de 2009].

CAICEDO, Francisco Javier. Diseño, construcción y arranque de un reactor U.A.S.B. piloto para el tratamiento de lixiviados. Manizales, 2006, 49 p. Trabajo de grado (Especialista en Ingeniería Ambiental – Área Sanitaria). Universidad Nacional de Colombia sede Manizales.

CALVACHE, Judy y CÁRDENAS, Jaime. Reactor anaeróbico de flujo ascendente con placas paralelas en acrílico y evaluación de su eficiencia en la remoción de parámetros físicos y químicos en aguas residuales domesticas. Popayán, 2007, 151 p. Trabajo de grado (Ingeniero Ambiental). Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria.

COLOMBIA, MINISTERIO DE DESARROLLO ECONÓMICO. Dirección de agua potable y saneamiento básico. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS 2000. Título E: Tratamiento de aguas residuales. Capítulo 4.7: Tratamiento anaerobios. Bogotá, 2000. p. 41.

COLOMBIA, MINISTERIO DE AGRICULTURA. Decreto 1594 de 1984, por el cual se reglamenta la Ley 9 de 1979 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. Bogotá, 1984. p. 19.

COLOMBIA, MINISTERIO DE SALUD PÚBLICA. Decreto 1036 de 1991, por el cual se clasifican las plantas de beneficio y se reglamentan sus requisitos. Bogotá, 1991. p. 2.

COLOMBIA, PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS. Seguimiento preventivo a las plantas de sacrificio de ganado bovino y porcino en Colombia: informe preventivo. Bogotá, 2007. p. 17. [En línea]. Disponible en: < http://www.procuraduria.gov.co/descargas/eventos/eventos2008/Libro_Plantas_de_sacrifici-e-book.pdf>. [Visitado el 10 de marzo de 2009].

CRITES, Ron and TCHOBANOGLOUS, George. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Bogotá, Editorial McGraw-Hill, 2001. p. 346, 450-453, 457.

GONZÁLEZ, Alfonso, *et al.*, diseño de un bioreactor anaerobio piloto de flujo ascendente para tratar el efluente del rastro municipal de cd. Victoria, Tamaulipas. México, 2007. p 5. [En línea]. Disponible en: < http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/TA/EC/TAC-21.pdf >. [Visitado el 1 Noviembre de 2009].

HERNÁNDEZ, Aurelio. Depuración de aguas residuales. Madrid, Editorial Paraninfo S.A, 1998. p. 474, 496-503.

INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN. Compendio tesis y otros trabajos de grado. Santafé de Bogotá D.C. 2008. NTC 1486, 1487, 1160, 4490.

INVIMA, Diagnóstico nacional de mataderos, 1998, citado por AGROCADENAS. La industria de carnes frescas en Colombia, capítulo 12, Bogotá, 2005. p. 485-486.

LETTINGA, G, *et al.*, High-rate anaerobic granular sludge UASB-reactor for wastewater treatment. 1987, citado por LÓPEZ, Alberto, *et al*, Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. En: Inverciencia, Vol. 33, Julio 2008 p. 491.

LÓPEZ, Alberto, *et al*, Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. En: Inverciencia, Vol. 33, Julio 2008 p. 491-492.

LÓPEZ, Iván. Tecnología anaerobia para el tratamiento de residuos. En: Revista Virtualpro Procesos industriales, Número 82, 2008, p. 7, ISSN 1900-6241.

MALDONADO, Julio y RAMÓN, Jacipt, Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. En: Revista ambiental aire, agua y suelo. Vol. 1, 2006, p. 34-38,45, ISSN 1900-9178.

MARTÍNEZ, Javier, *et al.*, Tratamiento anaerobio de efluentes con alto contenido de material particulado lignocelulósico (efluente de matadero y Frigorífico), Memorias IV Seminario – Taller sobre tratamiento de aguas residuales, citado por MUÑOZ, Deyanira. Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: para una población menor 2000 habitantes. Popayán: Universidad del Cauca, 2005. p. 9.

MENÉNDEZ, Carlos L. y PÉREZ, Jesús M. Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales. La Habana, Editorial Universitaria, 2007. p. 263.

MOLINET, Víctor y PIGEM, Rodrigo. Tratamiento de aguas residuales en mataderos. En: AMBIENT, 24 edición, Barcelona, 2004. p. 22-23. [En línea]. Disponible en: <<http://upcommons.upc.edu/ocw/diposit/material/24104/24104.pdf>>.

MUÑOZ, Deyanira. Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: para una población menor 2000 habitantes. Popayán: Universidad del Cauca, 2005. p. 1

NOTICIAS FINANCIERAS. Miami (Florida): Biblioteca Universidad del Cauca, Proquest, Julio de 2008. [En línea]. Disponible en: <<http://proquest.umi.com/pqdweb?did=1515017611&sid=1&Fmt=3&clientId=56447&RQT=309&VName=PQD>>. [Visitado el 27 de Febrero de 2009].

NÚÑEZ, L and MARTÍNEZ, B. Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in an expanded granular sludge bed (EGSB) reactor. Published by Elsevier Science, Great Britain, 1999. p. 99-100.

OROZCO, Álvaro. Bioingeniería de aguas residuales, teoría y diseño. Bogotá, Editorial Comunicación sin esquemas, 2005. p. 376-377.

PEÑALBA, M y SÁNCHEZ, A. Replanteamiento para la depuración de aguas residuales en los mataderos, 2000. p 64. [En línea]. Disponible en: <<http://www.ingenieroambiental.com/2090/depuracion%20de%20aguas%20en%20los%20mataderos.pdf>>. [Visitado el 27 Octubre de 2009]

PEREIRA, *et al.*, Pós-Tratamento de efluentes de reator UASB com filtros anaeróbios, 2001. En: AGROCIÊNCIA, Vol. 7, 2001. p. 209.

PINEDA, Carlos Arturo y ESCOBAR, Marco Tulio. Efecto de la variación de la temperatura, cargas orgánicas y volumétricas sobre un reactor de película fija y flujo ascendente. Tesis de grado. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería. Bogotá. 1989, citado por MALDONADO, Julio y RAMÓN, Jacipt, Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. En: Revista ambiental aire, agua y suelo. Vol. 1, 2006. p. 42-43, ISSN 1900-9178.

PINTO, J.D; CHERNICHARO, C. A. Escória de altoforno. Una nova alternativa de meio suporte para filtros anaeróbios. In: Anais do III simposio Ítalo – Brasileiro de Engenharia Sanitaria e ambiental, citado por RODRIGUEZ, J., TORRES, P. y URIBE, I., Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte. En: Scientia et Technica, No 23, Diciembre 2003. p. 75-76 ISSN 0122-1701.

RODRÍGUEZ, Jesús, SOSA, G., GARZA, Y. Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales del rastro municipal de la Ciudad de Saltillo, Coahuila (México). En: *Revista de la Sociedad Química de México*, Vol. 46, 2002. p. 185, ISSN 1665-9686.

_____ Tratamiento de la aguas residuales del rastro municipal de la ciudad de Saltillo Coahuila utilizando un reactor anaerobio UASB con un soporte de bauxita en la parte superior [online]. Universidad Autónoma de Coahuila, Departamento de Biotecnología de la Facultad de Química [En línea]. Disponible en: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico11/ar-7.pdf>>. [Visitado el 01 de Marzo de 2009]

RODRIGUEZ, Jenny Alexandra. Arranque y operación de reactores anaerobios. Cali, Universidad del Valle. 2003. [En línea]. Disponible en: <<http://www.ingenieroambiental.com/4014/arranque.pdf>>. [Visitado el 3 Marzo de 2009]

RODRIGUEZ, J., TORRES, P. y URIBE, I., Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte. En: *Scientia et Technica*, No 23, Diciembre 2003. p. 75-76 ISSN 0122-1701.

ROJAS, Gloria Liliana y BOLAÑOS, Lina Rocio. Evaluación de la viabilidad de tratamiento biológico para el efluente del matadero de El Tambo – Cauca. Popayán, 2008, 130 p. Trabajo de grado (Ingeniero Ambiental). Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria.

RUIZ *et al.*, Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. 1997. p 251-258, citado por LÓPEZ, Alberto, et al, Estudio

comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. En: *Inverciencia*, Vol. 33, Julio 2008. p. 491.

SAYED *et al.*, Anaerobic treatment of slaughterhouse waste using a granular sludge UASB reactor. *Biological Wastes*. 1987, citado por FIELD, Jim. Aguas residuales de matadero. Holanda. p 3. [En línea]. Disponible en: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd68/000866/000866k.pdf>>. [Visitado el 31 Octubre de 2009].

SHIMAMOTO, Arturo. Industria matarife/frigorífica. *Eco signos virtual*. Año 3, Número 3. 1998. [En línea]. Disponible en: <<http://www.salvador.edu.ar/vrid/publicaciones/ecsv3-3c.htm>>. [Visitado el 31 de Octubre de 2009]

TEXTOS CIENTÍFICOS, Estructura química y física del polietileno, relación entre la estructura y las propiedades del polietileno, 2005. [En línea]. Disponible en: <<http://www.textoscientificos.com/polimeros/polietileno/propiedades>>. [Visitado 7 de Marzo de 2009].

TORRES *et al.*, Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. En: *Revista Ingeniería y desarrollo*. Número 18, 2005, p. 50, ISSN 0122-3461.

URIBE, E. Evaluación sanitaria y ambiental de los mataderos municipales de la región de Zipaquirá. CAR, 2000, citado por COLOMBIA, MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. *Guía ambiental para plantas de beneficio del ganado*, 2002. p. 82.

VAN HAANDEL, A. y LETTINGA G. *Tratamiento Anaeróbico de Esgotos*. Editora EPGRAF. Campina Grande, Brasil, 1994, citado por RODRIGUEZ, Jenny Alexandra. *Arranque y operación de reactores anaerobios*. Cali, Universidad del Valle. 2003. [En línea]. Disponible en: <

<http://www.ingenieroambiental.com/4014/arranque.pdf>>. [Visitado el 3 Marzo de 2009].

VILLEGAS, Juan *et al.*, Variaciones al sistema Tanque Séptico (TS)-Filtro Anaeróbico de Flujo Ascendente (FAFA)-Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial (HAFSS) con miras al tratamiento de aguas residuales en pequeños municipios de Colombia. En: Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia. Volumen 3, 2006, p. 3, ISSN 0254-0770.

YOUNG, James C. Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*. Volumen 24. Número 8. 1991, p. 133-155, citado por PARRA, Lina Marcela. Operación de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) hasta alcanzar el estado estable. Manizales, 2006, 40 p. Trabajo de grado (Ingeniera Química). Universidad Nacional de Colombia – Sede Manizales. Facultad de Ingeniería y arquitectura.

ANEXOS

ANEXO 1.

Tabla A1. Valores de DQO para el TRH de 24 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) | % Remoción |
|-----------------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------|
| 1 | 01/07/09 | 9600 | 2800 | 70,833 |
| 3 | 03/07/09 | 11200 | 2800 | 75,000 |
| 8 | 08/07/09 | 8800 | 3200 | 63,636 |
| 10 | 10/07/09 | 10400 | 4000 | 61,538 |
| 15 | 15/07/09 | 7200 | 3600 | 50,000 |
| 17 | 17/07/09 | 8000 | 3200 | 60,000 |
| 22 | 22/07/09 | 9600 | 3200 | 66,667 |
| 24 | 24/07/09 | 8000 | 2000 | 75,000 |
| 29 | 29/07/09 | 5600 | 2800 | 50,000 |
| 31 | 31/07/09 | 8000 | 3600 | 55,000 |
| 36 | 05/08/09 | 8000 | 3200 | 60,000 |
| 38 | 07/08/09 | 6400 | 2800 | 56,250 |
| Promedio | | 8400 | 3100 | 61,994 |

Tabla A2. Valores de DQO para el TRH de 12 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) | % Remoción |
|-----------------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------|
| 1 | 19/08/09 | 8000 | 2400 | 70 |
| 3 | 21/08/09 | 6400 | 3200 | 50 |
| 8 | 26/08/09 | 9600 | 4000 | 58,333 |
| 10 | 28/08/09 | 8800 | 4400 | 50 |
| 15 | 02/09/09 | 5600 | 3200 | 42,857 |
| 17 | 04/09/09 | 8000 | 4000 | 50 |
| 22 | 09/09/09 | 8000 | 3600 | 55 |
| 24 | 11/09/09 | 12000 | 4400 | 63,333 |
| 29 | 16/09/09 | 9600 | 4800 | 50 |
| 31 | 18/09/09 | 11520 | 2400 | 79,167 |
| 36 | 23/09/09 | 8800 | 4320 | 50,909 |
| 38 | 25/09/09 | 12000 | 5600 | 53,333 |
| Promedio | | 9026,667 | 3860 | 56,078 |

Tabla A3. Valores de DBO₅ para el TRH de 24 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) | % Remoción |
|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|---------------|
| 1 | 01/07/09 | 4282,751 | 1295,187 | 69,758 |
| 3 | 03/07/09 | 4144,598 | 1243,379 | 70,000 |
| 8 | 08/07/09 | 4006,445 | 1602,578 | 60,000 |
| 10 | 10/07/09 | 3868,291 | 1536,955 | 60,268 |
| 15 | 15/07/09 | 3591,985 | 1502,417 | 58,173 |
| 17 | 17/07/09 | 4973,518 | 1473,635 | 70,370 |
| 22 | 22/07/09 | 3868,291 | 1436,794 | 62,857 |
| 24 | 24/07/09 | 4006,445 | 1680,865 | 58,046 |
| 29 | 29/07/09 | 3868,291 | 1337,905 | 65,414 |
| 31 | 31/07/09 | 4973,518 | 1326,271 | 73,333 |
| 36 | 05/08/09 | 4420,905 | 1713,101 | 61,250 |
| 38 | 07/08/09 | 3591,985 | 1527,813 | 57,466 |
| Promedio | | 4133,085 | 1473,075 | 63,911 |

Tabla A4. Valores de DBO₅ para el TRH de 12 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) | % Remoción |
|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|---------------|
| 1 | 19/08/09 | 2486,759 | 1224,959 | 50,741 |
| 3 | 21/08/09 | 4006,445 | 1399,953 | 65,057 |
| 8 | 26/08/09 | 3315,678 | 1416,071 | 57,292 |
| 10 | 28/08/09 | 3354,774 | 1531,543 | 54,347 |
| 15 | 02/09/09 | 4871,897 | 1576,846 | 67,634 |
| 17 | 04/09/09 | 3766,030 | 1458,140 | 61,282 |
| 22 | 09/09/09 | 3032,322 | 1258,873 | 58,485 |
| 24 | 11/09/09 | 3170,155 | 1378,328 | 56,522 |
| 29 | 16/09/09 | 3445,820 | 1424,272 | 58,667 |
| 31 | 18/09/09 | 4272,817 | 1359,950 | 68,172 |
| 36 | 23/09/09 | 3032,322 | 1378,328 | 54,545 |
| 38 | 25/09/09 | 3859,319 | 1562,105 | 59,524 |
| Promedio | | 3551,195 | 1414,114 | 59,356 |

Tabla A5. Valores de SST para el TRH de 24 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) | % Remoción |
|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|---------------|
| 1 | 01/07/09 | 2010 | 110 | 94,527 |
| 3 | 03/07/09 | 1480 | 260 | 82,432 |
| 8 | 08/07/09 | 1460 | 320 | 78,082 |
| 10 | 10/07/09 | 2200 | 210 | 90,455 |
| 15 | 15/07/09 | 2180 | 200 | 90,826 |
| 17 | 17/07/09 | 1390 | 150 | 89,209 |
| 22 | 22/07/09 | 1630 | 310 | 80,982 |
| 24 | 24/07/09 | 1940 | 180 | 90,722 |
| 29 | 29/07/09 | 1530 | 190 | 87,582 |
| 31 | 31/07/09 | 1400 | 384,211 | 72,556 |
| 36 | 05/08/09 | 776 | 208 | 73,196 |
| 38 | 07/08/09 | 870 | 110 | 87,356 |
| Promedio | | 1572,167 | 219,351 | 84,827 |

Tabla A6. Valores de SST para el TRH de 12 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) | % Remoción |
|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|---------------|
| 1 | 19/08/09 | 1410 | 205 | 85,461 |
| 3 | 21/08/09 | 970 | 230 | 76,289 |
| 8 | 26/08/09 | 1690 | 290 | 82,840 |
| 10 | 28/08/09 | 1190 | 240 | 79,832 |
| 15 | 02/09/09 | 1480 | 350 | 76,351 |
| 17 | 04/09/09 | 2370 | 290 | 87,764 |
| 22 | 09/09/09 | 1390 | 470 | 66,187 |
| 24 | 11/09/09 | 2420 | 390 | 83,884 |
| 29 | 16/09/09 | 2600 | 140 | 94,615 |
| 31 | 18/09/09 | 1090 | 380 | 65,138 |
| 36 | 23/09/09 | 1340 | 370 | 72,388 |
| 38 | 25/09/09 | 2270 | 370 | 83,700 |
| Promedio | | 1685 | 310,417 | 79,537 |

Tabla A7. Valores de alcalinidad para el TRH de 24 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) |
|-----------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| 1 | 01/07/09 | 1664,151 | 1573,665 |
| 3 | 03/07/09 | 1849,057 | 1540,881 |
| 8 | 08/07/09 | 2144,906 | 1960,000 |
| 10 | 10/07/09 | 1479,245 | 2237,358 |
| 15 | 15/07/09 | 1738,113 | 1294,340 |
| 17 | 17/07/09 | 1294,340 | 1664,151 |
| 22 | 22/07/09 | 1664,151 | 1294,340 |
| 24 | 24/07/09 | 1014 | 1443 |
| 29 | 29/07/09 | 1586 | 1394,792 |
| 31 | 31/07/09 | 1248 | 1365 |
| 36 | 05/08/09 | 1014 | 1287 |
| 38 | 07/08/09 | 1849,057 | 2033,962 |
| Promedio | | 1545,418 | 1590,707 |

Tabla A8. Valores de alcalinidad para el TRH de 12 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente (mg/L) | Efluente (mg/L) |
|-----------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| 1 | 19/08/09 | 1664,151 | 1645,660 |
| 3 | 21/08/09 | 1479,245 | 1849,057 |
| 8 | 26/08/09 | 1553,208 | 1590,189 |
| 10 | 28/08/09 | 1405,283 | 1479,245 |
| 15 | 02/09/09 | 1109,434 | 1571,698 |
| 17 | 04/09/09 | 1775,094 | 1405,283 |
| 22 | 09/09/09 | 1405,283 | 1534,717 |
| 24 | 11/09/09 | 1368,302 | 1349,811 |
| 29 | 16/09/09 | 1664,151 | 1479,245 |
| 31 | 18/09/09 | 1405,283 | 1294,340 |
| 36 | 23/09/09 | 1701,132 | 1627,170 |
| 38 | 25/09/09 | 1886,038 | 1904,528 |
| Promedio | | 1534,717 | 1560,912 |

Tabla A9. Valores de pH para el TRH de 24 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente | Efluente | Mitad |
|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------|--------------|
| 1 | 01/07/09 | 6,77 | 7,05 | 6,83 |
| 3 | 03/07/09 | 6,64 | 7,31 | 6,96 |
| 8 | 08/07/09 | 6,84 | 7,27 | 6,96 |
| 10 | 10/07/09 | 6,66 | 7,18 | 7,07 |
| 15 | 15/07/09 | 6,73 | 7,15 | 6,93 |
| 17 | 17/07/09 | 6,62 | 7,12 | 6,95 |
| 22 | 22/07/09 | 6,67 | 7,13 | 6,9 |
| 24 | 24/07/09 | 7,14 | 7,48 | 7,3 |
| 29 | 29/07/09 | 7,27 | 7,41 | 7,32 |
| 31 | 31/07/09 | 7,05 | 7,31 | 7,27 |
| 36 | 05/08/09 | 7,18 | 7,47 | 7,35 |
| 38 | 07/08/09 | 6,93 | 7,36 | 7,08 |
| Promedio | | 6,875 | 7,27 | 7,077 |

Tabla A10. Valores de pH para el TRH de 12 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente | Efluente | Mitad |
|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------|--------------|
| 1 | 19/08/09 | 6,72 | 7,03 | 6,9 |
| 3 | 21/08/09 | 6,73 | 7,01 | 6,89 |
| 8 | 26/08/09 | 6,94 | 7,04 | 6,88 |
| 10 | 28/08/09 | 6,88 | 7,04 | 6,93 |
| 15 | 02/09/09 | 6,8 | 7,03 | 6,95 |
| 17 | 04/09/09 | 6,83 | 6,92 | 6,9 |
| 22 | 09/09/09 | 6,81 | 6,98 | 6,89 |
| 24 | 11/09/09 | 6,62 | 6,93 | 6,85 |
| 29 | 16/09/09 | 6,81 | 7,03 | 6,89 |
| 31 | 18/09/09 | 6,78 | 7,05 | 6,96 |
| 36 | 23/09/09 | 6,87 | 7,06 | 6,93 |
| 38 | 25/09/09 | 6,81 | 7,05 | 6,92 |
| Promedio | | 6,8 | 7,014 | 6,908 |

Tabla A11. Valores de temperatura para el TRH de 24 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente | Efluente | Mitad |
|-----------------|---------------------|---------------|---------------|---------------|
| 1 | 01/07/09 | 21,5 | 22,2 | 21,1 |
| 3 | 03/07/09 | 20,4 | 21,2 | 21,1 |
| 8 | 08/07/09 | 21 | 22,5 | 21,8 |
| 10 | 10/07/09 | 21,2 | 20,1 | 20,5 |
| 15 | 15/07/09 | 21,3 | 21,7 | 21,2 |
| 17 | 17/07/09 | 22 | 21,7 | 21,9 |
| 22 | 22/07/09 | 21,3 | 21,8 | 22,1 |
| 24 | 24/07/09 | 20,5 | 20,8 | 21,5 |
| 29 | 29/07/09 | 21,8 | 21,8 | 21,9 |
| 31 | 31/07/09 | 22,4 | 21,2 | 21,9 |
| 36 | 05/08/09 | 22,4 | 22,4 | 22 |
| 38 | 07/08/09 | 21,5 | 21,6 | 21,8 |
| Promedio | | 21,442 | 21,583 | 21,567 |

Tabla A12. Valores de temperatura para el TRH de 12 horas.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Afluente | Efluente | Mitad |
|-----------------|---------------------|---------------|---------------|---------------|
| 1 | 19/08/09 | 21 | 22,1 | 21,6 |
| 3 | 21/08/09 | 21,9 | 21,8 | 21 |
| 8 | 26/08/09 | 21,5 | 21,3 | 21,2 |
| 10 | 28/08/09 | 20,5 | 20,5 | 20,5 |
| 15 | 02/09/09 | 20,6 | 20,8 | 20,7 |
| 17 | 04/09/09 | 20,6 | 20,9 | 20,9 |
| 22 | 09/09/09 | 20,6 | 21,3 | 20,9 |
| 24 | 11/09/09 | 20,6 | 21,2 | 21 |
| 29 | 16/09/09 | 20,7 | 21 | 21,4 |
| 31 | 18/09/09 | 21,3 | 21,4 | 21,7 |
| 36 | 23/09/09 | 21,3 | 21,7 | 21,8 |
| 38 | 25/09/09 | 21,9 | 22,3 | 22 |
| Promedio | | 21,042 | 21,358 | 21,225 |

Tabla A13. Relación DBO₅/DQO para el TRH de 24 horas.

| DQO(mg/L) | DBO₅(mg/L) | DBO₅/DQO |
|------------------|------------------------------|----------------------------|
| 9600 | 4282,751 | 0,446 |
| 11200 | 4144,598 | 0,370 |
| 8800 | 4006,445 | 0,455 |
| 10400 | 3868,291 | 0,372 |
| 7200 | 3591,985 | 0,499 |
| 8000 | 4973,518 | 0,622 |
| 9600 | 3868,291 | 0,403 |
| 8000 | 4006,445 | 0,501 |
| 5600 | 3868,291 | 0,691 |
| 8000 | 4973,518 | 0,622 |
| 8000 | 4420,905 | 0,553 |
| 6400 | 3591,985 | 0,561 |
| Promedio | | 0,508 |

Tabla A14. Relación DBO₅/DQO para el TRH de 12 horas.

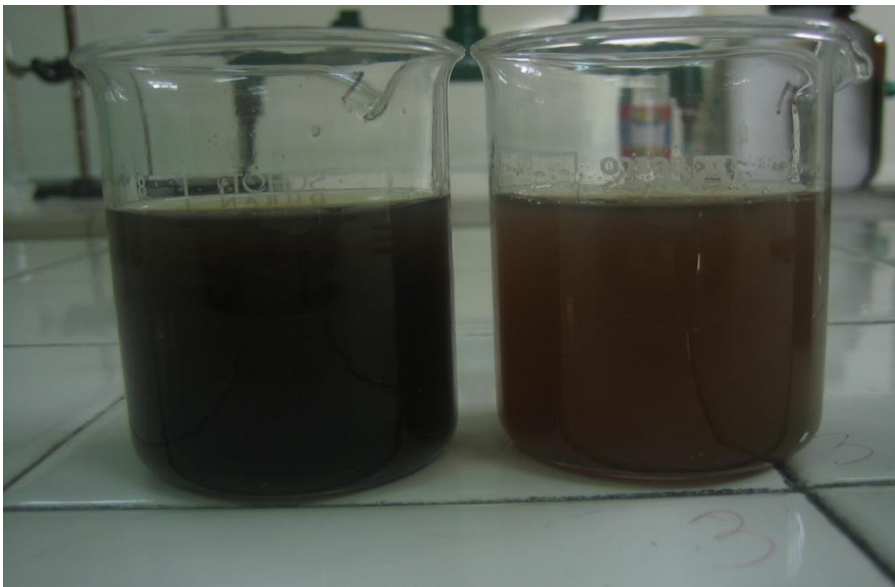
| DQO(mg/L) | DBO₅(mg/L) | DBO₅/DQO |
|------------------|------------------------------|----------------------------|
| 8000 | 2486,759 | 0,311 |
| 6400 | 4006,445 | 0,626 |
| 9600 | 3315,678 | 0,345 |
| 8800 | 3354,774 | 0,381 |
| 5600 | 4871,897 | 0,870 |
| 8000 | 3766,030 | 0,471 |
| 8000 | 3032,322 | 0,379 |
| 12000 | 3170,155 | 0,264 |
| 9600 | 3445,820 | 0,359 |
| 11520 | 4272,817 | 0,371 |
| 8800 | 3032,322 | 0,345 |
| 12000 | 3859,319 | 0,322 |
| Promedio | | 0,420 |

ANEXO 2.

Fotografía 1. Agua residual a la entrada y salida del reactor para el TRH de 24 horas.



Fotografía 2. Agua residual a la entrada y salida del reactor para el TRH de 12 horas.



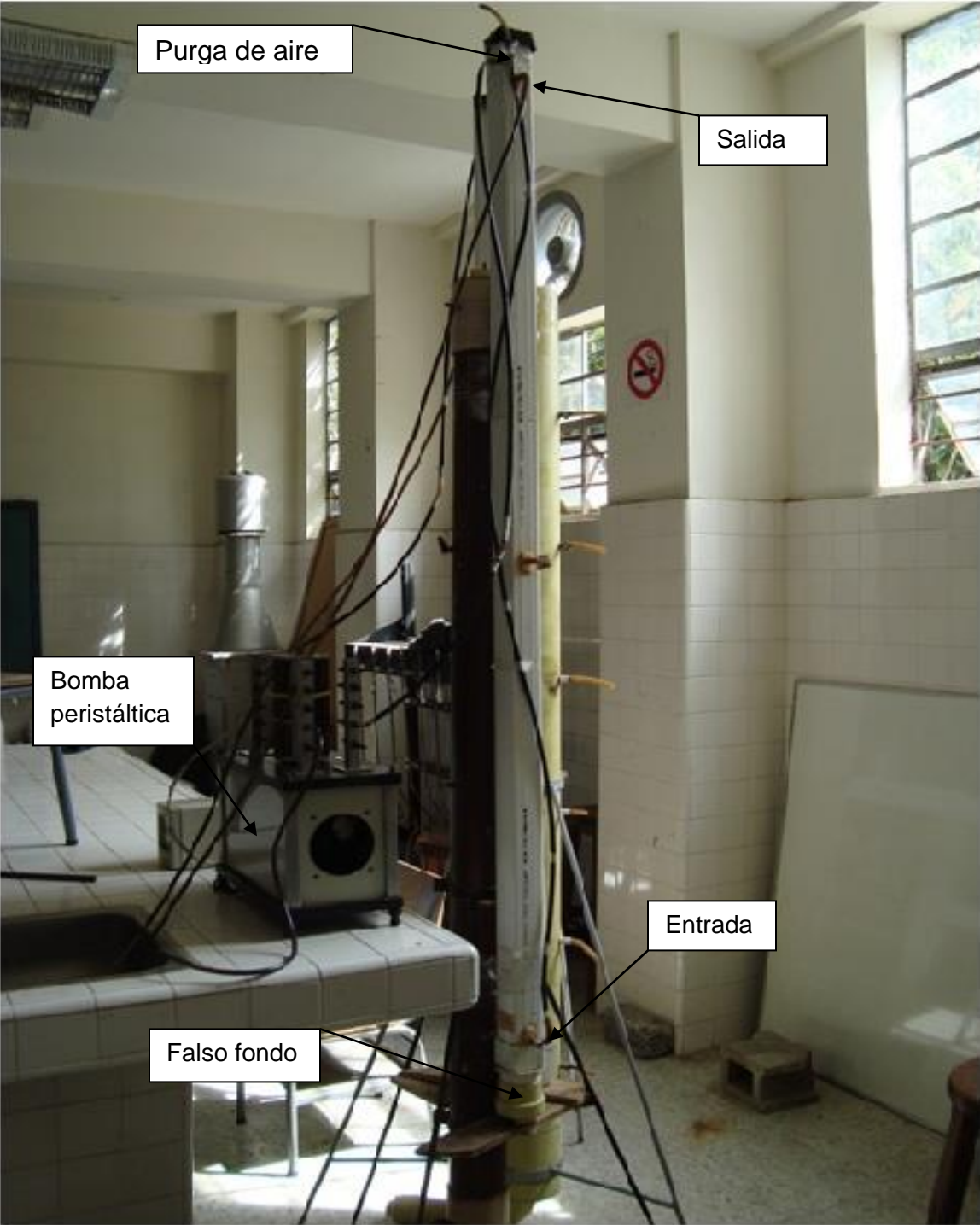
Fotografía 3. Disposición de las franjas tejidas de polietileno antes de ser utilizadas como medio de soporte.



Fotografía 4. Ubicación de las franjas tejidas de polietileno al interior del reactor.



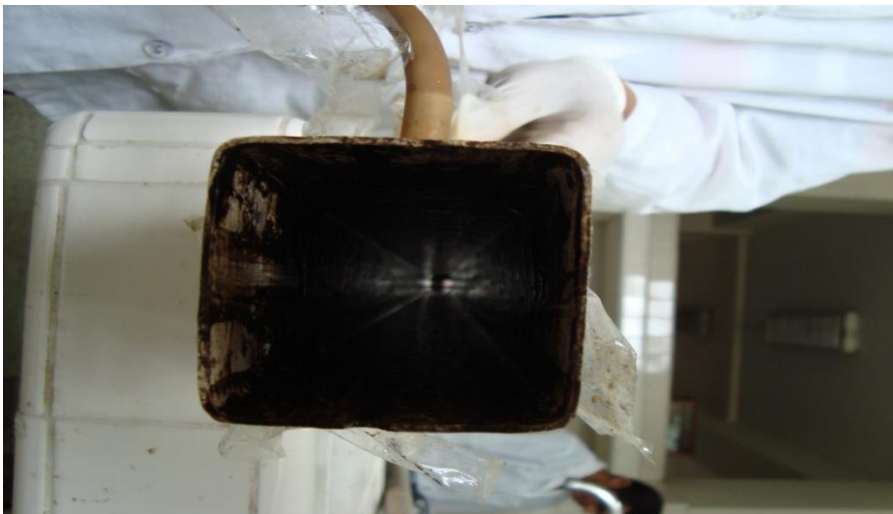
Fotografía 5. Reactor anaerobio de flujo ascendente.



Fotografía 6. Apariencia de las franjas tejidas de polietileno antes y después de la permanencia en el interior del reactor.



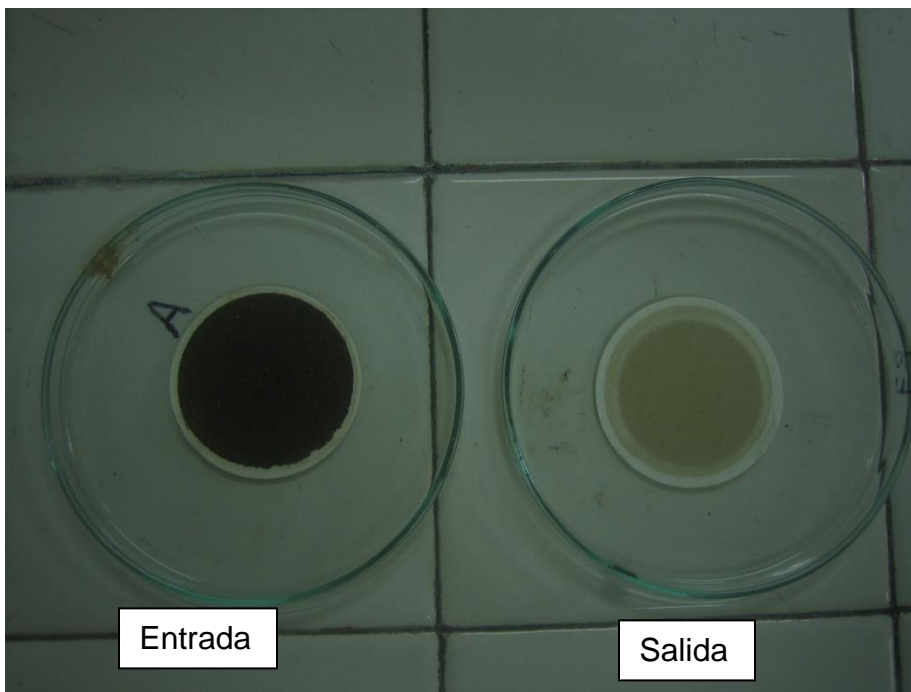
Fotografía 7. Adherencia de biopelícula en las paredes del reactor.



Fotografía 8. Lodo generado en el reactor.



Fotografía 9. Sólidos suspendidos totales retenidos en los filtros a la entrada y salida del reactor.



Fotografía 10. Sitio de muestreo en la PTAR del matadero de Popayán.



ANEXO 3.

1. Prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

El siguiente procedimiento se realiza para efluentes provenientes de mataderos con valores altos de DBO.

- Determinar la cantidad óptima de muestra a inocular (Afluente 0,1 mL y Efluente 0,4 mL aproximadamente).
- Tomar muestra a la entrada y salida del reactor.
- Preparar el agua de dilución, para lo cual se agrega por cada litro de agua un mililitro de los siguientes reactivos: sulfato de magnesio, cloruro de calcio, cloruro férrico y buffer de fosfatos.
- Adicionar la muestra en los winkler y completar hasta 300 mL con agua de dilución, tanto para la inicial como para la que se coloca a incubación por cinco días.
- A los winkler adicionar un mililitro de sulfato manganoso y yoduro alcalino, agitar y dejar sedimentar, luego repetir este último paso.
- Adicionar un mililitro de ácido sulfúrico concentrado
- Agitar y dejar en la oscuridad por lo menos durante cinco minutos.
- Titular con tiosulfato de sodio 0.025N 202 mL de muestra hasta un color amarillo claro, se adiciona indicador (almidón) y se continúa titulando hasta desaparición del color.
- Registrar el volumen de titulante consumido.
- Repetir los últimos cinco pasos a los cinco días.
- El valor de la DBO₅ se calcula mediante la siguiente expresión:

$$DBO_5 = \frac{(OD_I - OD_F)}{V_{muestra}} * 300 \quad ; \quad OD = \frac{(V_{Titulante} * N_{Tiosulfato} * 8000)}{202}$$

2. Prueba de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

El siguiente procedimiento se realiza para muestras con valores de DQO entre 0 y 1000 mg/L.

- Tomar muestra a la entrada y salida del reactor.
- Considerando los altos valores de DQO de las aguas analizadas realizar diluciones.
- Pesar 0.04 g de sulfato de mercurio.
- En celdas para digestión adicionar el reactivo anterior.
- Agregar 2 mL de muestra, 1 mL de ácido sulfúrico concentrado, mezclar y dejar enfriar.
- Adicionar 1 mL de dicromato de potasio 0.25 N y mezclar.
- Añadir 3 mL del reactivo ácido sulfúrico concentrado-sulfato de plata, mezclar y llevar a digestión durante 2 horas.
- Colocar un blanco repitiendo los últimos 5 pasos.
- Después de las dos horas de digestión dejar enfriar.
- Adicionar en un beaker el volumen de cada celda y enjuagarlas con un volumen igual de agua destilada.
- Titular con sulfato ferroso amoniacal 0,1N utilizando como indicador ferroina hasta el viraje del indicador a rojo.
- Registrar el volumen de titulante.
- Calcular el valor de la DQO mediante la siguiente expresión:

$$DQO = \frac{V_{\text{Titulante}} * N_{\text{Titulante}} * 8000}{V_{\text{Muestra}}}$$

3. Prueba de Sólidos Suspendidos Totales (SST).

- Tomar muestra a la entrada y salida del reactor.
- Secar los filtros de referencia 934 - AH de 47 o 55 mm de diámetro, durante 1 hora a 103 °C.
- Llevar al desecador durante 40 minutos.
- Registrar el peso inicial.
- Filtrar 10 mL de muestra.
- Llevar al horno la muestra filtrada durante 1 hora a 103 °C.
- Dejar en el desecador hasta enfriamiento.
- Pesar el filtro con la muestra.
- Determinar el contenido de SST mediante la siguiente expresión:

$$SST = \frac{(\text{Peso.filtro} - \text{Peso.filtro.con.muestra})}{V_{\text{muestra}}} * 1000000$$

4. Prueba de Alcalinidad Total.

- Tomar muestra a la entrada y salida del reactor.
- Realizar diluciones para facilitar la realización de la prueba.
- Tomar 50 mL de volumen de muestra.
- Adicionar 2 a 3 gotas de naranja de metilo.
- Titular con ácido sulfúrico 0,02 N hasta el cambio de color de naranja a rosado.
- Registrar el volumen consumido.
- Calcular la alcalinidad total mediante:

$$\text{mg / L.CaCO}_3 = \frac{(\text{mL.titulante} * N_{\text{Titulante}} * 50 * 1000)}{V_{\text{muestra}}}$$

5. Prueba de pH y Temperatura.

- Tomar muestra a la entrada y salida del reactor.
- Medir los dos parámetros mediante el uso del pH-metro marca Metrohm 827 pH lab.

ANEXO 4.

Figura A1. Diagrama de cajas de DQO para 24 y 12 horas de TRH.

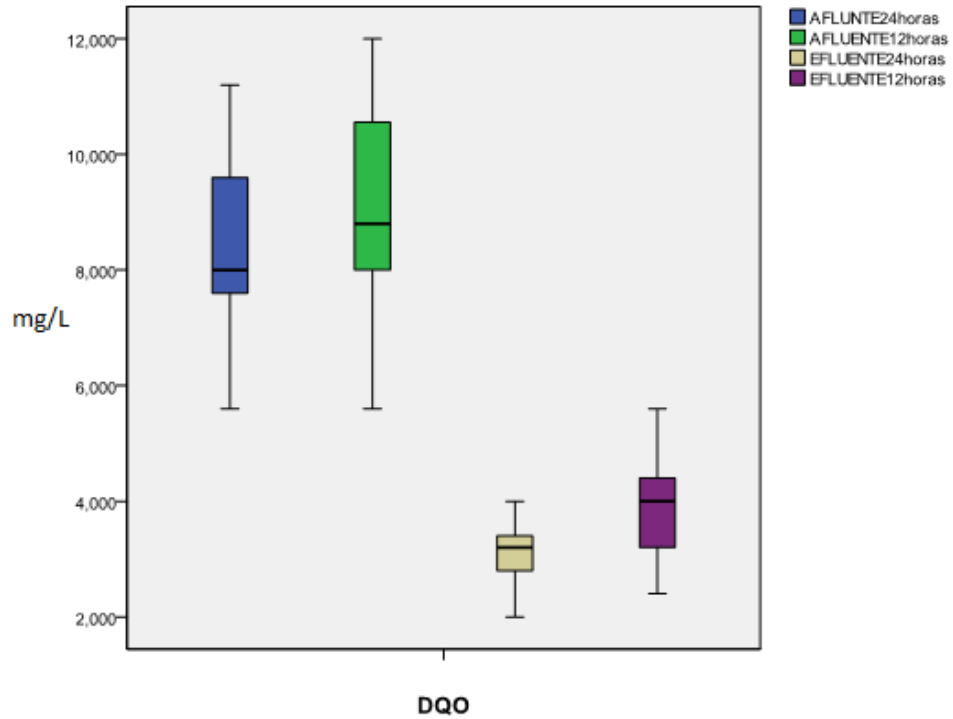


Figura A2. Diagrama de cajas de DBO para 24 y 12 horas de TRH.

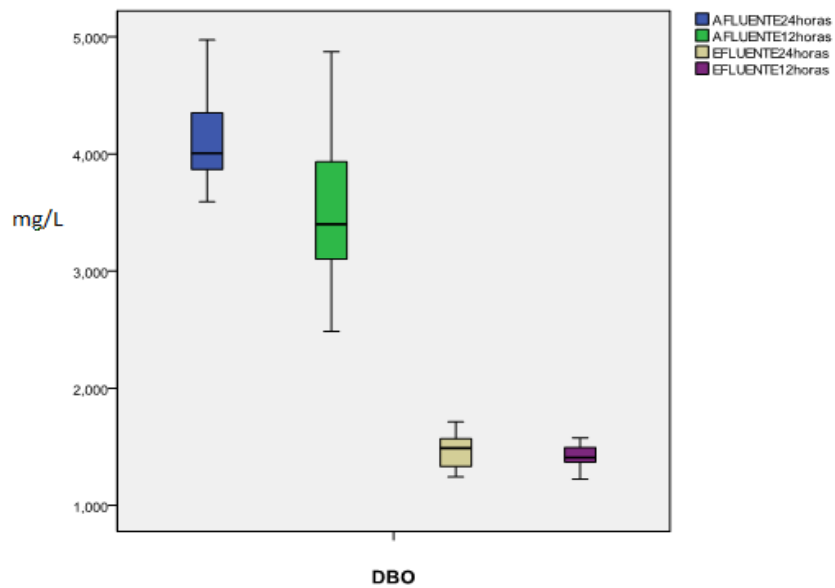


Figura A3. Diagrama de cajas de SST para 24 y 12 horas de TRH.

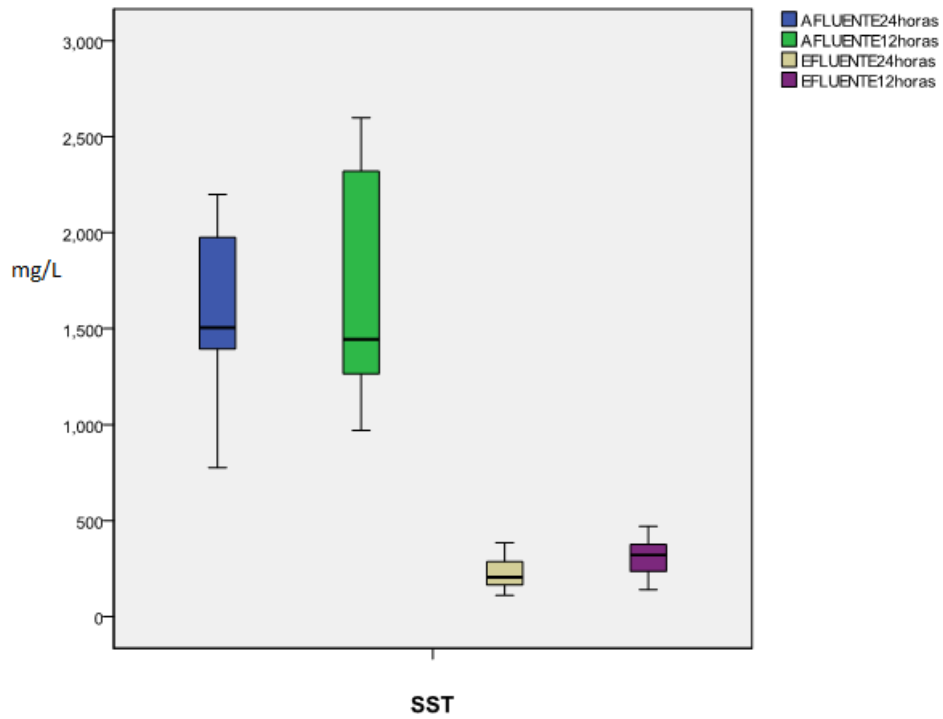


Figura A4. Diagrama de cajas de Alcalinidad para 24 y 12 horas de TRH.

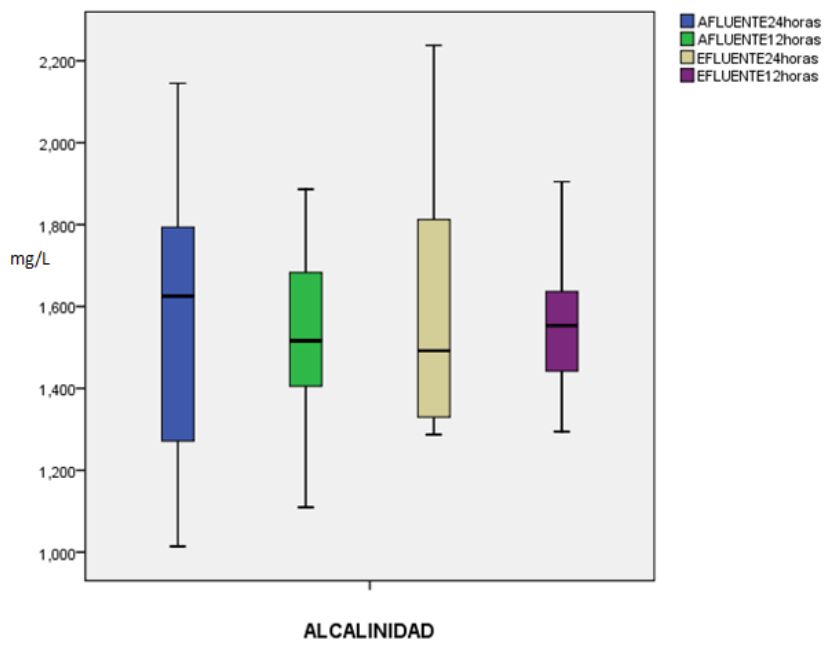


Figura A5. Diagrama de cajas de pH para 24 y 12 horas de TRH.

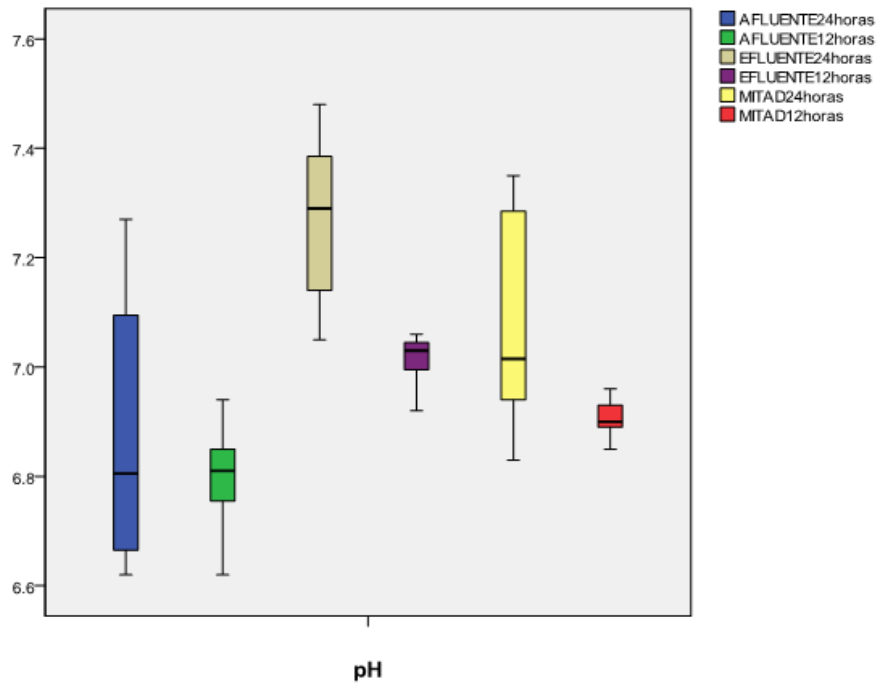
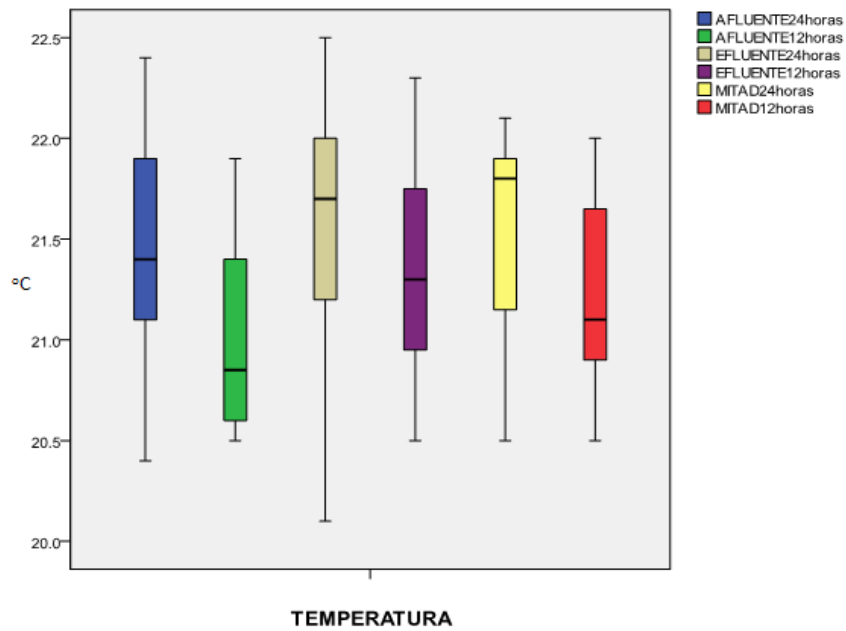


Figura A6. Diagrama de cajas de Temperatura para 24 y 12 horas de TRH.



ANEXO 5.

Tabla B1. Prueba de Normalidad para los TRH de 12 y 24 horas.

| Tiempo (horas) | | Shapiro-Wilk | | |
|-----------------------------|----|--------------|--------------------|---------------|
| | | Estadístico | Grados de libertad | Significación |
| % remoción DQO | 12 | 0,869 | 12 | 0,064 |
| | 24 | 0,941 | 12 | 0,506 |
| % remoción DBO ₅ | 12 | 0,950 | 12 | 0,639 |
| | 24 | 0,889 | 12 | 0,115 |
| % remoción SST | 12 | 0,963 | 12 | 0,829 |
| | 24 | 0,909 | 12 | 0,208 |
| Temperatura Afluente | 12 | 0,845 | 12 | 0,052 |
| | 24 | 0,952 | 12 | 0,668 |
| Temperatura Efluente | 12 | 0,976 | 12 | 0,961 |
| | 24 | 0,941 | 12 | 0,512 |
| Temperatura Mitad | 12 | 0,957 | 12 | 0,740 |
| | 24 | 0,869 | 12 | 0,064 |

Tabla B2. Comparación de los porcentajes de remoción en DQO, DBO y SST mediante la prueba t de Student para los TRH de 12 y 24 horas.

| | | Prueba de Levene para igualdad de varianzas | Prueba T para igualdad de medias | | |
|----------------------|----------------------------------|---|----------------------------------|----------------------|------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error de la diferencia |
| % de remoción en DQO | Se han asumido varianzas iguales | 0,697 | 0,139 | 5,9160 | 3,85473 |
| % de remoción en DBO | Se han asumido varianzas iguales | 0,528 | 0,055 | 4,5556 | 2,24975 |
| % de remoción en SST | Se han asumido varianzas iguales | 0,672 | 0,121 | 5,2897 | 3,27557 |

Tabla B3. Comparación de la temperatura mediante la prueba t de Student para los TRH de 12 y 24 horas.

| | | Prueba de Levene para igualdad de varianzas | Prueba T para igualdad de medias | | |
|----------------------|----------------------------------|---|----------------------------------|----------------------|------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error de la diferencia |
| Temperatura Afluente | Se han asumido varianzas iguales | 0,744 | 0,109 | 0,4 | 0,23929 |
| Temperatura Efluente | Se han asumido varianzas iguales | 0,575 | 0,379 | 0,2250 | 0,25054 |
| Temperatura Mitad | Se han asumido varianzas iguales | 0,920 | 0,095 | 0,3417 | 0,19597 |

Tabla B4. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y mitad del reactor con 12 horas de TRH.

| | | Prueba de Levene para la igualdad de varianzas | Prueba T para la igualdad de medias | | |
|----------|----------------------------------|--|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error típ. de la diferencia |
| 12 horas | Se han asumido varianzas iguales | 0,579 | 0,377 | 0,183 | 0,203 |

Tabla B5. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y salida del reactor con 12 horas de TRH.

| | | Prueba de Levene para la igualdad de varianzas | Prueba T para la igualdad de medias | | |
|----------|----------------------------------|--|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error típ. de la diferencia |
| 12 horas | Se han asumido varianzas iguales | 0,788 | 0,157 | 0,317 | 0,216 |

Tabla B6. Prueba t aplicada a la temperatura a la mitad y salida del reactor con 12 horas de TRH.

| | | Prueba de Levene para la igualdad de varianzas | Prueba T para la igualdad de medias | | |
|----------|----------------------------------|--|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error típ. de la diferencia |
| 12 horas | Se han asumido varianzas iguales | 0,844 | 0,525 | 0,133 | 0,206 |

Tabla B7. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y mitad del reactor con 24 horas de TRH.

| | | Prueba de Levene para la igualdad de varianzas | Prueba T para la igualdad de medias | | |
|----------|----------------------------------|--|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error típ. de la diferencia |
| 24 horas | Se han asumido varianzas iguales | 0,521 | 0,597 | 0,125 | 0,233 |

Tabla B8. Prueba t aplicada a la temperatura a la entrada y salida del reactor con 24 horas de TRH.

| | | Prueba de Levene para la igualdad de varianzas | Prueba T para la igualdad de medias | | |
|----------|----------------------------------|--|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error típ. de la diferencia |
| 24 horas | Se han asumido varianzas iguales | 0,935 | 0,605 | 0,142 | 0,271 |

Tabla B9. Prueba t aplicada a la temperatura a la mitad y salida del reactor con 24 horas de TRH.

| | | Prueba de Levene para la igualdad de varianzas | Prueba T para la igualdad de medias | | |
|----------|----------------------------------|--|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error típ. de la diferencia |
| 24 horas | Se han asumido varianzas iguales | 0,492 | 0,946 | 0,167 | 0,242 |

Tabla B10. Prueba t aplicada a la relación DBO₅/DQO para 24 y 12 horas de TRH.

| | | Prueba de Levene para la igualdad de varianzas | Prueba T para la igualdad de medias | | |
|-----------------------|----------------------------------|--|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| | | Significación | Significación (bilateral) | Diferencia de medias | Error típ. de la diferencia |
| DBO ₅ /DQO | Se han asumido varianzas iguales | 0,386 | 0,141 | 0,088 | 0,057 |

ANEXO 6.

Tabla C1. Cantidad de Bovinos y Porcinos sacrificados en los días de muestreo para 24 horas de TRH.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Bovinos | Porcinos |
|------|------------------|---------|----------|
| 1 | 01/07/09 | 70 | 13 |
| 3 | 03/07/09 | 85 | 18 |
| 8 | 08/07/09 | 59 | 9 |
| 10 | 10/07/09 | 77 | 14 |
| 15 | 15/07/09 | 59 | 10 |
| 17 | 17/07/09 | 68 | 12 |
| 22 | 22/07/09 | 69 | 14 |
| 24 | 24/07/09 | 66 | 12 |
| 29 | 29/07/09 | 58 | 10 |
| 31 | 31/07/09 | 67 | 14 |
| 36 | 05/08/09 | 65 | 11 |
| 38 | 07/08/09 | 62 | 11 |

Tabla C2. Cantidad de Bovinos y Porcinos sacrificados en los días de muestreo para 12 horas de TRH.

| Días | Fecha (dd/mm/aa) | Bovinos | Porcinos |
|------|------------------|---------|----------|
| 1 | 19/08/09 | 66 | 12 |
| 3 | 21/08/09 | 70 | 13 |
| 8 | 26/08/09 | 69 | 14 |
| 10 | 28/08/09 | 65 | 13 |
| 15 | 02/09/09 | 64 | 9 |
| 17 | 04/09/09 | 68 | 13 |
| 22 | 09/09/09 | 63 | 10 |
| 24 | 11/09/09 | 86 | 19 |
| 29 | 16/09/09 | 69 | 12 |
| 31 | 18/09/09 | 80 | 16 |
| 36 | 23/09/09 | 65 | 10 |
| 38 | 25/09/09 | 87 | 15 |