

OPERACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DEL FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO
ASCENDENTE SEPARADO EN TRES FASES- TRI-FAFS PARA LA BIORREMEDIACIÓN
DE LIXIVIADOS CON ALTA CARGA ORGÁNICA DEL RELLENO SANITARIO LA
CORTADA NORTE DE SANTANDER.

PROYECTO PARA OPTAR POR EL
TITULO DE INGENIERO AMBIENTAL

TOMAS DE JESUS CASTAÑEDA JIMENEZ

1.090.493.394

PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
UNIVERSIDAD DE PAMPLONA

PAMPLONA

2019

OPERACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DEL FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO
ASCENDENTE SEPARADO EN TRES FASES- TRI-FAFS PARA LA BIORREMEDIACIÓN
DE LIXIVIADOS CON ALTA CARGA ORGÁNICA DEL RELLENO SANITARIO LA
CORTADA NORTE DE SANTANDER.

PROYECTO PARA OPTAR POR EL
TITULO DE INGENIERO AMBIENTAL

TOMAS DE JESUS CASTAÑEDA JIMENEZ

1.090.493.394

Ing. JULIO ISAAC MALDONADO

M.Sc. en Ingeniería Ambiental

Director

ANGELA CAJIAO PEDRAZA

Microbióloga

Codirectora

PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
UNIVERSIDAD DE PAMPLONA

PAMPLONA

2019

DEDICATORIA

En principio doy gracias a Dios por llenarme de fuerza y voluntad para luchar contra los problemas y adversidades que se presentaron durante el transcurso de toda mi carrera, por ayudarme a levantarme y seguir luchando hasta conseguir lo planeado.

Le dedico esta tesis principalmente a mis padres; a mi madre Rosa Margarita Jimenez Conde y mi padre Fabian Alberto Castañeda de Andreis, quienes además de brindarme el estudio para mi superación me apoyaron cuando decidí estudiar ingeniera ambiental, nunca me dejaron a la deriva y desde pequeño me enseñaron a luchar por lo que quería y ser el mejor en lo sé hacer. Además de dejar una gran herencia el estudio que me dieron.

A mi familia, todos mis hermanos que en momentos de crisis me apoyaron incondicionalmente, me enseñaron el valor de las cosas, y brindaron palabras de gratificantes cuando más las necesitaba. Gracias a todos por creer en mí y siempre apoyarme en las elecciones para mi vida.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por siempre mantenerme con salud y vida, para poder cumplir los sueños que tengo propuestos para mi vida.

A mi director de tesis M.Sc. Julio Isaac Maldonado el cual desde la materia de tratamiento de aguas residuales cultivó el gusto hacia la investigación en caminada en esta línea, por ser guía para una correcta ejecución de la investigación, por entregar tiempo y conocimiento requerido para el desarrollo de este proyecto.

A mi codirectora Angela Cajiao Pedraza, por la paciencia, los conocimientos y guías aportados para el desarrollo de la etapa microbiológica de la investigación sin ella, este proyecto no estaría completo.

A la Universidad de Pamplona, por permitirme ser estudiante y próximo egresado de esta excelente cada de la educación con docentes de gran aporte durante todo el desarrollo de mi carrera profesional, a los auxiliares de laboratorio de control de calidad los cuales aportaron en el desarrollo de los análisis de la investigación.

Agradecido totalmente con mis padres los cuales aportar económica y emocionalmente a mi desarrollo como estudiante universitario y en ningún momento dudaron de mis capacidades para llegar hasta este punto de mi carrera universitaria.

ÍNDICE

ÍNDICE

INTRODUCCION	20
1. JUSTIFICACION.....	23
2. OBJETIVOS.....	25
2.1 OBJETIVO GENERAL	25
2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS	25
3. MARCO TEORICO.....	26
3.1 MARCO CONCEPTUAL	26
3.1.1 Contexto Regional y Municipal	26
3.1.2 Limites Municipales de Pamplona	27
3.1.3 Área de Obtención del lixiviado de estudio: Relleno Sanitario la Cortada.....	27
3.2 MARCO REFERENCIAL	28
3.3 TRATAMIENTOS DE AGUAS	28
3.4 SISTEMAS DE TRATAMIENTO.....	28
3.4.1 Tratamiento Natural	28
3.4.2 Tratamiento biológico.	29
3.4.3 Tratamiento Aerobio	29
3.4.4 Tratamiento Anaerobio	29
3.4.5 Tratamiento Facultativo	30
3.4.6 Tratamiento fisicoquímico	31

3.5	PROCESOS ANAEROBIOS DE CULTIVO FIJO	32
3.6	FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENSIONAL.....	32
3.6.1	Fases de la digestión anaerobia	33
3.6.2	Tiempo de Retención Hidráulico	37
3.6.3	Medio de Soporte	38
3.6.4	Porosidad del medio de soporte	39
3.7	LIXIVIADOS	40
3.7.1	Etapas de la evolución del gas y evolución de la composición del lixiviado.....	40
3.7.2	Fase Ajuste Inicial.....	40
3.7.3	Fase de Transición.....	40
3.7.4	Fase Ácida.....	41
3.7.5	Fase Metanogénica.....	41
3.7.6	Fase de Maduración	41
3.7.7	Composición de los lixiviados	42
3.7.8	Composición química, calidad y cantidad de los lixiviados	43
3.8	PARAMETROS DE CONTROL QUE AFECTAN EL RENDIMINETO DEL PROCESO.....	47
3.8.1	Temperatura	48
3.8.2	Potencial de hidrogeno (pH)	49
3.8.3	Nutrientes	51

3.8.4	Alcalinidad	52
3.8.5	Solidos totales y volátiles.....	52
3.8.6	Ácidos grasos volátiles.....	53
3.8.7	Sulfuros y sulfatos.....	53
3.8.8	Nitrógeno amoniacal	55
3.8.9	Presencia de metales y compuestos inhiben el proceso	55
4.	MARCO LEGAL	57
4.1	CONSTITUCIÓN COLOMBIANA.....	57
4.2	LEYES.....	58
4.3	DECRETOS.....	59
4.4	RESOLUCIONES	61
4.5	NORMAS TECNICAS.....	63
5.	ANTECEDENTES.....	65
5.1	ANTECEDENTES INTERNACIONALES.....	65
5.2	ANTECEDENTES NACIONALES.....	66
5.3	ANTECEDENTES REGIONALES Y LOCALES	68
6.	METODOLOGIA	71
6.1	CARACTERIZACION Y COMPOSICION DEL SUSTRATO (LIXIVIADO).....	71
6.2	MONTAJE Y OPERACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS	72

6.2.1	Unidades de tratamiento preliminar	72
6.2.2	Trampa de grasa	72
6.2.3	Sedimentador primario.....	73
6.2.4	Alimentación de los reactores	74
6.2.5	Materiales utilizados en la elaboración del Filtro anaerobio de flujo ascendente TRI-FAFS 75	
6.2.6	Distribución volumétrica de los filtros TRI-FAFAS.....	76
6.2.7	Dilución del lixiviado de alimentación, concentración y carga orgánica volumétrica	77
6.2.8	Caudales y tiempo de retención hidráulica de los filtros.	78
6.2.9	Temperaturas.....	79
6.3	OPERACIÓN Y MONITOREO DE LOS TRI-FAFS	80
6.3.1	Determinación de las eficiencias del sistema de digestión anaerobia	80
6.3.2	seguimiento al pH de entrada y salida de los reactores para las diferentes temperaturas.....	80
6.3.3	Cuantificación de la eficiencia de cada reactor a diferentes temperaturas.....	80
6.3.4	Determinación de las eficiencias en función de la temperatura	81
6.3.5	Determinación de los microorganismos prevaecientes	81
6.3.6	Medios modificados de lixiviado y siembra.	81
6.3.7	Medios selectivos hidrolíticos y siembra.	82

6.3.8	Medios modificados Acetogénicos	83
6.3.9	Medios modificados Metanogénicos.....	83
6.3.10	Medio para clostridium.....	84
7.	RESULTADOS Y ANALISIS DE RESULTADOS	85
7.1	CARACTERIZACION DEL LIXIVIADO.....	85
7.2	UNIDADES DE TRATAMIENTO PRELIMINAR	87
7.2.1	Trampa de grasas.....	87
7.2.2	Sedimentador primario.....	89
7.3	MONITOREO DE LOS FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE TRI- FAFS	90
7.4	RESULTADOS Y ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DE LOS FILTROS CON UNA TEMPERATURA DE 20°C Y CARGA ORGANICA DE 7.57 Kg/M ³ -D.....	91
7.4.1	Resultados y análisis para el filtro 1.....	91
7.4.2	Resultados y análisis para el filtro 2.....	92
7.4.3	pH obtenido a la temperatura de 20°C	92
7.4.4	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -d a T = 20°C.....	92
7.4.5	Resultados y análisis para el filtro 3.....	93
7.4.6	pH Obtenido a la temperatura de 20°C	93
7.4.7	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -d a T = 20°C	94

7.5	RESULTADOS Y ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DE LOS FILTROS CON UNA TEMPERATURA DE 27°C Y CARGA ORGANICA DE 7.57 Kg/M ³ -D.....	95
7.5.1	Resultados y análisis para el filtro 1.....	95
7.5.2	pH Obtenido a la temperatura de 27°C	95
7.5.3	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -d a T = 27°C	96
7.5.4	Resultados y análisis para el filtro 2.....	97
7.5.5	pH Obtenido a la temperatura de 27°C	97
7.5.6	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -dia a T = 27°C	98
7.5.7	Resultados y análisis para el filtro 3.....	99
7.5.8	pH Obtenido a la temperatura de 27°C	99
7.5.9	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -d a T = 27°C	100
7.6	RESULTADOS Y ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DE LOS FILTROS CON UNA TEMPERATURA DE 34°C Y CARGA ORGANICA DE 7.57 Kg/M ³ -D.	101
7.6.1	Resultados y análisis para el filtro 1.....	101
7.6.2	pH Obtenido a la temperatura de 34°C	101
7.6.3	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -dia a T = 34°C....	101
7.6.4	Resultados y análisis para el filtro 2.....	102
7.6.5	pH Obtenido a la temperatura de 34°C	102
7.6.6	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -d a T = 34°C.....	103
7.6.7	Resultados y análisis para el filtro 3.....	104

7.6.8	pH Obtenido a la temperatura de 34°C	104
7.6.9	Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m ³ -d a T = 34°C.....	105
7.7	ANALISIS GENERAL	106
7.7.1	Determinación del Reactor más eficiente en función de la temperatura.	106
7.7.2	Análisis general del pH y eficiencia de remoción.....	107
7.7.3	Análisis del porcentaje máximo de remoción en función de la carga orgánica	108
7.8	RESULTADOS Y ANÁLISIS MICROBIOLÓGICOS	110
7.8.1	Siembra en medios modificados de lixiviados	110
7.8.2	Siembra en medios hidrolíticos	112
7.8.4	Organismos prevalecientes en la etapa 1.....	118
7.8.5	Medio selectivo para Acetogénicos.....	123
7.8.6	Organismos prevalecientes en la etapa 2.....	124
7.8.7	Medios selectivos para metanogénicas	126
7.8.8	Organismos prevalecientes en la etapa 3.....	127
8.	CONCLUSIONES	129
9.	RECOMENDACIONES	134
10.	BIBLIOGRAFIA.....	135
11.	ANEXOS.....	146

LISTA DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Ubicación Municipio de Pamplona.....	26
Ilustración 2. Ubicación Relleno Sanitario La Cortada.....	27
Ilustración 3 Diagrama de la Oxidación Aerobia.....	29
Ilustración 4 Representación Simple de la Oxidación Anaerobia.....	30
Ilustración 5 Proceso de Coagulación y Floculación	31
Ilustración 6 Filtro Anaerobio Básico.	33
Ilustración 7 Oxidación anaerobia de compuestos orgánicos.	36
Ilustración 8 Degradación anaerobia en presencia de sulfato.	37
Ilustración 9 Generación y composición del gas y lixiviado en un relleno sanitario.....	42
Ilustración 10 Clasificación de los microorganismos en función de la temperatura.....	48
Ilustración 11 Puntos cardinales de temperatura de los microorganismos.....	49
Ilustración 12 Sistema de alimentación general de los filtros.....	74
Ilustración 13 Distribución volumétrica de los TRI-FAFS y esquema general del montaje. .	77
Ilustración 14 Vista de planta trampa de grasas.....	88
Ilustración 15 Vista lateral trampa de grasas	88
Ilustración 16 Vista de planta sedimentador primario	89
Ilustración 17 vista lateral sedimentador primario.....	90
Ilustración 18 Sistema Trampa de grasas - Sedimentador primario	90
Ilustración 19 Resumen de la operación en los filtros TRI-FAFS	107

LISTA DE TABLAS

Tabla 1	Requisitos de medios de soporte en filtros anaerobios	39
Tabla 2	Datos Típicos de la composición de los lixiviados de vertederos nuevos y maduros	46
Tabla 3	Clasificación de los parámetros de control	47
Tabla 4	Compuestos inorgánicos tóxicos e inhibitorios para los procesos anaerobios.....	56
Tabla 5	Valores obtenidos de la Caracterización al lixiviado.....	85
Tabla 6	Clasificación de los lixiviados según su edad por Cárdenas, C. (2012) y Najera, H. (2000).....	86
Tabla 7	Eficiencia en porcentaje del reactor 2	92
Tabla 8	Eficiencia en porcentaje del reactor 2	94
Tabla 9	Eficiencia en porcentaje del reactor 1	96
Tabla 10	Eficiencia en porcentaje del reactor 2	98
Tabla 11	Eficiencia en porcentaje del reactor 3	100
Tabla 12	Eficiencia en porcentaje del reactor 1	102
Tabla 13	Eficiencia en porcentaje del reactor2	103
Tabla 14	Eficiencia en porcentaje del reactor 3	105
Tabla 15	Eficiencias máximas obtenidas por los filtros TRI-FAFS a diferentes cargas orgánicas	108
Tabla 16	Mayores eficiencias de remoción en los TRI-FAFS a diferentes cargas y temperaturas.	109
Tabla 17	Microrganismos encontrados después de la validación para la enzima Amilasa...	119
Tabla 18	Microrganismos encontrados después de la validación para la enzima Proteasa. .	120
Tabla 19	Microrganismos encontrados después de la validación para la enzima Lipasa.	121

Tabla 20 Microorganismos encontrados después de la validación para la enzima Descarboxilasa.
..... 121

Tabla 21 Microorganismos encontrados después de la validación para la enzima Amidasa.. 122

Tabla 22 Microorganismos Acetogénicos encontrados después de la validación. 126

Tabla 23 Microorganismos Metanogénicos encontrados después de la validación..... 128

LISTA DE GRAFICOS

Gráfico 1 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a T = 20°C .	92
Gráfico 2 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 2 a T =20°C.....	93
Gráfico 3 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 3 a T = 20°C	94
Gráfico 4 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 3 a T = 20°C.....	95
Gráfico 5 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 1 a T = 27°C	96
Gráfico 6 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 1 a T = 27°C.....	97
Gráfico 7 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a T = 27°C	98
Gráfico 8 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 2 a T = 27°C.....	99
Gráfico 9 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 3 a T = 27°C	99
Gráfico 10 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 3 a T = 27°C.....	100
Gráfico 11 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 1 a T = 34°C	101
Gráfico 12 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 1 a T = 34°C.....	102
Gráfico 13 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a T = 34°C	103
Gráfico 14 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 2 a T = 34°C.....	104
Gráfico 15 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a 34°C...	104
Gráfico 16 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 3 a T = 34°C.....	106
Gráfico 17 Eficiencias obtenidas con cargas orgánicas entre 2.25 y 7.57 Kg DQO/m ³ - d a temperaturas de 20.27 y 34°C.....	110

LISTA DE IMAGENES

Imagen 1 Crecimiento de los microorganismos en la fase 1 en medio modificado de lixiviado.	111
Imagen 2 Crecimiento de los microorganismos en la fase 2 en medio modificado de lixiviado.	111
Imagen 3 Crecimiento de los microorganismos en la fase 3 A en medio modificado de lixiviado.	112
Imagen 4 Crecimiento de los microorganismos en la fase 3 B en medio modificado de lixiviado.	112
Imagen 5 Medios Hidrolíticos superior yema de huevo, medio EBM e inferior leche.	113
Imagen 6 Crecimiento en medio hidrolítico Yema de huevo.	113
Imagen 7 Crecimiento en medio hidrolítico EMB	114
Imagen 8 Crecimiento en medio hidrolítico leche.	114
Imagen 9 Bacilos del medio EMB 100x	115
Imagen 10 Bacilos del medio Yema de huevo 100x.....	116
Imagen 11 Bacilos del medio leche 100x	116
Imagen 12 Medios sps.....	117
Imagen 13 Crecimiento en medio Sps Fase 1	117
Imagen 14 Crecimiento en medio Sps Fase 2	118
Imagen 15 Crecimiento en medio Sps Fase 3	118
Imagen 16 Jarra de anaerobiosis	123
Imagen 17 Crecimiento en medio Acetogénico Fase 2.....	124
Imagen 18 Crecimiento en medio Acetogénico Fase 2.....	124

Imagen 19 Jarra de anaerobiosis.	126
Imagen 20 Crecimiento en medio Metanogénico Fase 3	127
Imagen 21 Crecimiento en medio Metanogénico Fase 3	127

INTRODUCCION

La generación de residuos sólidos en la actualidad es un problema difícil de resolver, debido al alto consumismo de las poblaciones en el mundo; los residuos generados por las necesidades ya sean básicas o de satisfacción personal tienden a parar en países como Colombia, en rellenos sanitarios o vertederos (Noguera & Olivero, 2010). En donde derivado de estos residuos se genera otro problema: el lixiviado (Giraldo, 2001), el cual se forma cuando el agua entra en contacto con los residuos, tomando gran parte de las características y sustancias de estos para finalmente formar un líquido con una alta carga orgánica, sales, metales pesados y muy contaminado (Sandoval, 2014).

El principal problema con la generación del lixiviados es el inadecuado tratamiento o en muchos casos el no tratamiento de este, en donde finalmente algunas veces es arrojado en quebradas o ríos (Campo Valencia & Murillo Caicedo, 2018), ya sea directamente o por infiltración debió al incorrecto almacenamiento y tratamiento de lixiviado; causando una gran contaminación en las aguas superficiales, subterráneas y suelos adyacentes a la zona, afectando la calidad de estos recursos (Giraldo, 2001).

El transporte del lixiviado en el suelo y sub- suelo, se puede dar con facilidad debido a que en muchos de los rellenos sanitarios del país; ciudades o locaciones pequeñas los costos para la implantación de sistemas de impermeabilización no pueden ser cubiertos por tal razón se procede a omitirlos (Espinoza & Wilmans C, 2004) , permitiendo generalmente la fácil infiltración y transporte de este líquido a través de las capas del suelo en donde se genera una atenuación natural de los contaminantes y disminución de la contaminación que se está generando, gracias a los microorganismos, procesos físicos y químicos que se presentan en el suelo (Brand Pantoja, Gómez

Córdoba, & otros, 2007). Pero cuando se excede esta capacidad de atenuación natural este líquido generado llega a acuíferos más profundos ocasionando graves problemas de contaminación (Foster, Hirata, Gomes, D'Elia, & Paris, 2003).

Los tratamientos más comunes que se le dan al lixiviado dependen de las características del mismo, ya que por su alta contaminación y gran cantidad de grupos contaminantes como: metales pesados, sustancias tóxicas, materias orgánicas, microorganismo patógenos, contaminación por nutrientes entre otros, provocan que el tratamiento sea específico según la concentración y cantidad de sustancias mencionadas, generalmente los tratamientos usados para las aguas residuales sean implementado para el tratamiento de lixiviados (Giraldo, 2001), como lo son principalmente los tratamientos aerobios (lodos activados, biodiscos) y anaerobios (reactores tipo UASB) (Borzacconi, y otros, 1996), este último está basado en la digestión anaerobia, la cual radica en una degradación de la materia orgánica por parte de microorganismos anaerobios, estos degradan esta materia en ausencia de oxígeno; obteniéndose como productos principalmente metano (CH_4) en mayor cantidad y dióxido de carbono (CO_2), sin embargo también se encuentran cantidades de hidrógeno, amoníaco (NH_3) y sulfuro de hidrógeno (H_2S) responsables de los malos olores en estos procesos (Caicedo Messa, 2006).

Para que se lleve a cabo esta degradación es necesario la interacción de diversas bacterias en tres principales fases las cuales son: 1. Hidrolisis y fermentación; en donde las partículas orgánicas son transformadas en compuestos más simples y solubles. 2. Acetogénesis; en donde los productos de la fase anterior se transforman en ácido acético (CH_3COOH) principalmente. Y, por último, 3. La metanogénesis; en la cual se convierte los últimos compuestos producidos en la fase anterior en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) (Corrales, Antonilez Romero, & otros, 2015).

No obstante, un buen tratamiento de lixiviados u otra agua con cargas orgánicas y contaminantes conlleva también la integración de procesos preliminares para evitar problemas en el tratamiento posterior, eliminar residuos fácilmente separables y aumentar la efectividad de los tratamientos consecutivos (Rojas, 2002).

1. JUSTIFICACION

El crecimiento exponencial de la población trae consigo un aumento en el consumo de productos y servicios necesarios para el desarrollo de las actividades cotidianas, del consumo de estos, se derivan diferentes de desechos sólidos, gaseosos y líquidos los cuales son generados en centros industriales, comercios, hospitales, viviendas, entre otros lugares. Como se encuentran compuestos y la cantidad de volumen que se genera depende en gran medida, del grado de desarrollo económico del país y la región en cuestión, así mismo la cantidad de estos no suele ser homogénea ya que varía significativamente debido a cada región y los hábitos de consumo de esta población (Gómez, Cruz Vega, Dávila Porcel, & otros, 2015).

Los residuos sólidos generados en una región son descargados en rellenos sanitarios principalmente, en países en vía de desarrollo, implementar un adecuado sistema de gestión ambiental para estos residuos tiende a ser difícil debido a los pocos estudios que tiene relación con la composición química de los residuos, gases y lixiviados que se producen en los rellenos (Espinosa Lloréns, y otros, 2010). El lixiviado se origina por medio del proceso de percolación que hace el agua a través de los desechos produciendo finalmente un líquido con un alta carga orgánica y contaminante, constituido por diferentes compuestos, puesto que como se ha mencionado anteriormente las variaciones de la composición de los desechos provocan que el lixiviado entre regiones de un mismo país presente diferentes características y composición por la variabilidad de los residuos producidos en la región. Este líquido contaminante en muchos casos tiende a parar a cuerpos de aguas ya sean subterráneas o superficiales provocando una gran contaminación y disminución en la calidad del recurso hídrico.

Por esto es necesario la implementación de tecnologías que ayuden en el tratamiento de este tipo de problemas, de modo que es fundamental comprobar la eficiencia a escala de laboratorio del filtro anaerobio de flujo ascendente separado en tres fases-TRI-FAFS en el manejo de lixiviados, para así poder implementarlo a escala real y aportar una solución efectiva. Para esto es necesario saber que eficiencia de remoción se presenta en cada uno de los filtros, como también los microorganismos presentes en ellas y de esta manera poder evaluar si es viable el FAFS TRI-FAFS para el tratamiento de lixiviados y de igual manera enfrentar los obstáculos que se presenten al momento en el que se llegue a implementarlo a escala real. Por ende, es preciso realizar una investigación que responda a todas las preguntas y datos necesarios para ejecutar este proyecto a futuro como una opción de tratamiento de lixiviados en los rellenos sanitarios; y de igual modo es fundamental la implementación de tecnologías que faciliten el tratamiento de dichos residuos líquidos (lixiviado) y aporte en el mejoramiento de la calidad ambiental, así pues es necesario la investigación de proyectos como el FAFS TRI-FAFS que traten este tipo de problemas a escala de laboratorio y proporciona la información necesaria para el montaje a escala real, y así aportar una solución efectiva en el tratamiento de lixiviados.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Operar a escala de laboratorio el filtro anaerobio de flujo ascendente separado en tres fases- TRI-FAFS para la biorremediación de lixiviados con alta carga orgánica del relleno sanitario La Cortada Norte de Santander.

2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

Efectuar una caracterización del lixiviado a tratar proveniente del relleno sanitario La Cortada y Realizar la alimentación diaria de lixiviado al filtro anaerobio de flujo ascendente en tres fases.

Trabajar el sistema TRI-FAFS a carga orgánica alta y a tres temperaturas diferentes (20°C, 27°C, y 34°C) que permitan en estado estable cuantificar la eficiencia del reactor.

Evaluar la eficiencia del bioproceso a tres diferentes temperaturas durante el de biotratamiento de lixiviado, en función de la eficiencia de remoción de DQO.

Identificar los microorganismos prevalecientes en cada fase del sistema TRI-FAFS.

Relacionar los problemas operativos presentados en el sistema TRI-FAFS a escala de laboratorio y definir viabilidad operativa de los TRI-FAFS en el biotratamiento de lixiviados con alta carga.

3. MARCO TEORICO

3.1 MARCO CONCEPTUAL

3.1.1 Contexto Regional y Municipal

El municipio de Pamplona se encuentra ubicado en unos de los 32 Departamentos de Colombia (Norte de Santander) como se puede observar en la ilustración 1, ubicado en la cordillera oriental de los andes de Colombia, aproximadamente a una altura entre 2200 – 2300 metros sobre el nivel del mar. Sus coordenadas geográficas son 72°39' de longitud al oeste de Greenwich y a 7°23' de latitud norte. (Pamplona, 2016)

Posee una población 76.983 habitantes aproximadamente, es variable en algunas épocas del año debido a la población estudiantil migratoria. El Municipio presenta una temperatura media entre los 15- 16 grados centígrados.

Ilustración 1.
Ubicación Municipio de Pamplona



Fuente: (Pamplona, 2016)

3.1.2 Límites Municipales de Pamplona

El municipio de Pamplona limita “al Norte con Pamplonita y Cucutilla, al sur con los municipios de Cúcota y Mutiscua, al oriente con Labateca y al occidente con Cucutilla. Tiene una extensión total de 456 km” (Pamplona, 2016).

3.1.3 Área de Obtención del lixiviado de estudio: Relleno Sanitario la Cortada

El lixiviado de estudio y para posterior tratamiento fue obtenido del relleno sanitario la cortada está ubicado kilómetro 3,5 Vía – Pamplona Chitagá (publicos, 2012), como se puede observar en la ilustración 2, en este llegan y se hace la disposición final los residuos sólidos del municipio de Pamplona. Cerca de este se encuentra una quebrada de interés y posiblemente perjudicada por las actividades del relleno sanitario, la quebrada Fontibón.

Ilustración 2.
Ubicación Relleno Sanitario La Cortada



Fuente: Google Mapas 2019.

3.2 MARCO REFERENCIAL

En esta sección se definirán las bases y conceptos teóricos claves y fundamentales para la investigación, por otro lado, estos mismos servirán de referencia y guía para el respectivo lector o interesado en la información aquí suministrada y así estos tendrán claro los conceptos y vocabularios que se manejaron durante el desarrollo de la investigación y entraran en contexto con todo lo mencionado aquí. Estas bases teóricas fueron suministradas por artículos científicos, libros, revistas y publicaciones de internet.

3.3 TRATAMIENTOS DE AGUAS

Se han probado casi todas las tecnologías de tratamiento de agua residual en el manejo de lixiviados, por esto casi todos los métodos de tratamiento se basan en el de agua residual; en el momento de tratar lixiviados hay varios métodos que se pueden emplear los cuales son predominantes los procesos biológicos sobre los fisicoquímicos; aunque la combinación de estos procesos son un alternativa muy favorable (Giraldo, 2001).

3.4 SISTEMAS DE TRATAMIENTO

3.4.1 Tratamiento Natural

Ocurre cuando de manera natural se presenta una reducción de materia orgánica en los suelos, ríos, lagos, etc.; debió a microorganismos o factores físicos que ayudan a la remoción no solo de contaminantes sino también de compuestos orgánicos (Torres, 2012).

3.4.2 Tratamiento biológico.

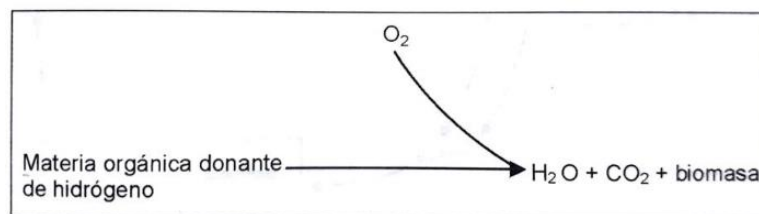
El tratamiento biológico de aguas residuales supone la remoción de contaminantes mediante actividad biológica. Las cuales remueven principalmente sustancias orgánicas (Romero Rojas, 2000).

Los procesos biológicos son modalidades de tratamiento más competitivas que los físicos químicos, porque, además de un cambio en el estado de la materia orgánica, ocurre una reducción real o su estabilización (Noyola Robles, 1998).

3.4.3 Tratamiento Aerobio

En este tratamiento se basa en la respiración de oxígeno el cual es reducido y es oxidado, al igual que la materia orgánica o inorgánica (Romero Rojas, 2000). Este tratamiento presenta una buena remoción del DQO, pero por la naturaleza misma del proceso que se tiene, la operación de un proceso aerobio requiere mayor capacidad técnica por parte del operador, al igual que mayor necesidad de mantenimiento de equipos. Y como se ve en la ilustración 3 se obtiene finalmente agua, Dióxido de Carbono y biomasa (Giraldo, 2001)

Ilustración 3
Diagrama de la Oxidación Aerobia.



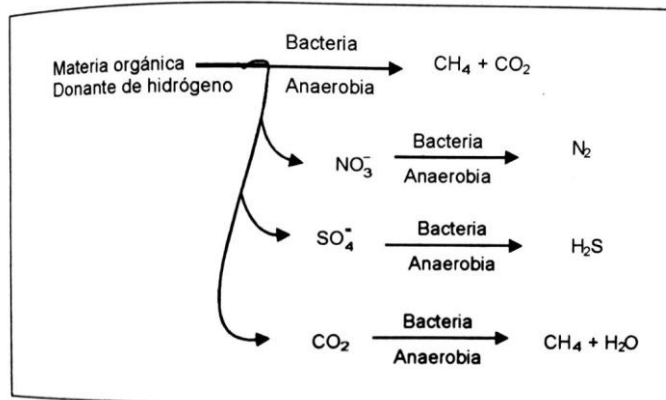
Fuente: (Romero Rojas, 2000)

3.4.4 Tratamiento Anaerobio

Este tratamiento está basado en lo definido por Pasteur; la vida sin aire. Se basa en la descomposición u oxidación de compuestos orgánicos, sin presencia de oxígeno libre, para obtener la energía requerida para el crecimiento y mantenimiento de los organismos anaerobios. A

diferencia del anterior el proceso anaerobio es menos eficiente en la producción de energía, pero su generación de biomasa es mucho menor (Romero Rojas, 2000). Este tratamiento es usado generalmente para el tratamiento de lixiviado joven, presenta una buena remoción de DQO, pero si se quiere conseguir eficiencias altas debe esta precedido por tratamientos físicos como: tanques de sedimentación, trampas de grasa (Giraldo, 2001). Como se puede observar en la ilustración 4, los productos finales de la oxidación anaerobia son el Metano y el Dióxido de Carbono

Ilustración 4
Representación Simple de la Oxidación Anaerobia



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

3.4.5 Tratamiento Facultativo

El tratamiento facultativo se caracteriza por emplear en técnicas tanto aerobias como anaerobias, son sistemas en donde los microorganismos fuertemente aerobios característicos en las partes superiores, fuertemente anaerobios en el fondo de los sistemas y facultativos. Estos sistemas de tratamiento generalmente son lagunas facultativas. Las hay de dos categorías primarias y secundarias, en ese mismo orden las primeras se encargan de recibir un agua residual cruda es decir la que proviene de un pre- tratamiento. Y las segundas se encargan de recibir el influente a tratar después de que se dé un proceso de sedimentación.

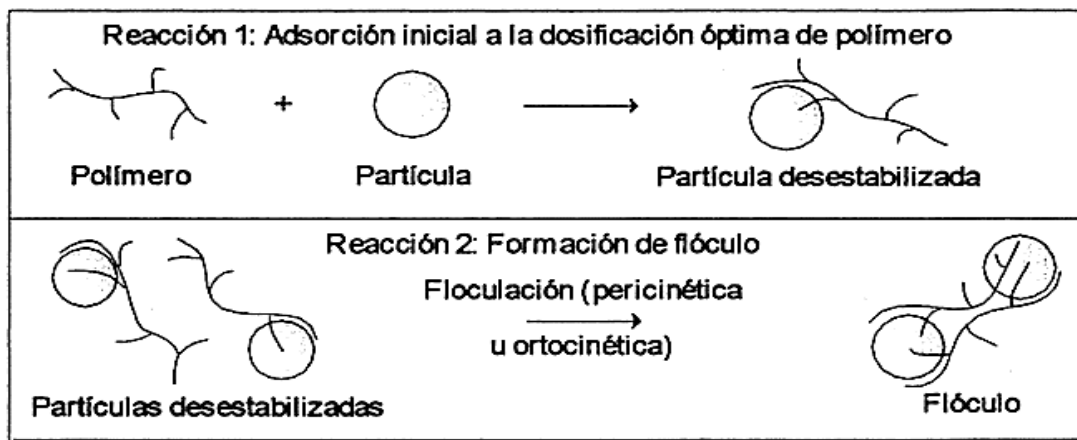
Así mismo, ambas lagunas cumplen la función de retener los líquidos a tratar por determinado tiempo generalmente largo con el fin de que se generen los procesos naturales de estabilización de la materia orgánica presente (Corena Luna , 2008)

3.4.6 Tratamiento fisicoquímico

Para este tipo de tratamiento el proceso básico se basa en la utilización de sales de Fe y Al para generar en primera medida un proceso de coagulación-floculación, en donde el primero necesita un proceso de mezclado de gran rapidez y el segundo uno más lento.

Para la remisión de los coloides es importante entender que su comportamiento se basa en las cargas electrocinéticas, en donde generalmente las carga de los coloides es negativa haciendo que permanezcan en suspensión, la función del coagulador es neutralizar estas cargar para que así se produzca una sedimentación de estos coloides no sin antes se realizar una aglomeración de todas estas partículas formando flóculos los cuales se precipitan rápidamente y permiten con mayor facilidad realizar esta separación. (López López, De La Barrera Fraire, Vallejo Rodrpiguez, & otros).

Ilustración 5
Proceso de Coagulación y Floculación



Fuente: (Aguilar, 2002)

3.5 PROCESOS ANAEROBIOS DE CULTIVO FIJO

Su principio consiste en la utilización de un material, que sirve de soporte físico para una población de microorganismos. Puede ser natural o sintético ocasionando que el cultivo no sea arrastrado por la presión y el caudal del filtro. Algunas veces este material sirve también como alimento para la población bacteriana. El uso de material de soporte permite la formación en la superficie de biofilm mejorando el contacto del sustrato y los microorganismos, permitiendo una acumulación de biomasa. Por esto las bacterias quedan adheridas reduciendo la colmatación y pérdida del inoculo y produciendo una mejor remoción.

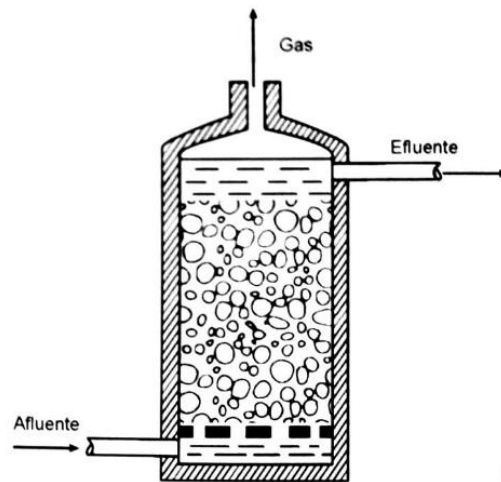
El medio de soporte puede estar constituido por materiales como piedras, bloques cerámicos, espumas, materiales plásticos, conchas de ostras y mejillones, bloques modulares de PVC, granito, esferas de polietileno y bambú (Torres Lozada, Eugenia Uribe, & Rodríguez, Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio influencia del medio de soporte, 2003).

3.6 FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENSIONAL

El filtro anaerobio de flujo ascendente es un proceso de crecimiento adherido propuesto por Young y McCarty en 1969, para el tratamiento de residuos solubles. De los sistemas de tratamiento anaerobio es el más sencillo de mantener por que la biomasa permanece como una película microbial adherida y porque como el flujo es ascensional, el riesgo de taponamiento es mínimo. Este filtro está constituido por un tanque o una columna, relleno con medio sólido para soporte del crecimiento biológico anaerobio como se puede apreciar en la ilustración 6. El agua residual es

puesta en contacto con el crecimiento bacteriano anaerobio adherido al medio y como las bacterias son retenidas sobre el medio y no salen en el afluente, es posible obtener tiempos de retención celular del orden de cien días, con tiempos de retención hidráulica cortos, se produce una cantidad mínima de lodos, el medio de soporte generalmente son piedras, anillo de plástico o bioanillos plásticos; la mayor parte de la biomasa se acumula en los vacíos intersticiales existentes en el medio (Romero Rojas, 2000).

Ilustración 6
Filtro Anaerobio Básico.



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

3.6.1 Fases de la digestión anaerobia

Hidrólisis: se inicia con la ayuda de por medio de encimas que desdoblan a las largas y complejas cadena de compuestos orgánicos tales como, proteínas carbohidratos y grasas, a compuestos solubles como aminoácidos, azúcares simples, glicerol y ácidos grasos de cadena larga.

Esta etapa juega un rol fundamental en todo el proceso ya que se logran romper los polímeros completos a polímeros solubles, y esto es importante para las siguientes etapas de la digestión ya

que los microorganismos que se encargan de las siguientes etapas solo pueden asimilar la materia orgánica disuelta (Corena Luna , 2008).

Aquí los compuestos que son complejos entre lo que se encuentran proteínas, lípidos e hidratos de carbono son despolimerizados, por medio de las enzimas hidrolíticas, y se transforman en moléculas más simples, solubles y con mayor facilidad para la degradación, como ácidos grasos con cadena larga, alcoholes, azucara entre otros. Todo se realizar mediante un proceso enzimático extracelular en donde las bacterias que están involucradas son las hidrolíticas-acidogénicas (Montes Carmona, 2008).

Acidogénesis: lo que fue obtenido en la etapa preliminar es transformado ácidos grasos con cadena corta o también llamados ácidos grasos volátiles, entre los que se encuentran: ácidos acéticos, propiónico, butírico y valérico, principalmente. (Montes Carmona, 2008) afirma que: “las Bacterias acidogénicas comúnmente encontradas en digestores incluyen especies de *Butyrivibrio*, *Propionibacterium*, *Clostridium spp*, *Bacteroides*, *Ruminococos*, *Bifidobacterium spp*, *Lactobacillus*, *Streptococos* y *Enterobacterias*”. (Montes Carmona, 2008)

Acetogénesis:

Los compuestos intermedios generados en la digestión son convertidos gracias a las bacterias acetogénicas en ácido acético, hidrogeno y dióxido de carbono principalmente. El metabolismo de las bacterias aquí involucradas depende en gran medida de las concentraciones de estos productos; Como ejemplos de bacterias acetogénicas, cabe mencionar *Syntrophobacter wolinii* que descompone el ácido propiónico, o *Syntrophomonas wolfei*, que descompone el butírico. Los ácidos valérico y butírico son descompuestos por las mismas especies. En el grupo de bacterias acetogénicas se incluyen las homoacetogénicas, capaces de producir ácido acético a

partir de hidrógeno y dióxido de carbono, perteneciente a los géneros *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Clostridium* o *Eubacterium*. (Montes Carmona, 2008)

Etapa metanogénica:

Es la etapa final de digestión anaerobia, aquí los compuestos obtenidos preliminarmente como el ácido como el ácido acético hidrogeno y dióxido de carbono son transformados a CH₄ y CO₂. Se distinguen dos tipos principales de microorganismos, los que degradan el ácido acético (bacterias metanogénicas acetoclásicas) y los que consumen hidrogeno (metanogénicas hidrogenófilas). La principal vía de formación del metano es la primera, con alrededor del 70% del metano producido, de forma general. A pesar de ser esa la vía más importante, solo microorganismos de los géneros *Methanosarcina* y *Methanothrix* son capaces de producir metano a partir de acético. Otros géneros a los que pertenecen microorganismos metanogénicos, es este caso hidrogenófilos, son *Methanobacterium*, *Methanococos*, *Methanobrevibacter* o *Methanogenium*, entre otros (Montes Carmona, 2008).

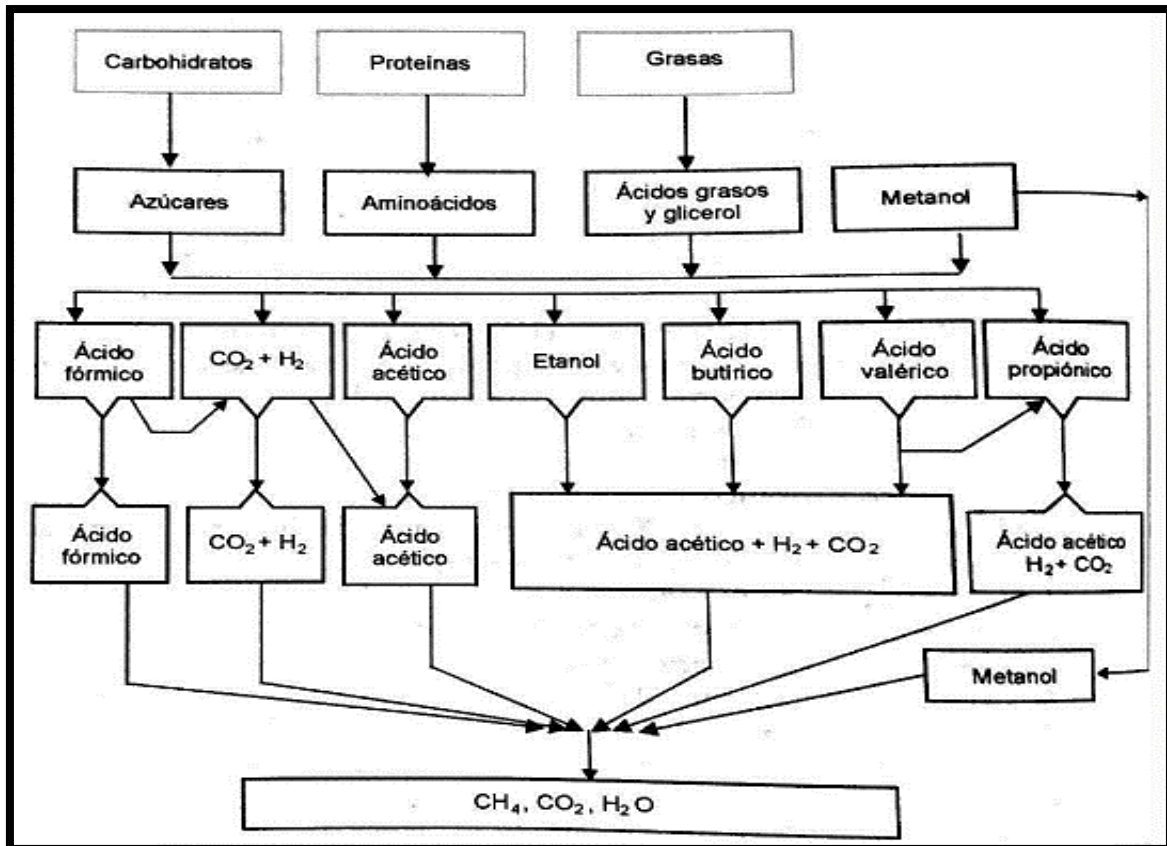
Metanogénicas Acetoclásticas convierten el ácido acético en CH₄ y CO₂ que se desarrollan muy lentamente con tiempo mínimo de duplicación de 2-3 días que influyen de marea representativa en el pH del sistema por eliminación del ácido acético y la formación de CO₂ y siendo la vía de mayor producción de metano.

Metanogénicas hidrogenofílicas son las que utilizan el hidrógeno y el CO₂ a metano, son de rápido desarrollo con tiempos de duplicación mínimo de 6 horas, siendo las que controlan el potencial redox del proceso.

Sulfurogénesis: Proceso microbiológico cuando las bacterias sulfato reductoras compiten por el sustrato con las demás, tomando los sulfatos, generando H₂S y baja producción de metano,

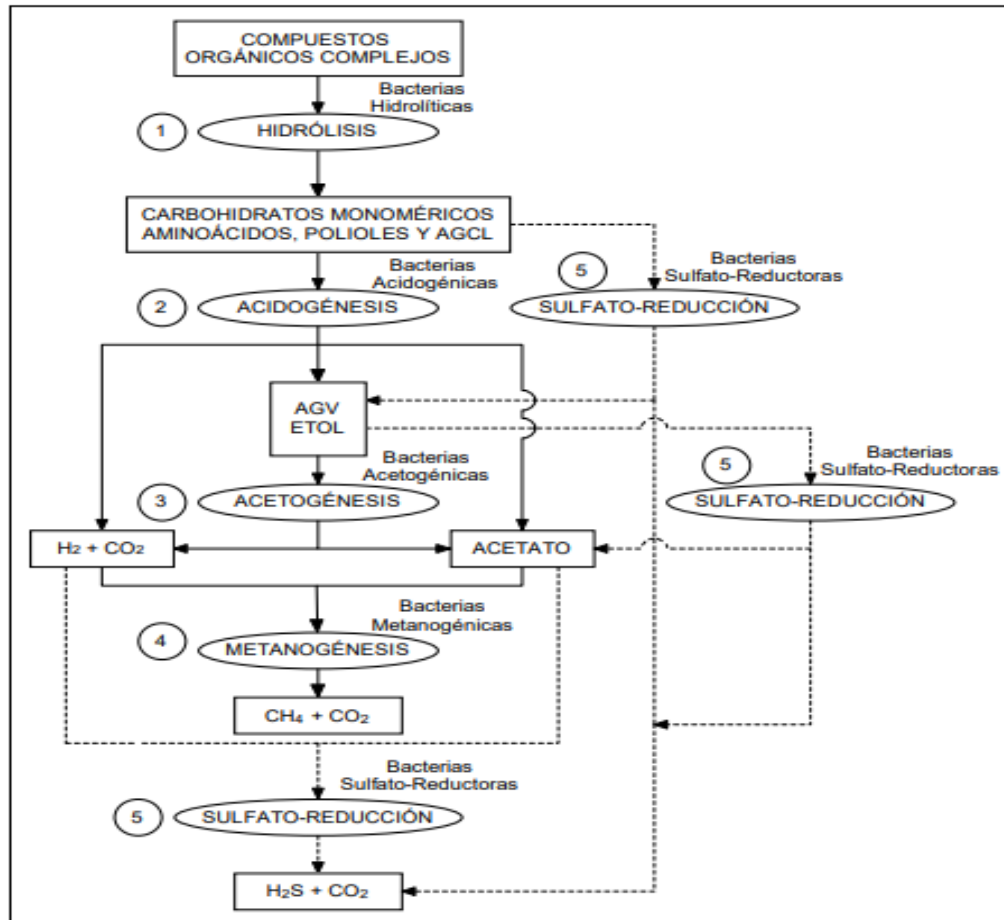
registrándose en los reactores anaeróbicos hay problema de olores e inhibición. Esta etapa se presenta cuando se da una degradación anaerobia en presencia de sulfato como se observa en la ilustración 8.

Ilustración 7
Oxidación anaerobia de compuestos orgánicos.



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

Ilustración 8
 Degradación anaerobia en presencia de sulfato.



Fuente: (Valenzuela, 2010)

3.6.2 Tiempo de Retención Hidráulico

El tiempo de retención hidráulico en una unidad de tratamiento este definido como el tiempo promedio en el que un volumen de afluente a tratar permanece en dicho sistema de tratamiento, desde que este entra hasta que se produce la salida de este.

No solo en los filtros anaerobios de flujo ascendente sino en todos los sistemas de tratamiento en los que intervienen microorganismos, ya sea de lixiviado o agua residual, este tiempo juega un rol fundamental, porque representa también el tiempo de contacto que se da entre el afluente y los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica presente en este. Es decir, con el TRH se define el tiempo promedio en el cual el sustrato está sometido a tratamiento.

El TRH es un parámetro de gran influencia e importancia en este sistema de tratamiento ya que tiene influencia sobre el desempeño y eficiencia de estos; un TRH muy bajo no permite una buena degradación de la materia orgánica por lo cual se van a obtener efluentes de mala calidad. En sentido contrario un tiempo de retención hidráulico alto proporciona una mayor capacidad de tratamiento permitiendo obtener mejores eficiencias (Osorio Salazar, 2015).

3.6.3 Medio de Soporte

El medio de soporte en los sistemas de tratamiento debe permitir una mayor facilidad para la retención de sólidos en su parte interior, igualmente en el biofilme que se forma. Este material tiende a ocupar entre el 50 y 70 % de la altura del reactor (Torres Lozada, Eugenia Uribe, & Rodríguez, 2003). Además de esto el medio tiene varios objetivos y finalidades en las que podemos encontrar las siguientes:

- Ayudar a la relación que se da entre el contacto del afluente y el fango biológico soportado en el material.
- Facilitar el flujo uniforme en el reactor.
- Generar con mayor facilidad una acumulación de biomasa.
- Se implementa como una barrera física que evita que no solo los sólidos sean arrastrados por fuera del sistema, sino que también evita que el fango biológico sea expulsado con facilidad del sistema de tratamiento.
- Finalmente actúa como un dispositivo que separar los sólidos de los gases.

Así mismo el medio de soporte que se implementa en un filtro anaerobio de flujo ascendente debe poseer diferentes requisitos con la finalidad de cumplir unos objetivos, como se observa en la tabla 1 en donde se encuentra relacionado los requisitos con los objetivos de un medio de soporte:

Tabla 1
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 la reacción entre el lecho y los microorganismos.
Poseer superficie específica y porosidad elevada.	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: (Torres Lozada, Eugenia Uribe, & Rodríguez, 2003)

3.6.4 Porosidad del medio de soporte

La porosidad o volumen de vacíos no es factor del medio de soporte que afecte la eficiencia del sistema de tratamiento, pero si compromete y genera problemas en la operación de dicho sistema (Ramón Valencia & Maldonado Maldonado, 2013).

Entre las ventajas de usar un medio con una alta porosidad se encuentra:

1. Mayor distribución del flujo, lo cual reduce los problemas relacionado con el taponamiento (Parra Rodriguez, 2006).
2. Permiten una elevada acumulación de biomasa (Zambrano & Guillermo , 2011).

3.7 LIXIVIADOS

Se entiende por lixiviado el líquido residual que es generado en la descomposición bioquímica de los residuos o como resultado de la percolación de agua desde fuentes externas (drenaje superficial, lluvia, aguas subterráneas, aguas de manantiales subterráneos), a través de los residuos en procesos de degradación, extrayendo materiales disueltos o en suspensión. Este líquido tiende a salir por gravedad, por la parte inferior del Relleno Sanitario, hasta que una capa impermeable lo impida (Mendoza Salgado & Lopez Trujillo, 2004).

3.7.1 Etapas de la evolución del gas y evolución de la composición del lixiviado

La generación del gas y etapas de la evolución del lixiviado se dan generalmente en cinco fases que se describen a continuación y se muestran en la ilustración 9.

3.7.2 Fase Ajuste Inicial

En esta primera etapa los cambios más representativos que ocurren son la estabilidad del pH de los líquidos, ya que esta etapa es solamente aerobia por lo que ocurren pocos cambios y modificaciones no considerables, además de esto como ya fue mencionado al ser una etapa aeróbica se consume todo el oxígeno (O_2) presente. (Bonnmatí, 2008)

3.7.3 Fase de Transición

En esta fase se empiezan a dar las condiciones para que se genere una degradación anaerobia, por lo tanto, las concentraciones de O_2 son muy bajas y las de CO_2 empiezan aumentar; en el DQO empiezan a darse un incremento, mientras que el valor del pH comienza a descender debido a que se empiezan a presentar microorganismos acidogénicos y finalmente la concentración de los ácidos grasos volátiles también sufre un aumento (Bonnmatí, 2008).

3.7.4 Fase Ácida

Como se menciona en la fase anterior la presencia de ácidos grasos en aumento llega a su punto máximo, causando otro significativo crecimiento en el valor del DBO, de igual manera se sigue generando una disminución del pH hasta valores inferiores a 5, por que la actividad microbiana de los acidogénicos empieza a decaer. Por ultimo las concentraciones de H₂ y CO₂ en el gas aumenta. (Bonnmatí, 2008).

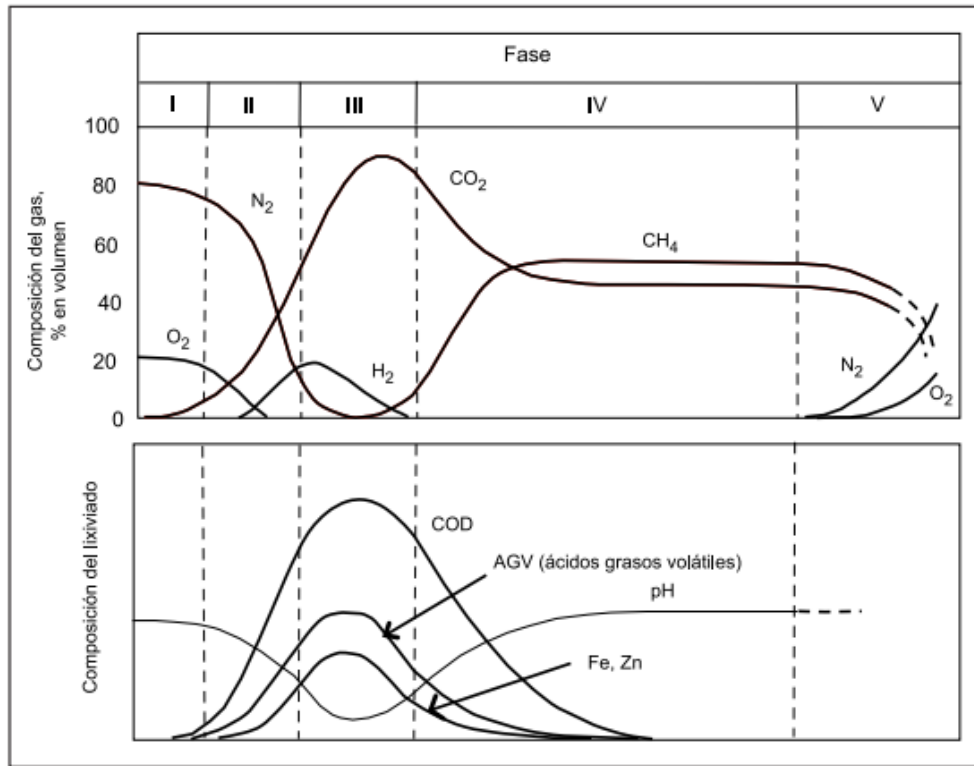
3.7.5 Fase Metanogénica

Ya con la decadencia de los microorganismos acidogénicos empiezan a aparecen los metanogénicos, los cuales tienen la función de convertir los ácidos grasos en metano y dióxido de carbono, provocando una relación inversa a la de la fase anterior; es decir la concentración DBO empieza a bajar mientras que el pH se regular hasta valores cercanos a la neutralidad por la desaparición de dichos ácidos. Esta etapa conlleva más tiempo que todas y se registra la máxima generación de Metano por lo que es indispensable la recolección de este (Bonnmatí, 2008).

3.7.6 Fase de Maduración

Con los microorganismos metanogénicos cumpliendo su función en la etapa anterior la cantidad de metano es baja es esta, así mismo disminuye la concentración de materia orgánica del lixiviado, pero de igual modo este lixiviado empieza a ser más difícil de degradar. El pH finalmente tiende a estabilizarse y algunos contaminantes desaparecen en forma gradual manifestando que el proceso de degradación llegó a su fin (Bonnmatí, 2008).

Ilustración 9
Generación y composición del gas y lixiviado en un relleno sanitario



I. Fase ajuste inicial. II. Fase de Transición. III. Fase ácida. IV. Fase metanogénica. V. Fase de Maduración.

Fuente: (Bonmatí, 2008).

3.7.7 Composición de los lixiviados

Existen muchas variables que intervienen en la formación y así mismo en la composición del lixiviado; la variable en la que más se hace referencia entre los autores que provoca grandes cambios entre el lixiviado incluso de un mismo relleno es la edad del relleno, pero más específicamente de la celda en la que se originan (Torres Lozada, Barba Ho, Ojeda, & otros, 2014).

Determinar esta composición es de gran importancia en la investigación ya que permite entender la degradación o poca degradación que se pueda producir en los posteriores tratamientos, así como la influencia de cada compuesto que lo componen en dicho sistema para tratarlo. Pero como ya se

ha mencionado dichos componentes que conforman el lixiviado varían significativamente debió también a otras variables entre la que se encuentran: (Arias & Agudelo, 2005)

- La composición de los residuos solidos
- La naturaleza del material de cobertura
- El grado de compactación de los residuos al ser dispuestos
- Las condiciones meteorológicas.
- Nivel de degradación de los residuos.
- La operación del relleno y el tiempo transcurrido desde que se dispuso los residuos sólidos.
- Temperatura.

3.7.8 Composición química, calidad y cantidad de los lixiviados

la edad del relleno juega un rol fundamental en la composición química del lixiviado a estudiar ya que tiene una gran influencia en este. Ya que para lixiviados jóvenes se encuentran mayores concentraciones y por el contrario en los de mayor edad la concentración disminuye. Los lixiviados están compuestos generalmente por diferentes contaminantes orgánicos e inorgánicos clasificándose en cuatro principales grupos: (Torres Lozada , Barba Ho, Ojeda , & otros, 2014).

- Materia orgánica disuelta (DQO, COT, AGV, ácidos húmicos y fúlvicos)
- Macro componentes inorgánicos (Ca, Mg, Na, K, NH_4^+ , Fe, Mn; Cl, SO_4 , HCO_3^-)
- metales pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Hg)
- Compuestos xenobióticos (hidrocarburos aromáticos, fenoles, alifáticos clorados, pesticidas, plastificantes)

No obstante, en algunos casos hay presencia en menor cantidad de sustancias como: boratos, sulfuros, arsenato, selenato, Ba, Li)

Generalmente los lixiviados están clasificados según el tiempo de operación del relleno y en particular la celda de relleno en donde podemos encontrar los jóvenes con menos de 5 años, los intermedios entre 5 y 10 años y los maduros con más de 10 años de operación. La determinación de la edad del lixiviado es importante en los estudios de tratamiento ya que esta edad esta inversamente relacionada con la biodegradabilidad que es la relación DBO5/DQO de los lixiviados; en donde los más jóvenes son más biodegradables y por el contrario los más maduros presentan una menor biodegradabilidad (Torres Lozada , Barba Ho, Ojeda , & otros, 2014).

En las celdas o rellenos con tiempo de operación menor a 5 años se presentan muchos compuestos orgánicos que se dan en la fase metanogenica, presentándose valores altos de BDO5 y DQO generándose una alta biodegradabilidad de los compuestos presentes en el lixiviado, cuando se va presentando mayor edad del relleno y lixiviado estos compuestos fácilmente biodegradables disminuyen su cantidad e igualmente la relación DBO5/DQO baja; encontrándose un contenido de materia orgánica altamente persistente difícil de tratar (Sancha Atuña, 2013). Sin embargo, hay que tener en cuenta la operación de años que se le da a esta ya que muchos se operan por 5 años o décadas lo que genera variaciones en el aporte a los lixiviados; ya que siempre va a haber una parte del relleno que aporta lixiviado joven producto de la celda que se está rellorando en ese momento, de igual manera otras partes del relleno tienen lixiviado maduro y otras viejo. (Giraldo, 2001)

La calidad de los lixiviados producidos en el relleno sanitario o vertederos en un tema de gran interés en la investigación ya facilita información importante para suministrar un adecuado tipo de tratamiento; dicha calidad tiende a variar con el tiempo, e igualmente con el tipo de relleno sanitaria que esté operando. (Giraldo, 2001)

Variaciones importantes se presentan en la calidad de los lixiviados en los países desarrollados y en los que se encuentran en vía de desarrollo; los lixiviados encontrados en los rellenos sanitarios de los países en desarrollo tiende a poseer concentraciones mayores de DQO, amónico y metales que los lixiviados de los países desarrollados. Cabe recordar que de estas variaciones depende en gran parte el tipo de tratamiento a suministrar ya que son lixiviados totalmente diferentes en sus concentraciones y cantidad de sustancias contaminantes. (Giraldo, 2001)

La principal diferencia está dada por los altos contenidos de materia orgánica fácilmente biodegradable que están presentes en los residuos sólidos de los países en vía de desarrollo, que como su nombre lo dice se degradan rápidamente en el relleno sanitario; de esto se derivan altas concentraciones de ácidos grasos volátiles y amoníaco; mientras que en los países desarrollados estas concentraciones son bajas. (Giraldo, 2001)

Finalmente, otra variable de gran consideración a tenerse en cuenta en la evaluación para determinar la tecnología adecuada en el tratamiento del lixiviado es la cantidad, esta característica es afectada por factores como; la composición de los residuos, la naturaleza del material de cobertura, el grado de compactación de los residuos, las condiciones meteorológicas y la edad del relleno. (Arias & Agudelo, 2005)

Sin embargo, las tres principales características más influyentes en la cantidad del lixiviado son; el área rellena, la cantidad de infiltración que se permita y el sistema de drenaje, impermeabilización (Giraldo, 2001), la primera influye ya que esta es el área en donde a través de esta ingresa el agua de infiltración y se da el contacto con la basura. Se presenta una relación proporcional ya que al aumentar el área rellena así mismo se presenta un incremento del lixiviado.

Por otro lado, la cantidad de infiltración que se presenta en el relleno sanitario depende de otras variables como lo son: la operación del relleno, la escorrentía que se dé, la precipitación y cantidad que se genera en la zona entre otras. Pero la variable que representa mayores y rápidas variaciones en la producción de lixiviados está asociada a la lluvia. Finalmente, el sistema de drenaje e impermeabilización es de gran consideración ya que es el que permite que no se presenten infiltraciones a capas más profundas del suelo, ni a aguas subterráneas e igualmente este facilita la recolección total del lixiviado que se produce y su posterior tratamiento (Giraldo, 2001).

Tabla 2
Datos Típicos de la composición de los lixiviados de vertederos nuevos y maduros

PARAMETRO	VERTEDERO NUEVO (menos de 2/5 años) (mg/l)		VERTEDERO ANTIGUO. Rango (más de 2/5 años)
	Típico	Rango	(mg/l)
COT (carbono orgánico total)	6.000	1.500-20.000	80-160
DBO ₅ (demanda de oxígeno bioquímico de 5 días)	10.000	2.000-30.000	100-200
DQO (demanda de oxígeno químico)	18.000	3.000-60.000	100-500
Alcalinidad (como CaCO ₃)	3.000	1.000-10.000	200-1.000
Dureza Total (como CaCO ₃)	3.500	300-10.000	200-5000
pH	6	4.5-7.5	6.6-7.5
Sólidos en suspensión	500	200-2.000	100-400
Nitrato	25	5-40	5-10
Nitrógeno Amoniacal	200	10-800	20-40
Nitrógeno Orgánico	200	10-800	80-120
Fosforo total	30	5-100	5-10
Ortofosfato	20	4-80	4-8
Calcio	1000	200-3.000	100-400
Cloro	500	200-3.000	100-400
Hierro total	60	50-.1200	20-200

Magnesio	250	50-1.500	50-200
Potasio	300	200-1.000	50-400
Sodio	500	200-2.500	100-200
Sulfatos	300	50-1.000	20-50

Fuente: (Tchobanoglous, Theisen, & Vigil, 1994).

3.8 PARAMETROS DE CONTROL QUE AFECTAN EL RENDIMIENTO DEL PROCESO

Como es característico de un proceso biológico Para obtener buenos resultados en la remoción de la materia orgánica a tratar por la tecnología escogida de tipo anaerobio en este caso los filtros anaerobios de flujo ascendente se deben controlar diversos parámetros y variables o condiciones presentes en el medio que influyen de manera directa en la poca o mucha eficiencia de los filtros, de igual manera es necesario llevar un control y monitoreo de estos ya que pueden ser utilizados como indicadores de inestabilidades del proceso (Franchescoletth & Nuñez , 2017) . Estas variables se pueden clasificar en biológicas, químicas y físicas como se muestran en la tabla 3.

Tabla 3
Clasificación de los parámetros de control

Físicos	Temperatura, mezclado, pH, solidos
Químicos	Alcalinidad total, producción de gas, nitrógeno orgánico y total, fosfatos, sulfuros, AGV, (ácidos grasos volátiles), DBO, DQO, Ni, Co, Cu, Na, y Fe, metales
Biológicos	coliformes

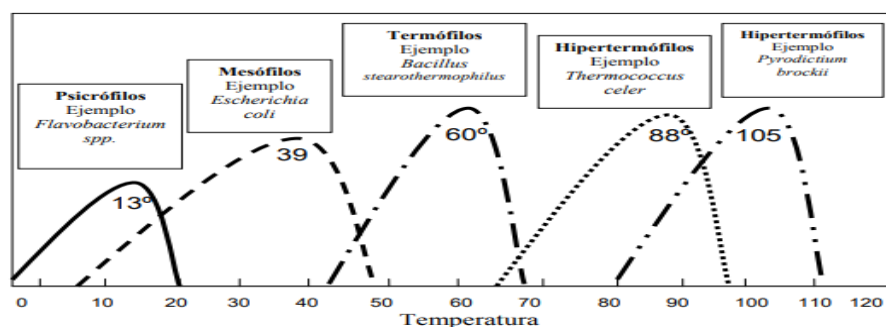
Fuente: (Agua, 2007).

3.8.1 Temperatura

La temperatura es una de las variables de mayor influencia en los sistemas de tratamiento ya que afecta directamente el crecimiento y actividad de los microorganismos dentro de un sistema de tratamiento, si la temperatura es muy baja se produce poca actividad microbiana y por ende la degradación de materia orgánica es menor, por el contrario al aumentar la temperatura a una óptimo el crecimiento y metabolismos de los microorganismos es mayor generándose mejores eficiencias en los tratamientos biológicos (Giménez García, 2014).

Se pueden clasificar a los microorganismos según el funcionamiento a diferentes temperaturas como se muestra en la ilustración 10, los microorganismos más comúnmente usados en los sistemas de tratamiento son los; psicrófilos, mesófilos y termófilos, siendo los dos últimos los más utilizados y los cuales han arrojado mejores eficiencias en los sistemas de tratamiento ya que los psicrófilos necesitan un elevado tiempo de retención en el tratamiento (Giménez García, 2014). Generalmente un incremento de 10°C en la temperatura de los tratamientos eleva la velocidad de crecimiento por lo cual es más favorable trabajar en rangos de temperatura superior (Dos Santos Eduardo, Mora Ventura, & Quinto Fernández, 2013). Para cada uno de estos microorganismos existe una temperatura óptima en donde su velocidad de crecimiento y degradación es máxima (Giménez García, 2014).

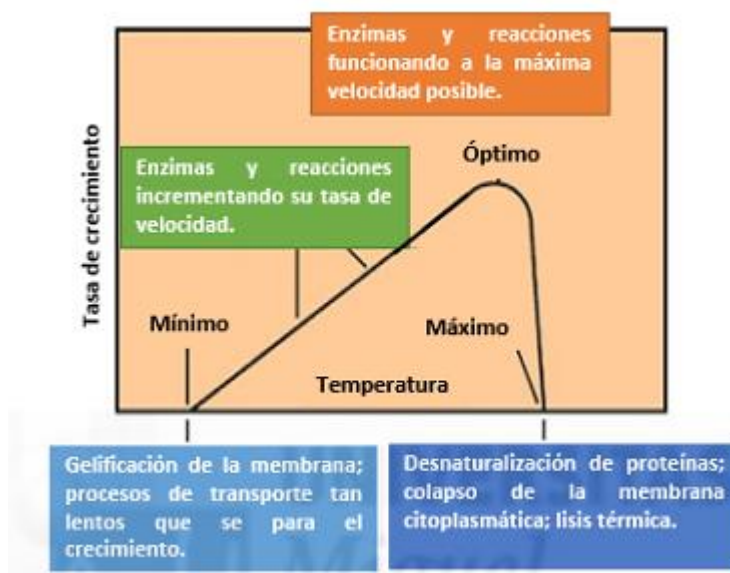
Ilustración 10
Clasificación de los microorganismos en función de la temperatura



Fuente: (Dos Santos Eduardo, Mora Ventura, & Quinto Fernández, 2013)

Como ya se ha mencionado las bacterias de cada clase tiene unos puntos o márgenes de temperatura claves en su desarrollo llamados temperaturas cardinales, como se puede observar en la ilustración 11 en estos se encuentran el mínimo, óptimo y máximo, este último representa el punto máximo de temperatura en donde las bacterias no pueden vivir y por el contrario comienza su muerte. Un mínimo en donde le crecimiento es muy bajo o nulo en este caso no se produce muerte de los microorganismos y uno óptimo que es la que ofrece el mejor crecimiento y desarrollo de los organismos en este rango las enzimas y reacciones se dan a su máxima tasa posible (García Sánchez, 2017).

Ilustración 11
Puntos cardinales de temperatura de los microorganismos



Fuente: (García Sánchez, 2017)

3.8.2 Potencial de hidrogeno (pH)

El potencial de hidrogeno tiene una gran importancia en la degradación de la materia orgánica ya que valores superiores de 8.5 puede inhibir la actividad microbiana o inferiores a 6 de igual manera puede repercutir en el proceso, con pH por debajo de 4.5 la actividad de las bacterias que

realizan la etapa fermentativa se detiene. Según lo establecido por muchos autores existen diferentes rangos dentro de los cuales las bacterias trabajan con una mayor eficiencia estos se encuentran entre 6.2 y 8 u otros entre 6.5 y 7.5 (Alvarado Arce, 2011).

Sin embargo en muchas literaturas no se habla de manera tan general de los rangos establecidos para que se dé una buena remoción de materia orgánica ya que cada microorganismo tiene un rango óptimo de pH en donde trabaja con una mayor eficiencia, aunque en general los microorganismos tienen un amplio intervalo de pH, la tolerancia a estos cambios y rangos tiene un límite, si se producen cambios muy intensos en el pH del sustrato a tratar se generan daños en los microorganismos: alterando la membrana plasmática o inhibiendo la actividad de las enzimas y proteínas encargadas del transporte (Dos Santos Eduardo, Mora Ventura, & Quinto Fernández, 2013). por ejemplo, el intervalo adecuado en general para los microorganismos metanógenos oscila entre 7.8 y 8.2, por otro lado, para los acidogénicos es de 5.5 a 6.5 siendo estos últimos los menos sensibles y los primeros los más sensibles a variaciones de pH (Franchescoletth & Nuñez , 2017).

De manera general si el pH del sistema de tratamiento se encuentra muy bajo la actividad de los microorganismos metanogénicos se ve afectada, produciéndose una acumulación del ácido acético e hidrogeno, estos compuestos afectan a las bacterias acetogénicas. Posteriormente se produce una acumulación de los ácidos grasos volátiles, porque no son convertidos a ácido acético perjudicando a las bacterias metanogénicas, reduciéndose más el pH hasta que el proceso de digestión anaerobia se detiene (Franchescoletth & Nuñez , 2017).

De manera contraria cuando el pH del sustrato es alto, favorece la acumulación de amoníaco, este compuesto a concentraciones elevadas es un inhibidor del crecimiento de los microorganismos (Franchescoletth & Nuñez , 2017). Un adecuado control del pH puede evitar todos estos efectos

perjudiciales para el sistema y la digestión anaerobia, el control de los niveles o ajuste de pH se da por medio de compuestos como bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o hidróxido de sodio (NaOH) (Agua, 2007).

3.8.3 Nutrientes

Como proceso de degradación biológica se requiere una serie de macronutrientes (C, N, P) y micronutrientes en cantidades suficientes, generalmente las bacterias que intervienen en el proceso de digestión anaerobia no exigen una mayor cantidad de nutrientes ya que los requerimientos para su desarrollo son simples. Además de los principales nutrientes como carbono, nitrógeno y fósforo, se hace necesario para su crecimiento en pequeñas cantidades elementos como azufre, ácidos grasos, aminoácidos y una serie de minerales como K, Na, Ca, Mg y Fe) (García-Caro Andreu, 2015).

Los microorganismos anaerobios se caracterizan por un reducido rendimiento celular, por lo cual sus necesidades de nutrientes son igualmente bajas, (García-Caro Andreu, 2015) por lo general que todos los nutrientes necesarios para su crecimiento suelen estar presentes en las aguas residuales urbanas, pero por otro lado los residuos sólidos municipales pueden presentar carencias de ciertos nutrientes por lo que puede ser necesario en algunos tratamientos la adición de amoníaco, fósforo u otros.

Una baja cantidad de nitrógeno en el sustrato provoca que las bacterias no sean capaces de producir las enzimas necesarias para producir el carbono, por el contrario, altas concentraciones de nitrógeno pueden ocasionar inhibición en el crecimiento de los microorganismos (García-Caro Andreu, 2015). Por eso una proporción recomendable para el nitrógeno es $\text{DQO/N} < 70$ y así mismo la del fósforo sería $\text{DQO/P} < 350$; las relaciones que se aconsejan mantener son del orden 20:1 y 100:1, la primera para DBO/N y la segunda para DBO/N (Agua, 2007).

3.8.4 Alcalinidad

Es una medida que permite establecer la capacidad tampón que posee una solución para tolerar las variaciones de pH que se presenten, en la digestión anaerobia los cambios grandes y rápidos de pH se pueden amortiguar por medio de los iones de dióxido de carbono y bicarbonato. Para que un sistema de tratamiento mantenga el pH neutro la mayor fuente de la capacidad tampón son los iones de bicarbonato (HCO_3^-) (Franchescoleth & Nuñez , 2017).

Como ya se ha mencionado anteriormente el control del pH del sustrato es fundamental para evitar inestabilidades y bajos o nulos rendimientos del proceso de degradación anaerobia, para evitar los grandes cambios del pH y proveer inestabilidades la alcalinidad es la mejor alternativa en el sistema; ya que las grandes cantidades de ácidos grasos volátiles que pueden generarse en el sistema consumaran primero la alcalinidad del medio antes que se presenten cambios notables de pH (Franchescoleth & Nuñez , 2017). Al igual que los ácidos grasos volátiles el dióxido de carbono generado en las etapas de fermentación y metanogénesis también es un gran consumidor de alcalinidad, se puede encontrar en un intervalo óptimo de 1.500 y 5.000 mg/L (Agua, 2007) .

Para aumentar los niveles de alcalinidad presentes en un sistema se puede conseguir mediante la reducción de la carga orgánica es decir disminuir el flujo de ingreso al sistema; del mismo modo se puede incrementar la alcalinidad de manera directa y rápida agregando bicarbonato de sodio o cal (Franchescoleth & Nuñez , 2017).

3.8.5 Sólidos totales y volátiles

Grandes cantidades de sólidos presentes durante el tratamiento en general afecta la operación del sistema mas no su eficiencia, ya que el principal problema relacionado con los sólidos son los taponamientos, colmataciones o atascamiento del filtro, generando un mayor gasto de tiempo en la remoción de estos sólidos para que pueda seguir dándose un tratamiento normal (Agua, 2007).

3.8.6 Ácidos grasos volátiles

Cuando los compuesto complejos son hidrolizados y transformados a compuestos de bajo peso molecular entre los que se encuentran los ácidos grasos volátiles de cadena corta ácido acético, ácido butírico, ácido propiónico, y en menores cantidades por los ácidos isobutírico, valérico, isovalérico y capriónico (Agua, 2007) ; los cuales son usados en la etapa acetogénesis y metanogénesis.

Este parámetro es un gran indicador y uno de los más utilizados para monitorear y controlar el proceso de la digestión anaerobia, los ácidos grasos volátiles de cadena corta se pueden acumular en el sistema por dos posibles causas; la primera puede darse por una sobrecarga orgánica, es decir, el flujo de entrada al sistema es muy grande lo que genera que haya una mayor formación de estos ácidos a la que puede asimilar las bacterias acetogénicas y metanogénicas en el sistema, la segunda causa posible puede darse a la no asimilación de los ácidos volátiles por parte de los microorganismos debido a otras causas como la temperatura o concentración de amónico lo que genera una inhibición en las bacterias metanogénicas (Franchescoletth & Nuñez , 2017).

Diversos autores exponen ciertos rangos de los niveles de los ácidos que no deben superarse, la concentración para ácido propiónico debe ser menor que 1000 mg/litro, si esta es mayor no sirve como indicador de que el proceso ya se está deteniendo por inhibiciones. Por otro lado, para la relación de ácido acético/ácido propiónico debe ser de 2:1 para ser considerado un valor óptimo. Finalmente, el resto de los ácidos volátiles de cadena corta deben tener una concentración menor a 500 mg/litro.

3.8.7 Sulfuros y sulfatos

Concentraciones grandes de sulfatos o sustratos ricos en estos compuesto pueden ocasionar graves problemas para los sistemas de tratamiento anaerobio como es el filtro ascendente, los

principales dificultades que se relacionan con estos compuesto son; primero, causan inhibiciones directamente sobre las bacterias metanogénicas, acetogénicas, y los propios sulfatorreductores, segundo, al precipitar metales no alcalinos (cobalto, níquel entre otros) se produce una inhibición indirecta sobre los metanogénicos, tercero, se hace necesario una mayor gasto en mantenimiento de los sistemas de tratamiento por la corrosión ocasionada, cuarto, se hace necesario realizar un tratamiento complementario al efluente del sistema debido a la presencia del sulfuro e igualmente este puede tener consecuencias en dicho post-tratamiento (Giménez García, 2014).

Cabe resaltar que el efecto más perjudicial en los tratamientos se da en la disminución del rendimiento en el sistema debido a que en la etapa metanogénica se genera también baja generación del metano, debido a que los microorganismos sulfatorreductores usan los nutrientes del sustrato a tratar, por lo que no son convertidos a metano. De igual manera si el bio gas que se está generando en la etapa final de tratamiento tiene como fin un aprovechamiento energético habría la necesidad de implementar un pretratamiento para eliminarlo antes de su aprovechamiento energético (Giménez García, 2014).

A pesar de las inconvenientes ya descritos, la presencia de estos compuestos tiene ciertas ventajas en los sistemas de tratamiento, los organismos sulfatorreductores poseen un rango más amplio de sustratos que son capaces de metabolizar, no necesitan un crecimiento balanceado con los organismos acetogenos, lo que implica una menor sensibilidad a las cargas orgánicas, así mismo los sulfatorreductores poseen menor sensibilidad frente a los compuestos tóxicos y son capaces de reducir el efecto inhibitorio, sobre otro grupos de organismos (Giménez García, 2014), para una buena actividad metanogénica las concentraciones de sulfuro menores a 20 mg/L pueden considerarse óptimas para el proceso (Agua, 2007).

3.8.8 Nitrógeno amoniacal

El nitrógeno amoniacal es un compuesto importante para el crecimiento de los microorganismos presentes en el sistema de tratamiento, pero como la mayoría de los compuestos, concentraciones excesivas perjudican la degradación inhibiendo a las bacterias encargadas de tal proceso.

Concentraciones entre 50 y 200 mg/Litro se encuentra dentro de un intervalo óptimo para una estimulación del proceso (Agua, 2007).

3.8.9 Presencia de metales y compuestos inhiben el proceso

Una sustancia o compuesto puede definirse como inhibitoria cuando la tasa de crecimiento de alguno o alguno de los grupos microbiológicos involucrados disminuye o se detiene totalmente, produciéndose cambios desfavorables en la población en general (Almeida, y otros, 2011). En el sistema de tratamiento anaerobio los microorganismos en las diferentes etapas necesitan cantidades traza de micronutrientes, como lo mencionan (Agua, 2007), las bacterias metanogénicas necesitan un aporte de sulfuro, hierro, y cobalto otros, ya que estos elementos son estimulantes durante el proceso de digestión anaerobia.

No obstante concentraciones muy altas de estos elementos u otros metales como el cobre, cromo, níquel pueden ser fuertemente inhibitorios como se observa en la tabla 4, donde nos muestra las cantidades de algunos elementos en donde sus concentraciones puede inhibir moderadamente el proceso o su concentración puede inhibirlo fuertemente (Agua, 2007).

Igualmente se encuentra otras sustancias que se forman ya sea en el proceso de digestión o entrar al tratamiento con el sustrato, como ya se ha dicho estos compuestos reducen la eficiencia y pueden causar una desestabilización completa de este, esta inactividad de los microorganismos puede ser rápidamente detectada por la reducción de la producción de biogás y un aumento de los ácidos grasos volátiles (Georgina, Vázquez Borges, & Martínez Pereda, 2002).

Entre los principales compuestos inhibitorios podemos encontrar los metales pesados (Cr, Fe, Co, Zn y Cd), entre los compuestos orgánicos podemos encontrar fenoles y derivados, compuestos bencéticos, otros alcoholes tiosulfatos, tiocianatos, cianuros, agentes oxidantes fuertes como cromatos y cloro, tensoactivos aniónicos, antibióticos, pesticidas y sales, otros alcoholes, ácidos de cadena larga y lignina entre otros. Sin embargo, el daño que pueden causar al sistema depende de la concentración en la que se encuentren y la velocidad en la que ingresan al sistema esta sustancia, si el aumento de los compuestos tóxicos es lento y se controla de una manera adecuada, se puede adaptar el proceso a concentraciones elevadas de sustancias toxicas (Georgina, Vázquez Borges, & Martínez Pereda, 2002).

Tabla 4
Compuestos inorgánicos tóxicos e inhibitorios para los procesos anaerobios

Sustancias	Concentración moderadamente inhibitoria, mg/L	Concentración fuertemente inhibitoria, mg/L
Na ⁺	3.000 – 5.000	8.000
K ⁺	2.000 – 4.000	12.000
Ca ²⁺	2.000 – 4.000	8.000
Mg ²⁺	1.000 – 1.000	3.000
N-NH ₄ ⁺	1.000 – 3.000	3.000
Sulfuro, S ²⁻	200	200
Cobre, Cu ²⁺		0.5 (soluble) 50-70 (total)
Cromo, Cr (VI)		3.0 (soluble) 200-250 (total)
Cromo, Cr (III)		180-420 (total) 2.0 (soluble)
Nickel, Ni ²⁺		30 (total)
Zinc, Zn ²⁺		1.0 (soluble)

Fuente: (Agua, 2007).

4. MARCO LEGAL

Para la fundamentación legal se tuvo en cuenta la normatividad colombiana con el fin de extraer los respectivos artículos de la constitución colombiana, leyes, decretos, acuerdos, resoluciones y otros; que se aplican a la investigación y desarrollo de este proyecto. En esta normatividad se recolectan lo relacionado con la conversación del medio ambiente, los vertimientos de lixiviados y tratamientos de estos. Toda la información aquí suministra se obtuvo de la normativa correspondiente.

4.1 CONSTITUCIÓN COLOMBIANA

ARTÍCULO 80. Es obligación del Estado y de las personas proteger las riquezas culturales y naturales de la Nación.

ARTÍCULO 49. La atención de la salud y el saneamiento ambiental son servicios públicos a cargo del Estado. Se garantiza a todas las personas el acceso a los servicios de promoción y recuperación de la salud. Corresponde al Estado, organizar, dirigir y reglamentar la prestación de servicios de salud a los habitantes y de saneamiento ambiental conforme a los principios de eficiencia, universalidad y solidaridad.

ARTÍCULO 79.- Todas las personas tienen derecho a gozar de un ambiente sano. La ley garantizará la participación de la comunidad en las decisiones que puedan afectarlo. Es deber del Estado proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica y fomentar la educación para el logro de estos fines.

ARTÍCULO 80.- El Estado planificará el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales, para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución. Además, deberá prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental, imponer las sanciones legales y exigir la reparación de los daños causados.

4.2 LEYES

Ley 23 de 1973

Por la cual se conceden facultades extraordinarias al presidente de la República para expedir el Código de Recursos Naturales y protección al medio ambiente y se dictan otras disposiciones. Principios fundamentales sobre prevención y control de la contaminación del aire, agua, y suelo. Es esta ley tiene como objeto prevenir y controlar la contaminación del medio ambiente y buscar el mejoramiento, conservación y restauración de los recursos naturales renovables, para defender la salud y el bienestar de todos los habitantes del Territorio Nacional.

Ley 09 de 1979

El Código Sanitario Nacional fija una serie de normas relacionadas con la protección del ambiente y la salud humana. En esta ley se presentan unos aspectos importantes que bien podrían ser asumidos a través de la reglamentación de la Ley 99/93 o que pueden ser aplicados en la ausencia de reglamentación específica, toda vez que no se encuentran derogados explícitamente.

Ley 99 de 1993

Por medio de la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente y se establece formalmente el Sistema Nacional Ambiental. Se responsabiliza a todos y cada uno de los actores del desarrollo de la tarea de conservar y aprovechar de manera racional los recursos naturales y el ambiente. Define

que las Autoridades Ambientales, serán las responsables de formular y verificar el cumplimiento de las políticas y normas ambientales.

4.3 DECRETOS

Decreto Ley 2811 de 1974 Por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. Regula el manejo de los recursos naturales renovables, la defensa del medio ambiente y sus elementos.

Decreto 3440 de 2004

ARTÍCULO 3°. Del cobro de la Tasa Retributiva. Las Autoridades Ambientales Competentes cobrarán la tasa retributiva por los vertimientos puntuales realizados a los cuerpos de agua en el área de su jurisdicción, de acuerdo con los Planes de Ordenamiento del Recurso establecidos en el Decreto 1594 de 1984 o en aquellas normas que lo modifiquen o sustituyan.

Decreto 1601 de 1984

Por el cual se reglamentan parcialmente los [Títulos III, V y VII de la Ley 09 de 1979], en cuanto a sanidad portuaria y vigilancia epidemiológica en naves y vehículos terrestres. El control y vigilancia sanitaria en los Terminales Portuarios, deberá efectuarse con el objeto de evitar la entrada, salida y propagación de enfermedades que afecten a la población humana, a los animales o vegetales y sus productos, o deterioren el ambiente.

Decreto 1594 de 1984

Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II y el Título III de la Parte III -Libro I- del Decreto - Ley 2811 de

1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. Normatividad sobre vertimientos de residuos líquidos, igualmente es una base para el control del tratamiento del lixiviado.

Decreto 1443 de 2004

Por el cual se reglamenta parcialmente el Decreto-ley 2811 de 1974, la Ley 253 de 1996, y la Ley 430 de 1998 en relación con la prevención y control de la contaminación ambiental por el manejo de plaguicidas y desechos o residuos peligrosos provenientes de los mismos, y se toman otras determinaciones. Este decreto tiene por objeto establecer medidas ambientales para el manejo de los plaguicidas, y para la prevención y el manejo seguro de los desechos o residuos peligrosos provenientes de los mismos, con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente. Lo anterior sin perjuicio de la obtención de las licencias, permisos y autorizaciones a que haya lugar, de conformidad con la normatividad ambiental vigente y demás normas concordantes.

Decreto 838 de 2005

Por el cual se modifica el Decreto 1713 de 2002 sobre disposición final de residuos sólidos y se dictan otras disposiciones. Este decreto tiene por objeto promover y facilitar la planificación, construcción y operación de sistemas de disposición final de residuos sólidos, como actividad complementaria del servicio público de aseo, mediante la tecnología de relleno sanitario. Igualmente, reglamenta el procedimiento a seguir por parte de las entidades territoriales para la definición de las áreas potenciales susceptibles para la ubicación de rellenos sanitarios.

Decreto 4741 DE 2005

“Por el cual se reglamenta parcialmente la prevención y manejo de los residuos o desechos peligrosos generados en el marco de la gestión integral”. En el marco de la gestión integral, el presente decreto tiene por objeto prevenir la generación de residuos o desechos peligrosos, así

como regular el manejo de los residuos o desechos generados, con el fin de proteger la salud humana y el ambiente.

Decreto 3930 de 2010

Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9ª de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II del Decreto-ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones. Este decreto establece las disposiciones relacionadas con los usos del recurso hídrico, el Ordenamiento del Recurso Hídrico y los vertimientos al recurso hídrico, al suelo y a los alcantarillados. Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a sistemas de alcantarillado público, y se dictan otras disposiciones. La aplicación de esta norma exige a los operadores de Rellenos Sanitarios, altas eficiencias en el tratamiento de los lixiviados.

Decreto número 1784

"Por el cual se modifica y adiciona el Decreto 1077 de 2015 en lo relativo con las actividades complementarias de tratamiento. y disposición final de residuos, sólidos en el servicio público de aseo". Este decreto tiene por objeto reglamentar las condiciones bajo las cuales deberá desarrollarse la actividad complementaria de disposición final de residuos sólidos en la prestación del servicio público de aseo.

4.4 RESOLUCIONES

Resolución 2309 de 1986

Por la cual se dictan normas para el cumplimiento del contenido del [Título III de la Parte 4a. del Libro 1º del Decreto-Ley N. 2811 de 1974] y de los [Títulos I, III y XI de la Ley 09 de 1979],

en cuanto a Residuos Especiales. Dicta normas especiales contemplarías para la cumplida ejecución de las leyes que regulan los Residuos Sólidos y concretamente lo referente a Residuos Especiales.

Resolución 1096 de 2000

La presente documentación técnico-normativa señala los requisitos que deben cumplir las obras, equipos y procedimientos operativos que se utilicen en la prestación de los servicios públicos domiciliarios de acueducto, alcantarillado y aseo y sus actividades complementarias. Se expide en cumplimiento de lo dispuesto en la Ley 142 de 1.994, que establece el régimen de los Servicios Públicos Domiciliarios en Colombia, y busca garantizar su calidad en todos los niveles.

Resolución 1045 de 2003

Por la cual se adopta la metodología para la elaboración de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos, PGIRS, y se toman otras determinaciones. La cual se adopta la metodología para la elaboración de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIR), esta resolución determina la obligación del estado en proteger la diversidad del medio ambiente, de prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental y el derecho de todas las personas a gozar de un ambiente sano; así mismo consagra como deber de las personas y del ciudadano proteger los recursos culturales y naturales del país, y velar por la conservación de un ambiente sano.

Resolución 1362 de 2007

Por la cual se establece los requisitos y el procedimiento para el registro de generadores de residuos o desechos peligrosos, a que hacen referencia los artículos 27° y 28° del decreto 4741 del 30 de diciembre de 2005. Esta resolución tiene por objeto establecer los requisitos y el procedimiento para el registro de generadores de residuos o desechos peligrosos, como instrumento de captura de información, con la finalidad de contar con información normalizada,

homogénea y sistemática sobre la generación y manejo de residuos o desechos peligrosos originados por las diferentes actividades productivas y sectoriales del país.

Resolución número 1390 de 2005

Resoluciones 1684 de 2008, 1822 de 2009, 1529 de 2010. Resolución 1890 de 2011. Por la cual se establecen directrices y pautas para el cierre, clausura y restauración o transformación técnica a rellenos sanitarios de los sitios de disposición final.

Resolución 631 de 2015

Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. Esta resolución establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles que deberán cumplir quienes realizan vertimientos puntuales a los cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público.

4.5 NORMAS TECNICAS

Norma técnica GTC 24 (Tercera actualización)

Esta guía técnica brinda las pautas para realizar la separación de los materiales que constituyen los residuos no peligrosos en las diferentes fuentes de generación: doméstica, industrial, comercial, institucional y de servicios. Igualmente da operaciones para facilitar la recolección selectiva en la fuente. Además de esto establece el código de colores.

Esta guía describe el método para detectar y determinar el efecto agudo en organismos, ante la presencia de sustancias tóxicas o mezcla de ellas, contenidas en las aguas naturales o residuales y

permite obtener el límite o cantidad máxima que pueden soportar los organismos, conocida como concentración letal media.

GTC 31 Gestión ambiental agua

Aquí describen los métodos para saber el nivel de toxicidad hasta qué punto no va afectar a la flora y la fauna: evaluando la toxicidad de un vertimiento, determinando los niveles de toxicidad de lixiviados Implementando sistemas de alarma en vertimientos e identificando los procesos de bioacumulación o biomagnificación de sustancias tóxicas en organismos acuáticos.

5. ANTECEDENTES

5.1 ANTECEDENTES INTERNACIONALES

Tratamiento anaerobio de lixiviados de relleno sanitario. Estudio de investigación.

Se diseño y construyo un filtro anaerobio de flujo ascendente a escala piloto de 1m^3 de capacidad. Con medio de soporte de anillos plásticos. Se opero con una COV de $2\text{kg DOQ}/(\text{m}^3 \text{d})$. Se llego a una remoción máxima del FAFA de un 72%.

Se concluyo que la edad del lixiviado afecta la degradación de la metería orgánica, ya que a mayor edad del lixiviado mayor cantidad de materia orgánica recalcitrante, obteniéndose una menor degradación (Alkalay, Chami, Lorna Guerrero, & Schiappacasse, 1996)

Tratamiento de efluentes de destilería en un filtro anaerobio de flujo ascendente

Implementaron un filtro anaerobio de flujo ascendente para demostrar la posibilidad de tratar efluentes provenientes de una destilería. Se mantuvo el tiempo de retención hidráulico constante (48 horas), para aplicarle cargas orgánicas desde 0.2 hasta $10.52 \text{ Kg DQO}/\text{m}^3 \text{d}$. se logaron eficiencias del orden de 65% para cargas orgánicas inferiores a $7.32 \text{ Kg DQO}/\text{m}^3 \text{d}$ con temperaturas entre 20 y $25 \text{ }^\circ\text{C}$. al incrementar la carga orgánica se redujo la remoción hasta un 42% indicando que se había superado la capacidad para remover del filtro (Rivera , Gonzalez, Castro, & otros, 2002).

5.2 ANTECEDENTES NACIONALES

Evaluación de la tratabilidad de los lixiviados en el relleno Sanitario de Pereira mediante filtros anaerobios de flujo Ascendente a escala piloto.

En este trabajo se evaluó el arranque y la operación de los filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto, para el tratamiento de lixiviado de un relleno sanitario con un tiempo de retención de 1,2 días.

Se obtuvieron eficiencias de remoción entre el 60 y 90 % para cargas orgánicas con valores máximos de 10kg DQO/m³d (Chavarro, Garces, Guerrero, & otros., 2006).

Evaluación de la remoción de la materia orgánica en filtros anaerobios de flujo ascendente utilizando aguas residuales sintéticas.

El sistema de tratamiento de esta investigación constaba de un FAFA de dos fases y tres humedales artificiales de flujo superficial con diferentes medios.

Los resultados obtenidos indicaron que la remoción de la materia orgánica fue de 62% en la primera parte y de 90% en la segunda parte. También se demostró que este sistema tiene una mejor remoción orgánica con alta carga (Osorio Trujillo & Vásquez Botero, 2007)

Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario la Esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en filtro Anaerobio piloto de flujo ascendente

En este estudio se trabajó con lixiviado puro de un relleno sanitario estudiando su calidad, clima y edad del vertedero para posteriormente ser tratado por un filtro anaerobio de flujo ascendente a escala piloto de tres fases. El FAFA fue inoculado con estiércol de vaca.

Se obtuvieron resultados para un tiempo de retención de 36 horas con una eficiencia de remoción del 38 – 48% y se consiguió un mejor resultado para un tiempo de retención de 42 horas con un porcentaje de remoción de 53 – 88 % (Mendoza Salgado & Lopez Trujillo, 2004)

Estudio de los reactores UASB para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario la Esmeralda.

En este trabajo se estudió un FAFA en tres etapas con lecho de graba en su interior. Inoculado con estiércol de vaca y operado con un tiempo de retención hidráulica de 14 horas.

En un principio se obtuvo una remoción de 21,2% de DQO ya que fue el mes de arranque. Posteriormente a los 110 días de operación se obtuvieron remociones del 96% de DBO5 y 88% en DQO (Morillo Leon & Fajardo Fajardo, 2005)

Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de Almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte

El objetivo general del estudio fue evaluar la influencia del tipo de medio de soporte sobre el desempeño de un filtro anaerobio para el tratamiento de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón agrio de yuca, siendo la cáscara de coco, los anillos de guadua y un lecho mixto compuesto por residuos de ladrilleras (ladrillo y teja de barro partidas) y cáscara de coco los medios estudiados.

Los resultados obtenidos en esta investigación muestran que las eficiencias de remoción de DQO y sólidos suspendidos obtenidas, no superan el 70% y el 80% respectivamente, con tiempo de retención óptimo de 15 horas. Se presentaron problemas con la inestabilidad del pH y AGV, pero concluyeron que el mejor medio de soporte que dio mayores eficiencias fue el de la cascara de coco (Torres Lozada, Eugenia Uribe, & Rodríguez, 2003)

Operación de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) hasta alcanzar el estado estable

Lo que busco este trabajo de investigación fue desarrollar y poner en marcha de un filtro anaerobio de flujo ascendente para así evaluar su comportamiento hasta que este alcanzara el estado estable, igualmente determinar las variables de operación.

Trabajando con una concentración del afluente de 8000 mg/L se pudieron encontrar una remoción y eficiencias cercanas al 35% la más alta (Parra Rodriguez, 2006).

Evaluación de materiales de desecho como medio Filtrante en filtros anaerobios de flujo Ascendente.

Se busco evaluar la factibilidad del uso de materiales de desecho, ligeros y de bajo costo como alternativas para la sustitución de piedra por materiales como tapas plásticas de botellas y cilindros de espuma utilizados en el embalaje de artículos electrónicos. Ya que ambos son materiales que comúnmente representan desechos, además de no ser reciclables en el caso de los cilindros de espuma.

se obtuvieron como resultados buenas eficiencias en remoción cuando se usaron las tapas plásticas para DBO un porcentaje de 31.97% y para DQO una remoción de 72.95%, por otro lado, para los cilindros de espuma las eficiencias fueron 42,06 % en remoción de DBO y 52,40 % en remoción de DQO. Concluyendo en la factibilidad técnica del uso de estos materiales como

sustitutos de la piedra como medios de soporte en sistemas FAFA. (Alvarado Arce, 2011)

5.3 ANTECEDENTES REGIONALES Y LOCALES

Biotratamiento de lixiviados con microorganismos anaerobios mesófilos en filtros de tres fases.

Esta investigación pretendía evaluar, la eficiencia de un biorreactor (TRI- FAFS) a tres temperaturas diferentes, y que sirva como base para minimización de estas sustancias generadas

por la descomposición de residuos sólidos, es decir, como un medio necesario para formular, ejecutar y controlar la política de desarrollo en todos los sectores que estén directa o indirectamente relacionados con la degradación del ambiente y afectación a la salud.

Se pudo concluir que el diseño óptimo para un TRI-FAFS en cuanto al volumen de cada una de sus tres fases es: Fase no metanogénica igual al 20% del volumen útil total del filtro, dividido este a su vez en dos fases iguales al 10 % del volumen total de reactor o equivalente al 50% del volumen No metanogénico, es decir que la Fase (Hidrolisis + Acidogénesis) = 50% del Volumen no Metanogénico y la fase de Acetogénesis = 50% del Volumen no Metanogénico, porcentajes que corresponde al volumen óptimo de estas fases y desde luego manteniendo la fase metanogénica con un volumen del 80% del total del reactor. El TRH es un factor altamente influyente en el desempeño de los filtros anaerobios de flujo ascendente FAFA, el TRH= 16 h, favoreció las eficiencias de remoción en parámetros como DQO, lo que representó una eficiencia de remoción de DQO superior al 89%. Se comprobó que a temperaturas mayores a 27°C las eficiencias en la remoción de DQO se pueden lograr en los TRI-FAFS eficiencias > 89%. (Jimenez Rojas & Lopez Sepulveda, 2017).

Biotratamiento de lixiviados en sistemas anaerobios de tres fases

Esta investigación se enfoca hacia el diseño de reactores anaerobios más eficientes para remover materia orgánica, que en este proyecto se separaron en tres fases, Hidrólisis + Acidogénesis, Acetogénesis y Metanogénesis, con bajos tiempo de retención hidráulico en cada fase. Se realizó la construcción de estos reactores a escala de laboratorio, que se inocularon con estiércol de cerdo. La eficiencia determinada de manera periódica mediante la prueba DQO y determinando las eficiencias en cada una de las series de los reactores, las cuales resultaron mayores al 85% en

términos de carga con tiempo de retención hidráulico de 13 horas a una temperatura de 34°C artificialmente mantenida. (Leal Carrillo & Serrano Garcia, 2016)

Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI – FAFS)

Se trató lixiviado en FAFA de dos fases a temperaturas de 20, 27 y 34 °C y con cargas orgánicas volumétricas alta de 3,71, media de 2,76 y baja 1,80. Kg DQO/m³-día. Con tiempos hidráulicos de más o menos 18,05 horas. Las alturas de los filtros para la parte acida fue del 20,50 y 80% de la altura total del filtro y la fase metanogénica con altura complementaria 80, 50 y 20% respectivamente. Se obtuvo que la mayor eficiencia se dio para una temperatura de 34°C con un porcentaje de eficiencia máxima del 72.86 %. Se comprobó que el tratamiento por el filtro anaerobio de flujo ascendente de dos fases Di-FAFS es efectivo en el tratamiento de lixiviados. Además de esto se identificaron los microorganismos presentes en cada fase (Maldonado Maldonado, Rodríguez Chona, & Cajiao, 2017)

6. METODOLOGIA

Este proyecto de investigación está orientado en el desempeño de tres filtros anaerobios de flujo ascendente de tres fases (TRI-FAFS), en una escala de laboratorio, operados con una carga orgánica alta, a diferentes temperaturas (20 °C, 27°C y 34°C); con la finalidad de comprobar las eficiencias de remoción para estas temperaturas a alta carga e igualmente poder determinar la prevalencia de los microorganismos presentes en cada fase del reactor, para así confirmar lo que encuentra teóricamente sobre estas bacterias.

Para tal fin esta investigación pretende evaluar la eficiencia de remoción del filtro a las diferentes temperaturas expuestas, y así comprender la influencia de esta variable en los sistemas de digestión anaerobia con el fin de encontrar las condiciones optima donde se presente una mayor remoción de materia orgánica.

Con forme a lo mencionado anteriormente y para cumplir esos objetivos se llevarán a cabo el desarrollo de las siguientes actividades.

6.1 CARACTERIZACION Y COMPOSICION DEL SUSTRATO (LIXIVIADO)

Para poder conocer a detalle las características y composición del lixiviado a tratar se hace necesario realizar una caracterización de este, para tal fin se tomaron tres muestras en el relleno sanitario la Cortada durante todo el tiempo de la investigación, cada muestra fue refrigerada por menos de 24 horas hasta el momento de su caracterización, esta se hizo en el laboratorio de control y calidad de la Universidad de Pamplona, por medio de las técnicas establecidas con métodos estandarizados (Rice, Baird, Eaton, & Clesceri, 2012)

Los parámetros físicos y químicos que se determinaron en el lixiviados fueron los siguientes:

- Sólidos suspendidos totales (SST).
- Sólidos suspendidos volátiles (SSV).
- Acidez.
- Alcalinidad.
- Dureza.
- Cloruros.
- Color.
- pH.
- Turbidez.
- Conductividad.
- Sólidos totales (ST).
- Nitrógeno amoniacal.
- Nitritos.
- Sulfatos.
- Fosfatos.

6.2 MONTAJE Y OPERACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

6.2.1 Unidades de tratamiento preliminar

Estas unidades como el nombre lo indica realizan un primer tratamiento al lixiviado a tratar, el sistema de pre- tratamiento este compuesto por una trampa de grasas y un sedimentador. Estas se encuentran descritas a continuación:

6.2.2 Trampa de grasa

Como ya se ha mencionado las trampas de grasas son pretratamientos para el agua contaminada, en estas unidades las grasas y aceites por la diferencia de densidades salen a flote y son retenidas, mientras que el agua sale por la parte inferior, su funcionamiento es totalmente hidráulico, no requiere partes mecánicas. El fin de esta unidad antes del sistema principal de tratamiento es evitar posibles taponamientos.

Según lo establecido en el título E del RAS (2000), estas unidades de tratamiento deben cumplir con las siguientes especificaciones:

- Su localización debe ser lo más cercana posible a la fuente de agua contaminada.
- El tanque debe poseer 0.25 m² de área por cada litro por segundo.
- la relación ancho longitud sería de 1:4 hasta 1:18 como se observa en la ecuación 1.

Ecuación 1. *Relación largo ancho de la trampa de grasas.*

$$\frac{L}{B} = \frac{1}{4} a \frac{1}{8}$$

- se establece una velocidad ascendente mínima de 4mm/s.
- el tiempo de retención hidráulico está determinado por el caudal para unos tiempos de 3 minutos, 4 minutos y 5 minutos el caudal debe estar entre 2-9 L/s, 10-19 L/s y 20 o más L/s respectivamente.

6.2.3 Sedimentador primario

Este pretratamiento tiene un objetivo principal el cual es la remoción de los sólidos suspendidos en las aguas a tratar.

Los parámetros de diseño para esta unidad están establecidos en el Título E del RAS (2000) y son los siguientes:

- Para los tanques rectangulares la relación longitud/ancho debe estar entre 1.5/1 y 15/1.
- Si los tanques son circulares el diámetro recomendado está entre 3 y 30 metros, con una pendiente en el fondo entre el 6 y 17%.
- No se recomiendan tanques cuadrados y los hexagonales y ortogonales se consideran como los circulares.

Debe escogerse la mayor de las áreas calculadas, de acuerdo con las siguientes tasas de desbordamiento superficial mínimas recomendadas:

- Para caudal medio utilizar 33m³/m²dia,
- Para caudal pico sostenido por tres horas utilizar 57m³/m²dia, y

- Para caudal pico utilizar $65 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día}$.

La profundidad de los tanques depende también de su geometría y se recomienda las siguientes:

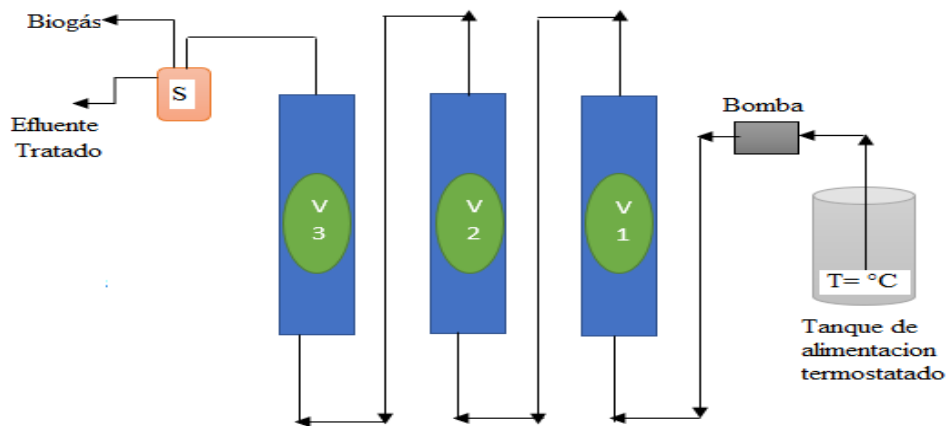
- Si el tanque es rectangular el rango de profundidad debe ser de 2.5 a 4 metros.
- Si el tanque de sedimentación es circular el rango de profundidad es 2 y 5 metros.

6.2.4 Alimentación de los reactores

La alimentación se da por medio de tres unidades cada una de 50 litros compuestas con un sistema de mezclado y controladores de temperatura individuales. El sistema de mezclado lo compone un eje vertical, con sus respectivas hélices movidas por un motor eléctrico, entrelazadas con poleas. En la parte inferior de los dispositivos de alimentación se encuentran resistencias eléctricas conectadas cada una a controladores que las encienden y apagan según el rango de temperatura deseado.

La entrada del afluente al filtro se da por medio de una succión desde el tanque gracias a unas bombas, que lo impulsan hasta la parte inferior del reactor, manteniendo un flujo ascendente. Las tres bombas dosificadoras se encuentran soportadas por un montaje metálico. El todo el montaje mencionado se puede observar en la ilustración.

Ilustración 12
Sistema de alimentación general de los filtros



Fuente: (Leal Carrillo & Serrano Garcia, 2016)

6.2.5 Materiales utilizados en la elaboración del Filtro anaerobio de flujo ascendente TRI-FAFS

Todo el sistema del filtro TRI-FAFS, requirió una serie de elementos los cuales se encuentra descritos a continuación:

- Recipiente plástico (capacidad 80 litros)
- Trampa de grasas y sedimentador
- Recipientes de almacenamiento de aluminio (capacidad 50 litros)
- Cuerpo de los TRI-FAFS
- Tubería de PVC de alta presión $\phi= 2 \frac{1}{2}$ "
- Uniones lisas PVC $\phi= 2 \frac{1}{2}$ " de alta presión
- Tapones soldados de PVC $\phi= 2 \frac{1}{2}$ " de alta presión
- Tapones roscados de PVC de presión alta
- Adaptadores machos PVC presión alta
- Rejillas de PVC
- Mangueras de 3/8"
- Micro válvulas
- Sistema de calentamiento y agitación
- Tres resistencias eléctricas 1500 Watts y 110 V.
- Calefactor de temperatura variable 15 a 27 °C
- Termostatos
- Sensores de temperatura (Termocuplas)
- 3 contactores eléctricos
- 3 sistema de poleas y correos
- Sistema de bombeo
- 3 bombas peristálticas

Los filtros anaerobios de flujo ascendente TRI-FAFAS utilizados durante el transcurso de esta investigación fueron los empleados en el proyecto biotratamiento de agua orgánica sintética mediante un filtro anaerobio de flujo ascendente en tres fases a escala laboratorio llevado a cabo por Karen Velandia y Julio I Maldonado en el 2017 (Velandia, 2017).

Como todo sistema de tratamiento de aguas contaminadas la finalidad de estos filtros son remover la mayor cantidad de materia orgánica que se encuentre en lixiviado y alcanzar el estado estable. El diseño y construcción de esto filtros fueron guiados (Maldonado Maldonado,

Rodríguez Chona, & Cajiao, 2017). En su proyecto de investigación. Empleando filtros anaerobios de flujo ascendente separados en dos fases (DI-FAFS) (Maldonado Maldonado, Rodríguez Chona, & Cajiao, 2017).

El filtro anaerobio de flujo ascendente TRI-FAFAS posee las siguientes dimensiones:

- Altura útil total del filtro = 1.2 m
- Diámetro del filtro = 2 ½”
- Diámetro del filtro corregido= 0.06607m.
- Área del filtro= 0.0034284553 m²
- Volumen útil del filtro = 4.11 L
- Volumen de cada tanque de alimentación = 50

6.2.6 Distribución volumétrica de los filtros TRI-FAFAS

Para esta investigación y siguiendo algunos lineamientos expuestos por (Leal Carrillo & Serrano Garcia, 2016), los filtros se separaron en fase no metanogénica y fase metanogénica. La primera está compuesta por la fase hidrolítica + la fase acidogénica + la fase acetogénica. Quedando los filtros dispuestos en tres fases, en el sentido del flujo dispuestas de la siguiente manera:

De manera general

Fase no metanogénica: Hidrolisis + acidogénesis + acetogénesis (volumen 20%)

Fase metanogénica: volumen constante 80 %

De los volúmenes anteriores las fases se subdividieron para la fase 1 y 2 el volumen de 20% se distribuyó de la siguiente manera:

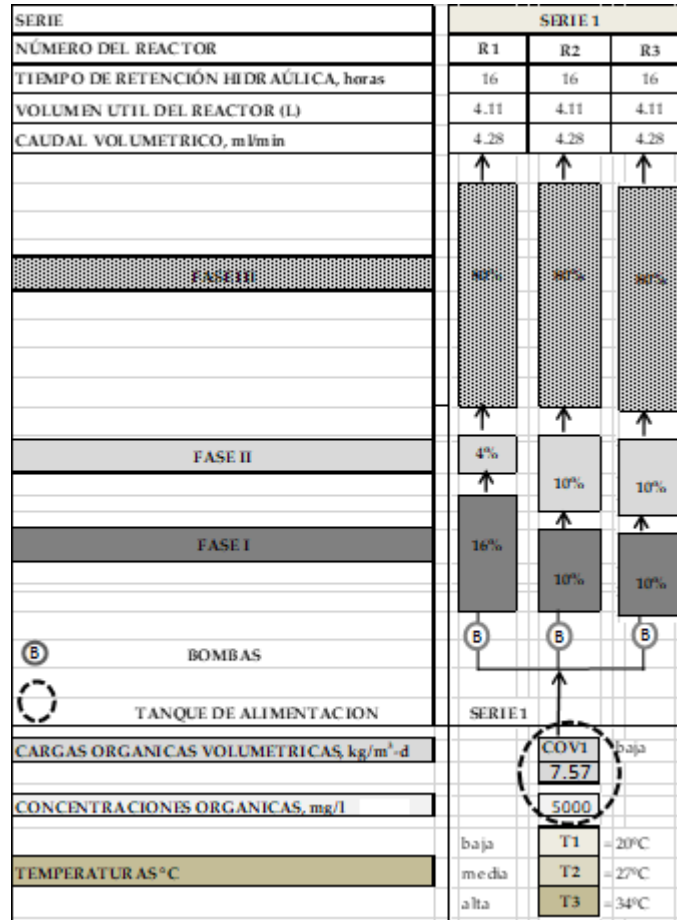
Fase 1 = Hidrolisis + Acidogénesis (volumen 16% y 10%)

Fase 2 = Acetogénesis (volumen 4% y 10%)

Fase 3 = Metanogénesis (Volumen Óptimo Constante 80%).

Para comprender de manera más clara la disposición de los filtros, el porcentaje volumétrico se puede observar la ilustración 13.

Ilustración 13
Distribución volumétrica de los TRI-FAFS y esquema general del montaje.



Fuente: Autor

Como se observa en la ilustración 10. La fase no metanogénica se dividió en dos fases que variaron volumétricamente 4%, 10% y 16%. Mientras que la fase metanogénica siempre mantuvo constante su volumen. Las temperaturas que se cambiaron igualmente son de 20 °C baja, 27°C media y 34°C alta.

6.2.7 Dilución del lixiviado de alimentación, concentración y carga orgánica volumétrica

Al recoger lixiviado del relleno sanitario La Cortada, y transportarlo hasta el laboratorio para su respectivo tratamiento siempre se le media su concentración en DQO, con el fin de conocer con cuanta materia orgánica llega para su degradación en los filtros. Seguidamente se procedía a

realizar la respectiva dilución del lixiviado con agua, ya que siempre llegaba con concentraciones superiores a las deseadas y así conseguir la alta concentración y carga orgánica volumétrica, planteada para esta investigación.

La dilución se consiguió empleando las siguientes ecuaciones:

$$C1 * V1 = C2 * V2$$

$$V1 = \frac{C2 * V2}{C1}$$

Donde:

C1= Concentración original del lixiviado.

V1= Volumen necesario para la dilución del lixiviado original.

C2= Nueva concentración requerida para el lixiviado. (5000 mg/L)

V2= Volumen final del lixiviado diluido. (50 L)

Como el lixiviado recolectado del relleno sanitario siempre se encontró con concentraciones superiores a 5500 mg/L por esto fue necesario la utilización de las diluciones y así conseguir la carga orgánica volumétrica planteada para esta investigación.

Concentraciones y cargas requeridas

Serie 1 = 5000 mg DQO/L, COV Alta 7.57 Kg/m³-día

6.2.8 Caudales y tiempo de retención hidráulica de los filtros.

En el desarrollo del presente proyecto se utilizó un caudal de 4.28 ml/min que era succionado por las bombas las cuales suministraban ese caudal desde el tanque de alimentación con un volumen de 50 litros. Para así conseguir también un tiempo de retención ya estipulado anteriormente.

Lo expuesto en la teoría referente al tiempo hidráulico nos indicó que es una variable muy importen en el tratamiento y que además de influir en la degradación nos permite saber cuándo es

el momento respectivo para tomar muestra a la salida del filtro con el fin de evaluar su eficiencia, por eso el tiempo de retención hidráulico de los filtros se determinó de la siguiente manera:

Se operaron los filtros con un caudal (Q) de 4.28 ml/min

Se determino el volumen útil del filtro el cual fue 4.11 L

Seguidamente se convirtió el caudal a L/h el cual fue 0.2568 y posteriormente con la fórmula de $Q=V/T$ se calculó el tiempo el cual fue: 16 ± 0.5 h para el tiempo de retención hidráulica. es decir, para analizar las muestras y medie DQO u otros parámetros del filtro se tenían que tomar cada 16 ± 0.5 h horas después de a ver llenado los disipativos de suministro de lixiviado.

6.2.9 Temperaturas

Con el fin de mantener las temperaturas requeridas para el proyecto 20°C baja, 27°C media y 34°C alta. Se hizo necesario calentar el tanque de alimentación por medio de resistencias, estas a su vez estaban monitoreadas por medio de controladores de temperaturas y su respectiva termocupla, con el fin de encender y apagar estas resistencias automáticamente cuando fuera necesario con una variación de $\pm 2^{\circ}\text{C}$ y así mantener las temperaturas deseadas para el sistema de tratamiento. Como fue descrito en el marco contextual la zona donde se realizó la investigación cuenta generalmente con una temperatura ambiente de 16°C , por esto también se hizo necesario la implementación de un sistema invernadero por medio de plástico, para mantener la temperatura deseadas y que esta no disminuyera durante el recorrido del sustrato por el filtro. Adicionalmente se utilizó un ventilador de calefacción 1500 w. finalmente la temperatura del sustrato fue controlada manualmente con el fin de corroborar siempre el correcto funcionamiento de las termocuplas y el controlador que proporcionaba la temperatura de manera automática.

6.3 OPERACIÓN Y MONITOREO DE LOS TRI-FAFS

6.3.1 Determinación de las eficiencias del sistema de digestión anaerobia

Con el fin de determinar la cantidad de materia orgánica degradada por el TRI-FAFS se hizo necesario la determinación de la eficiencia del sistema cada 16 horas con el fin de siempre obtener la información del sustrato nuevo suministrado en el tanque de alimentación.

Dicha eficiencia se cuantifico de la siguiente manera:

$$E = \left(\frac{[DQO_i] - [DQO_s]}{[DQO_i]} \right) * 100$$

Donde:

E= Eficiencia en porcentaje del sistema.

DQO_i= Concentración de la DQO del sustrato en la entrada del reactor.

DQO_s= Concentración de la DQO del sustrato en la salida del reactor.

6.3.2 seguimiento al pH de entrada y salida de los reactores para las diferentes temperaturas.

Se procedió a medir durante diferentes temperaturas de 20°C, 27°C y 34°C el potencial de hidrogeno o pH, en la entrada de alimentación para cada filtro y salida respectiva de cada uno de ellos. Con el fin de analizar la influencia de las variaciones del pH en el sistema de tratamiento.

6.3.3 Cuantificación de la eficiencia de cada reactor a diferentes temperaturas

La DQO de entrada y salida de cada uno de los tres reactores trabajados se midió tres veces a la semana con el fin realizar una curva de eficiencia versus tiempo y así establecer cuando se llega a la estabilidad y finalmente medir la última eficiencia registrada para cada una de las temperaturas trabajadas. Y posteriormente identificar que distribución de volúmenes de los filtros es la más eficiente en remoción de materia orgánica para cada una de las temperaturas 20 °C baja, 27°C

media y 34°C alta. Igualmente se midieron varias veces la eficiencia del sistema pre eliminar de tratamiento.

6.3.4 Determinación de las eficiencias en función de la temperatura

Luego de obtener las curvas de eficiencia para cada temperatura de cada distribución de volumen de reactores se procede a identificar cual fue el reactor más eficiente y en que temperatura se consiguió dicha eficiencia.

6.3.5 Determinación de los microorganismos prevalecientes

Luego de haber identificado cuál de los tres filtros fue el más eficientes en las diferentes temperaturas, se procedió en estado estable en la última temperatura de 34°C a realizar un muestreo y posteriormente un cultivo de los microorganismos de cada una de las fases del filtro a fin de determinar cada grupo prevaleciente en cada una de ellas. Esto se logró por medio de la creación de medios, en un principio un medio modificado de lixiviado y posteriormente, hidrolíticos, acetogénicos y metanogénicos.

6.3.6 Medios modificados de lixiviado y siembra.

Los microorganismos que efectúan la remoción de la materia orgánica en el filtro TRI-FAFS están acostumbrados a los nutrientes encontrados en el lixiviado, por esto el crecimiento de estos en otro tipo de medio con características diferentes a este último puede verse reducido, de manera que fue necesario la creación de medios modificados a partir del mismo lixiviado obtenido en el relleno sanitario La Cortada.

Para le generación de este medio se fue necesario la realización de los siguientes pasos:

- Autoclavar a temperaturas altas tres veces el lixiviado usado la formación del medio.
- Se prepararon 10 cajas de lixiviado, médiante la adición del medio agar-agar 10g por 500 ml de lixiviado.

- Seguidamente se autoclavo nuevamente la mezcla de lixiviado-agar.
- Por la rápida formación gelatinosa que proporciono el agar-agar fue necesario un calentamiento de la mezcla para un posterior servido en las cajas y finalmente un sembrado
- El filtro TRI-FAFS está constituido con una salida en casa fase para posteriores muestreos, a excepción de la etapa metanogénica la cual posee dos salidas. Estas están cerradas totalmente y solo fueron abiertas para el muestreo del filtro más eficiente.
- Se tomaron muestras de biomasa para la fase Hidrolítica, Acetogénica, y dos muestras para la Metanogénica.
- Cada muestra obtenida de las fases fue sembrada en cajas del medio modificado, dos por cada fase para un total de 8 cajas.
- Finalmente se incubaron a 30°C hasta obtener un crecimiento.

6.3.7 Medios selectivos hidrolíticos y siembra.

Las bacterias que crecieron en la etapa hidrolítica del medio lixiviado fueron sembradas en medios selectivos para el tipo de bacterias que se forman la fase 1 del filtro, los medios utilizados fueron los siguientes:

- Medio yema de huevo (Conformado por agar yema de huevo y adicional 1 yema de huevo por 100 ml).
- Medio Eosina azul de metileno (EMB)
- Medio leche (conformado por medio leche y 10g de leche en polvo por 100 ml de agua destilada).

6.3.8 Medios modificados Acetogénicos

Para sembrar las bacterias que crecieron en las cajas con medio de lixiviado de la fase 2 del filtro se hizo necesario crear un medio modificado que facilitara el crecimiento de las bacterias acetogénicas, este está conformado por los siguientes compuestos y sustancias:

- Acido 2 bromoetano sulfónico
- KH_2PO_4 0.28 g Fosfato de potasio
- K_2HPO_4 0.014 g Fosfato dipotásico
- Vitaminas B 1 g para 1 L de agua destilada
- Cloruro de sodio 0.14 g
- Cloruro de amonio 0.16 g
- Cloruro de calcio 0.001 g
- Sulfato de magnesio 0.02 g
- Resursirina 0.01 g
- Carbonato de sodio 0.2 g
- Extracto de levadura 0.5 g
- Todo para 600 mL

6.3.9 Medios modificados Metanogénicos

De igual modo que los medio acetogénicos, para las bacterias que crecieron en la etapa 3 del filtro de sus salidas es decir 4 cajas fue necesario igualmente modificar y crear un medio de cultivo que le aportara los nutrientes necesarios para su crecimiento y fuera selectivo para este tipo de microorganismos, este medio está conformado por:

- Formaito de sodio 15 g.
- Sulfato de amonio 1 g.

- Cloruro de calcio $2\text{H}_2\text{O}$ 0.01 g.
- Cloruro de magnesio $2\text{H}_2\text{O}$ 0.02 g.
- Cloruro férrico $6\text{H}_2\text{O}$ 0.02 g.
- Sulfato de manganeso $4\text{H}_2\text{O}$ 0.01 g.
- Molibdato de sodio $2\text{H}_2\text{O}$ 0.001 g.
- Fosfato dipotásico 2 g.
- Rojo de fenol 0.003 g.
- Azul de metileno 0.002 g.
- Tioglicolato de sodio 0.5 g.
- Agua destilada 1000 ml.

Segundo medio (B):

- Etanol 10 ml.
- Sulfato de magnesio $7\text{H}_2\text{O}$ 0.1 g.
- Sulfato de amonio 0.3 g.
- Extracto de levadura 5 g.
- Carbonato de calcio 100 g.
- Agua destilada 1000 ml.

6.3.10 Medio para clostridium

Adicional a los medios ya mencionados se preparó un medio sps característico y selectivo para las bacterias del género *clostridium* las cuales principalmente se caracterizan por ser estrictamente anaerobias y estar en las fases hidrolíticas y acidogénica de la digestión anaerobia (Parra Huertas, 2016). Las bacterias con crecimiento del medio modificado del lixiviado fueron sembradas aquí.

7. RESULTADOS Y ANALISIS DE RESULTADOS

Los resultados obtenidos en este proyecto de investigación se muestran por medio de gráficas y tablas que son base del trabajo desarrollado cuya finalidad era encontrar las condiciones adecuadas para una buena degradación a alta carga, remover la mayor cantidad de materia orgánica posible y corroborar la presencia de los microorganismos en sus diferentes fases. , los cuales aportan conocimiento necesario para futuras implementaciones de este tipo de sistemas a escala real con la finalidad de disponer con tecnologías con información completa de sus remociones y eficiencia en el tratamiento de afluentes tan contaminado como lo son los lixiviados.

7.1 CARACTERIZACION DEL LIXIVIADO

Las tres caracterizaciones que se le hicieron al lixiviados durante el transcurso de la investigación fueron realizadas en el laboratorio de control y calidad de la Universidad de Pamplona, tomando como guía para dicho análisis métodos estandarizados (Rice, Baird, Eaton, & Clesceri, 2012) los resultados obtenidos de estos análisis químicos y físicos se muestra en la tabla 5.

Tabla 5
Valores obtenidos de la Caracterización al lixiviado

Parámetro	Unidades	Caracterización 1	Caracterización 2	Caracterización 3	Promedio
DQO	mg/L	13700	5150	5.350	8.066,66
DBO ₅	mg/L	5.000	1.250	2.500	2.916,66
DBO ₅ /DQO	-	0.36	0.24	0.46	0.35
Acidez	mg CaCO ₃ /L	2.500	7.000	8.500	3900
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	6.500	7.600	9.500	7.866,66
Dureza	mg CaCO ₃ /L	10.000	7.500	8.000	8.500

Cloruros	mg CaCO ₃ /L	4.250	3.750	3.000	3.666,66
Sulfatos	mg/L SO ₄ ²⁻	45	50	50	48,33
Fosfatos	mg/L PO ₄ ³⁻	95	75	115	95
Nitritos	mg/L N-NO ₂	0.37	0.7	0.04	0.37
N- Amoniacal	mg/L N-NH ₃	-	1.070	955	1.012,5
Color	UPC	5.600	5.775	5.400	5.592
Turbidez	UNT	565	929	1.595	1.029,66
pH	-	8.30	8.92	8.96	8.72
Conductividad	ms/Cm	16.19	18.79	19.42	18.13
ST	mg/L	9.666,66	13.200	11.513,33	11.459,99
SST	mg/L	1.000	-	570	785
SSV	mg/L	1.500	-	270	885

Fuente: Autor.

Como se puede observar en la tabla 5 se encuentran los valores medidos en las tres caracterizaciones del lixiviado, los valores de SST y SSV de la segunda caracterización no fueron incluidos para esta medición debido a que en el momento de realizar esas pruebas el filtro no fue el adecuado, para el valor de N- amoniacal de la primera caracterización este no fue incluido debido a escasos de reactivos en el laboratorio para esta medición. Según los parámetros de DQO, DBO₅, DBO₅/DQO, pH, se puede establecer que la edad del lixiviado estudiado es intermedia de 5 a 10 años, por medio de las tablas 6 en donde se encuentra la clasificación general establecida por dos diferentes autores.

Tabla 6
Clasificación de los lixiviados según su edad por Cárdenas, C. (2012) y Najera, H. (2000)

Parámetros	Autor: Cárdenas, C.			Autor: Najera, H.		
	Nuevo	Intermedio	Viejo	Nuevo	Intermedio	Viejo
Edad	<5	5 – 10	>10	<5	5 – 10	>10
pH	6.5	6.5 – 7.5	>7.5	<6.5	6.5 – 7.5	> 7.5
DQO (mg L- 1)	>10000	4000 –	10000 <4000	>20.000	3.000 – 15.000	< 5.000

DBO ₅ /DQO	>0.3	0.1 – 0.3	<0.1	>0.5	0.1 – 0.5	< 0.1
Compuestos orgánicos	80% (AGV)	5 – 30% AGV + ácidos húmicos y fulvicos	Ácidos húmicos y fulvicos	>70 AGV* (%COT)	5- 30 AGV* (%COT)	<5 AGV* (%COT)
Metales pesados	Bajo – Medio	-	Bajo	2 mg/L	-	<50 mg/L
Biodegradabilidad	Importante	Medio	Bajo	Biodegradabl e	Intermedio	estabilizado

Adatado. Fuente: (Cardenas, 2012) (Najera Aguilar, 2000)

7.2 UNIDADES DE TRATAMIENTO PRELIMINAR

Para el tratamiento preliminar se usaron unas unidades existentes en el laboratorio donde se realizó el estudio, este tratamiento preliminar consta de una trampa de grasas y un tanque de sedimentación primario.

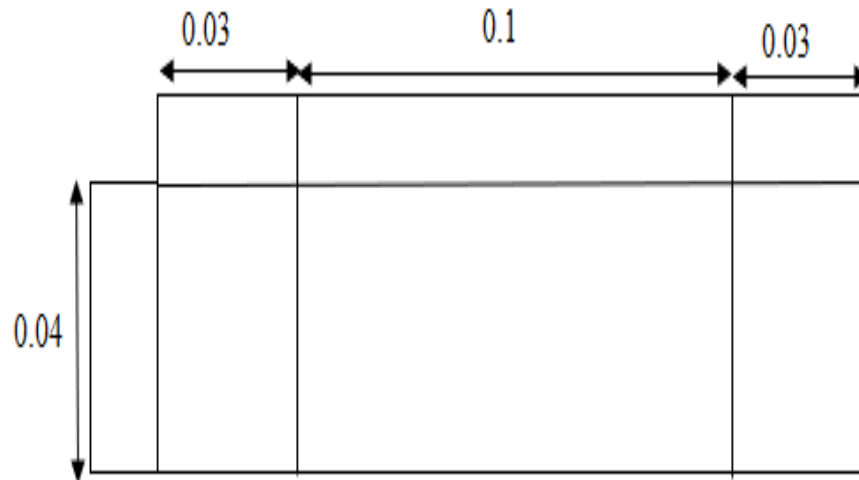
7.2.1 Trampa de grasas

La trampa de grasas usada en el pretratamiento consta de las siguientes dimensiones y capacidad.

- Longitud: 0.16m
- Ancho: 0.04m
- Caudal de la trampa de grasas: 0.018 L/min
- Densidad de grasa asumida: 850 Kg/m³
- Capacidad de almacenamiento: 0.827mm < Borde libre = 2 cm
- Relación largo ancho: 0.25
- Volumen de la trampa de grasas: 0.512 L
- Tiempo de retención hidráulico: 28.44 min
- Área superficial: 0.0064 m².
- Área mínima requerida: 0.000075 m²
- Velocidad Ascendente: 2.5 mm/s

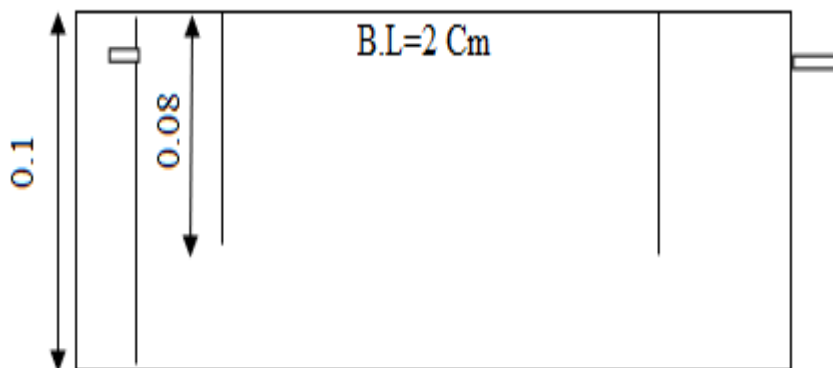
Según lo establecido por el Ras 2000 y especificado en el marco contextual, la trampa de grasas utilizada como unidad de pretratamiento cumple con los requisitos y lo dispuesto en este documento. Las ilustraciones 14 y 15 muestran las vistas de planta y lateral de la trampa de grasas.

Ilustración 14
Vista de planta trampa de grasas



Fuente: (Rodríguez Chona & Maldonado Maldonado, 2016)

Ilustración 15
Vista lateral trampa de grasas



Fuente: (Rodríguez Chona & Maldonado Maldonado, 2016)

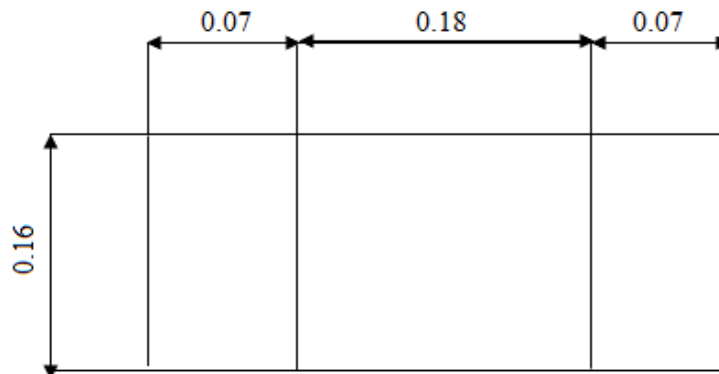
7.2.2 Sedimentador primario

Para el sedimentador primario las dimensiones y capacidades son las siguientes:

- Caudal de diseño: 0.05184 m³/día
- Geometría: rectangular
- Longitud: 0.32 m
- Ancho: 0.16 m
- Profundidad útil: 0.08m
- Borde libre: 2 Cm
- Volumen del sedimentador: 4.096 L
- Relación longitud/ancho: 0.32m/0.16m = 2:1
- Pendiente de fondo: No aplica para modelos escala laboratorio
- Carga hidráulica aplicada: 1.01 m³/m²-día
- Tiempo de retención: 2.16 l/h
- Profundidad: no aplica a modelos escalada a laboratorio
- Altura útil: 0.08m
- Velocidad de sedimentación: 0.01175 mm/s

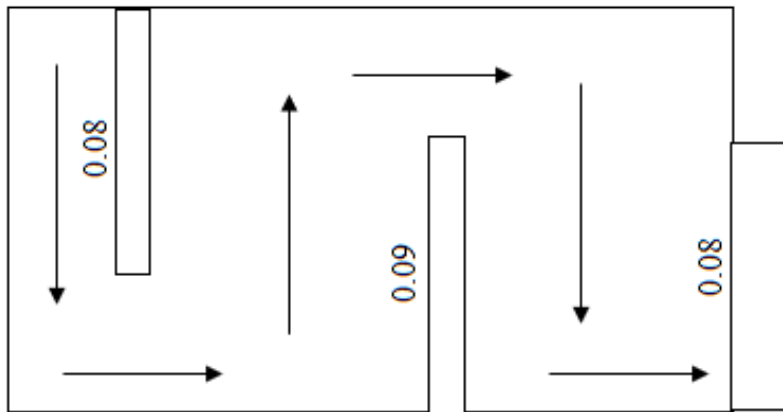
De igual manera el sedimentador primario cumple con las especificaciones establecidas en el RAS 2000. Las en las ilustraciones 16 y 17 se puede observar la vista de planta y una vista lateral del sedimentador primario, así mismo en la ilustración 18 se puede apreciar el sistema de tratamiento preliminar completo de trampa de grasas y sedimentador primario.

Ilustración 16
Vista de planta sedimentador primario



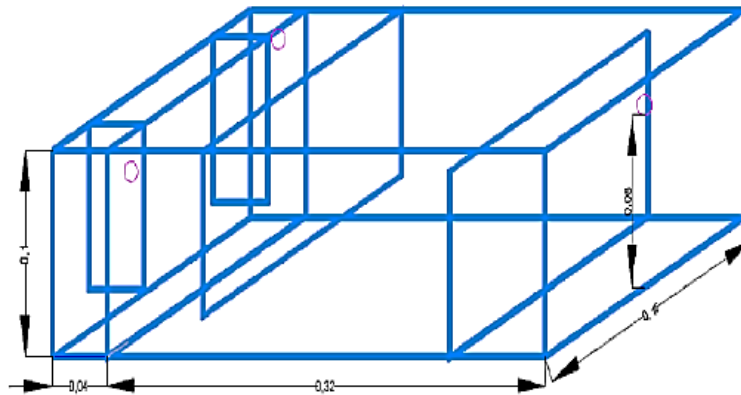
Fuente: Autor.

Ilustración 17
vista lateral sedimentador primario



Fuente: Autor.

Ilustración 18
Sistema Trampa de grasas - Sedimentador primario



Fuente: (Maldonado Maldonado, Rodríguez Chona, & Cajiao, 2017)

7.3 MONITOREO DE LOS FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE TRI-FAFS

El sistema de tratamiento fue operado desde el 18 de abril de 2018 alimentándolo con una concentración de 4500 mg/L DQO, posteriormente hasta el 20 de mayo se aumentó su concentración hasta 5000 mg/L DQO, empezado a medir DQO tres veces a la semana e igualmente

los valores de pH fueron medidos a la entrada y salida del reactor. Durante toda la investigación se mantuvo una concentración de 5000 mg/L DQO y así garantizar la carga orgánica volumétrica con un valor de 7.57 Kg/m³-día planteada para el proyecto. El sistema fue trabajado hasta el 14 de marzo de 2019.

Durante el transcurso de este tiempo se alimentó el sistema de tratamiento con la concentración mencionada primero a 20°C, seguidamente a 27°C y finalmente a 34°C, siempre esperando que el reactor alcanzará su estado de estabilidad para cambiar de temperatura. El caudal promedio que se manejó constantemente fue de 4.28 ml/minutos por reactor.

7.4 RESULTADOS Y ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DE LOS FILTROS CON UNA TEMPERATURA DE 20°C Y CARGA ORGANICA DE 7.57 Kg/M³-D

7.4.1 Resultados y análisis para el filtro 1

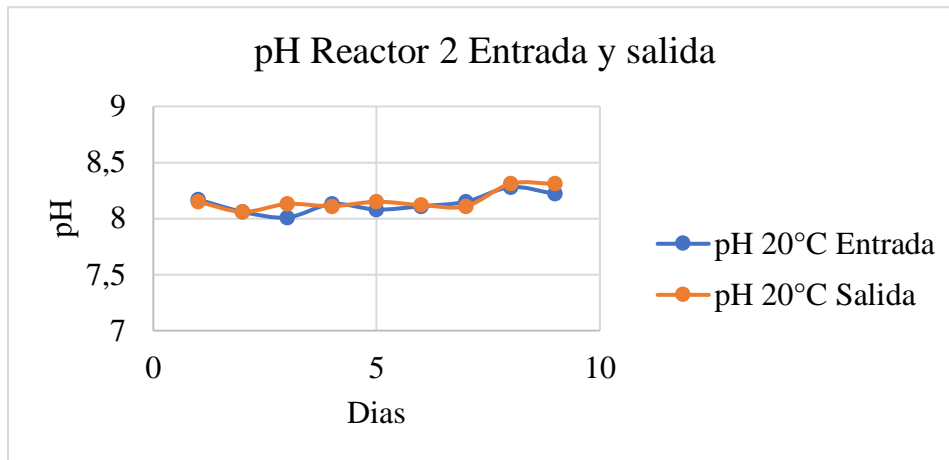
Durante la operación de este filtro se presentaron varios problemas de fugas, que impidieron realizar análisis tanto de DQO, como de pH, por lo tanto, no hay resultados de este filtro durante la operación a esta temperatura. Como los problemas con el filtro se siguieron presentado se tomó la decisión de escoger otro de los filtros que se encontraban disponibles para trabajar e igualmente a este se le llamo filtro 1, pero no fue hasta la temperatura de 27°C que el filtro numero 1 empezó a operar.

7.4.2 Resultados y análisis para el filtro 2

7.4.3 pH obtenido a la temperatura de 20°C

Como se puede observar en el gráfico 1 las variaciones del pH durante el funcionamiento del filtro numero 2 no fueron tan significativas unas a otras, pero si se notó un aumento gradual en el valor del pH.

Gráfico 1
Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a T = 20°C



Fuente: Autor

7.4.4 Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m³-d a T = 20°C

En la tabla 7 que se muestra a continuación se presentan los valores de eficiencias alcanzados el reactor número 2. Seguidamente se puede observar en la gráfica 2, la eficiencia de dicho reactor alcanzado el estado estable. Mostrando un valor máximo de eficiencia de 35% para este reactor en estado estable, aunque inicialmente mostramos una mayor eficiencia.

Tabla 7
Eficiencia en porcentaje del reactor 2

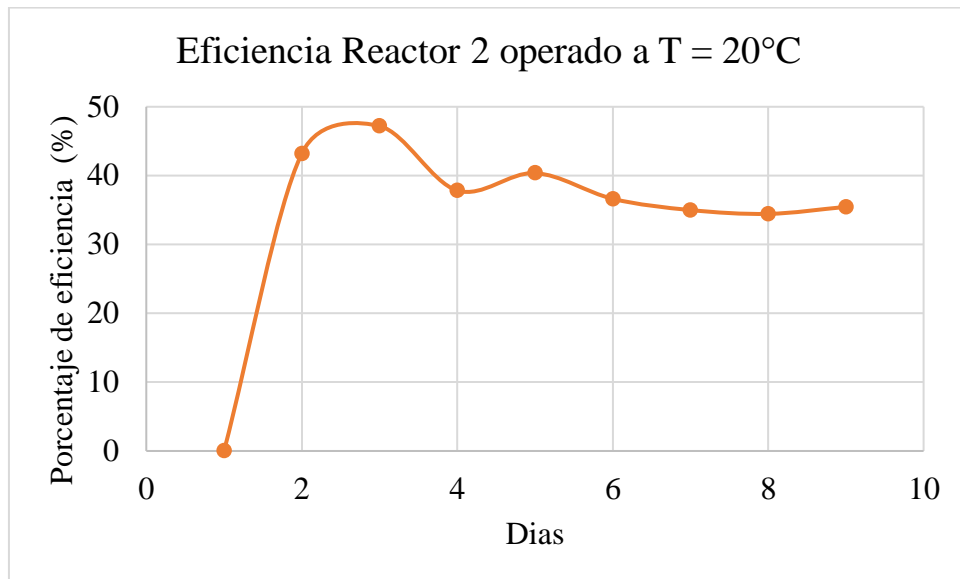
Dia	Eficiencia %
1	00,00
2	43,20
3	47,20
4	37,83
5	40,36

6	36,63
7	35,00
8	34,44
9	35,45

Fuente: Autor

Gráfico 2

Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 2 a T = 20°C



Fuente: Autor

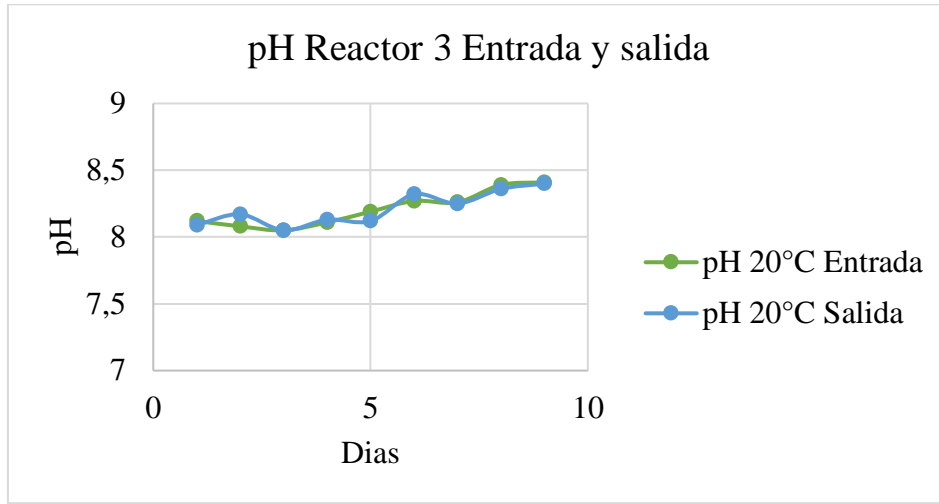
7.4.5 Resultados y análisis para el filtro 3

7.4.6 pH Obtenido a la temperatura de 20°C

Las variaciones del pH en este filtro tuvieron un comportamiento similar a las presentadas en el filtro 2 destacándose en este igualmente un aumento en el valor de este parámetro como se puede observar en la gráfica 3.

Gráfico 3

Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 3 a $T = 20^{\circ}\text{C}$



Fuente: Autor

7.4.7 Resultados de la carga orgánica volumétrica de $7.57 \text{ kg/m}^3\text{-d}$ a $T = 20^{\circ}\text{C}$

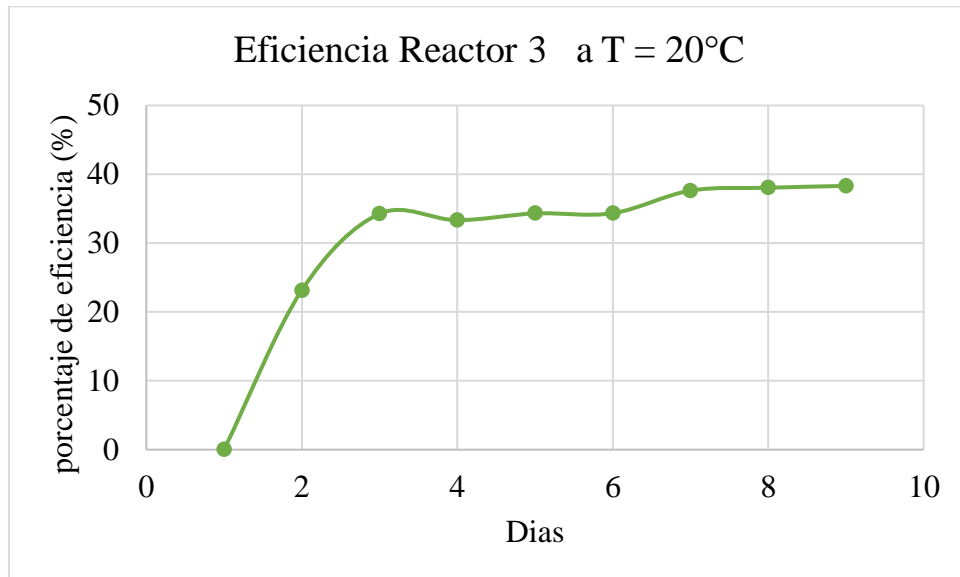
Observando la tabla numero 8 podemos encontrar los valores de eficiencia obtenidos durante la operación del filtro 3. Adicionalmente en la gráfica 4 se puede apreciar la estabilidad a la que se llega con este reactor presentando un valor máximo de eficiencia de 38.3%.

Tabla 8
Eficiencia en porcentaje del reactor 2

Dia	Eficiencia %
1	00,00
2	23,14
3	34,25
4	33,33
5	34,31
6	34,34
7	37,62
8	38,04
9	38,31

Fuente: Autor.

Gráfico 4
Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 3 a T = 20°C



Fuente: Autor.

Al finalizar esta etapa de operación se pudo concluir gracias a los datos obtenidos que el reactor más eficiente en este momento de la investigación es el numero 3 presentado una eficiencia superior a la del 2.

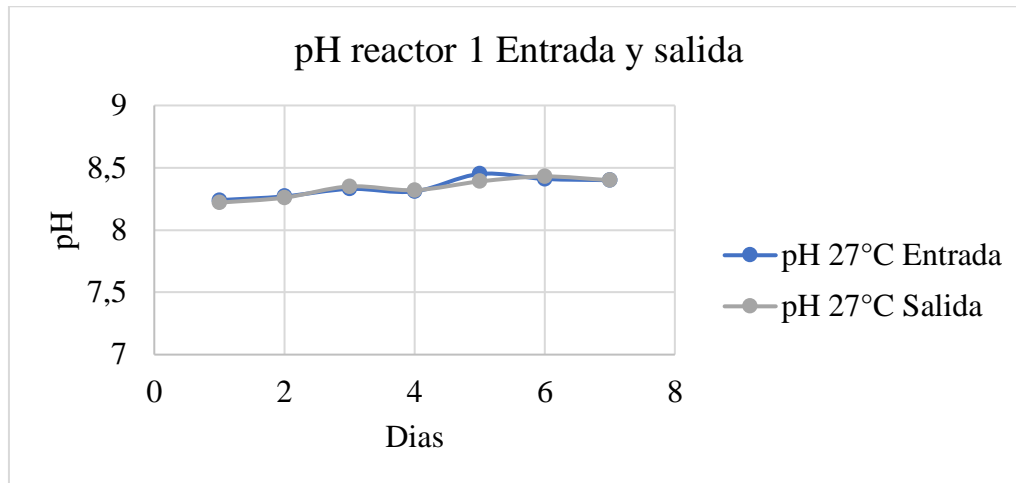
7.5 RESULTADOS Y ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DE LOS FILTROS CON UNA TEMPERATURA DE 27°C Y CARGA ORGANICA DE 7.57 Kg/M³-D.

7.5.1 Resultados y análisis para el filtro 1

7.5.2 pH Obtenido a la temperatura de 27°C

Durante el seguimiento que se le hizo al pH se puede observar como muestra la gráfica 5 que las variaciones que se presentan no son tan notorias e igualmente se da un aumento del valor de este, pero no en gran cantidad.

Gráfico 5
Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 1 a $T = 27^{\circ}\text{C}$



Fuente: Autor.

7.5.3 Resultados de la carga orgánica volumétrica de $7.57 \text{ kg/m}^3\text{-d}$ a $T = 27^{\circ}\text{C}$

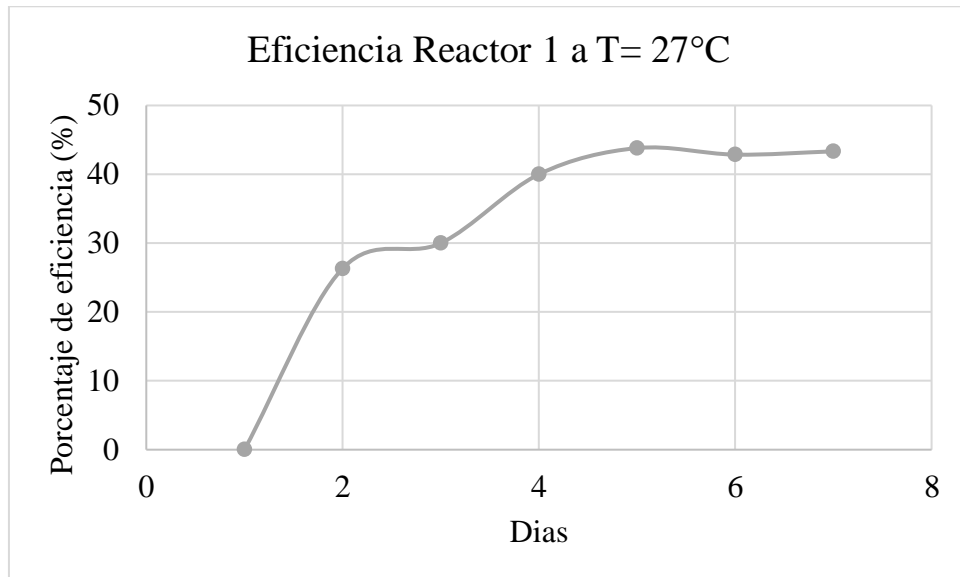
En el gráfico número 6 mostrado a continuación se puede evidenciar que con el aumento de la temperatura se presentó también un aumento en la degradación de materia orgánica ya que se alcanzaron un valor máximo en estabilidad del reactor de 43 % aproximadamente como muestra la tabla 9.

Tabla 9
Eficiencia en porcentaje del reactor 1

Día	Eficiencia %
1	00,00
2	26,31
3	30,00
4	40,00
5	43,80
6	42,85
7	43,33

Fuente: Autor.

Gráfico 6
Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 1 a T = 27°C



Fuente: Autor.

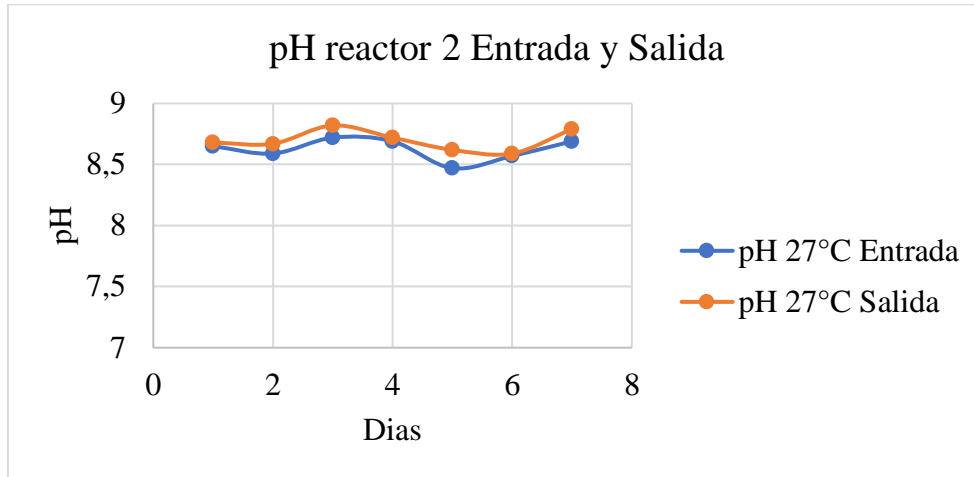
7.5.4 Resultados y análisis para el filtro 2

7.5.5 pH Obtenido a la temperatura de 27°C

En el grafico 7 que se muestra a continuación se puede observar con mayor facilidad la gran variación de pH que se presentó durante la operación de este filtro, así mismo podemos decir según la curva presenta un aumento gradual de este valor.

Gráfico 7

Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a $T = 27^{\circ}\text{C}$



Fuete: Autor.

7.5.6 Resultados de la carga orgánica volumétrica de $7.57 \text{ kg/m}^3\text{-día}$ a $T = 27^{\circ}\text{C}$

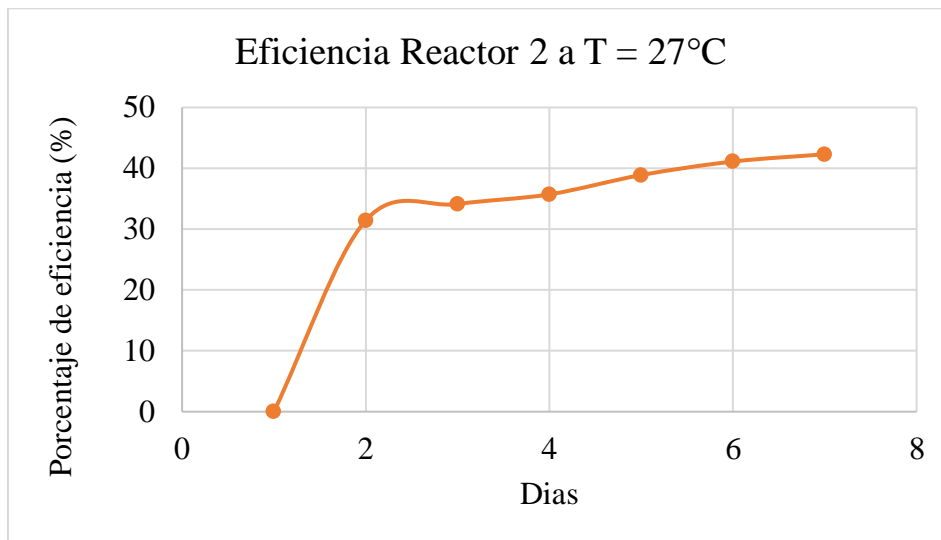
Según la tabla 10 y el gráfico 8 que se encuentra en la parte inferior, se puede que afirmar que la eficiencia de este reactor a comparación del 1 es mejor, no obstante, la diferencia no es mucha. Se puede apreciar que al alcanzar el estado estable el reactor número 2 obtuvo una eficiencia máxima de 42.3 %

Tabla 10
Eficiencia en porcentaje del reactor 2

Día	Eficiencia %
1	00,00
2	31,42
3	34,11
4	35,71
5	38,88
6	41,11
7	42,30

Fuente: Autor

Gráfico 8
 Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 2 a $T = 27^{\circ}\text{C}$



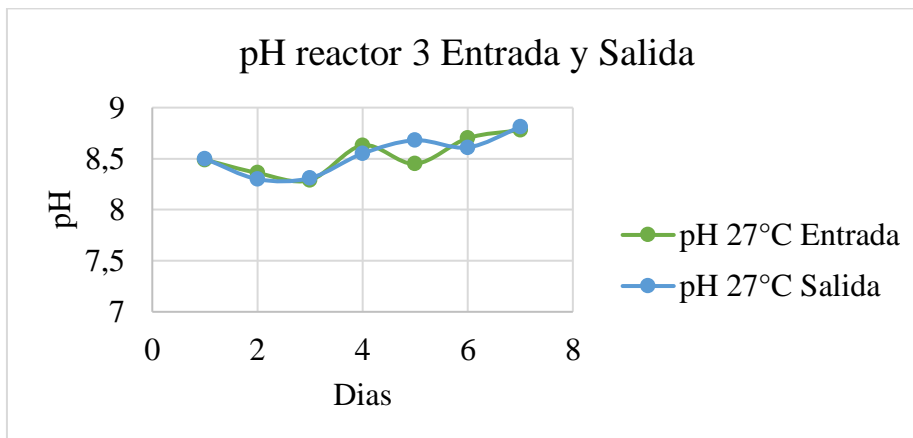
Fuente: Autor.

7.5.7 Resultados y análisis para el filtro 3

7.5.8 pH Obtenido a la temperatura de 27°C

Cerrando el ciclo de operación a una temperatura de 27°C , podemos observar las mediciones de pH para el filtro número tres representadas por el gráfico 9. En donde se observa que el pH tiende un aumento en su valor significativamente y las variaciones comparadas con las del filtro 2 son más representativas en este caso.

Gráfico 9
 Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 3 a $T = 27^{\circ}\text{C}$



Fuente: Autor.

7.5.9 Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m³-d a T = 27°C

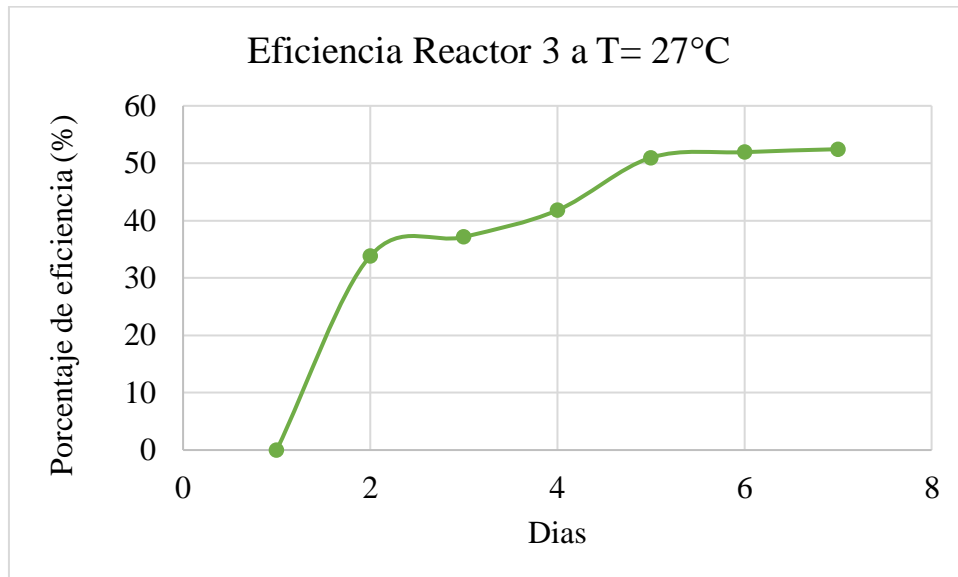
Los valores establecidos en la tabla 11 y grafico 10 muestran que el filtro se logró estabilizar alcanzando una eficiencia máxima de degradación del sustrato de 52.43%.

Tabla 11
Eficiencia en porcentaje del reactor 3

Dia	Eficiencia %
1	00,00
2	33,80
3	37,14
4	41,79
5	50,96
6	51,92
7	52,43

Fuente: Autor.

Gráfico 10
Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 3 a T = 27°C



Fuente: Autor.

Cerrando este ciclo de operación a 27°C y por medio de las tablas, gráficos y datos medidos se puedo determinar que igual en el ciclo de operación pasado trabajado a 20°C el reactor número 3 en este periodo de trabajo fue el más eficiente de los tres filtros.

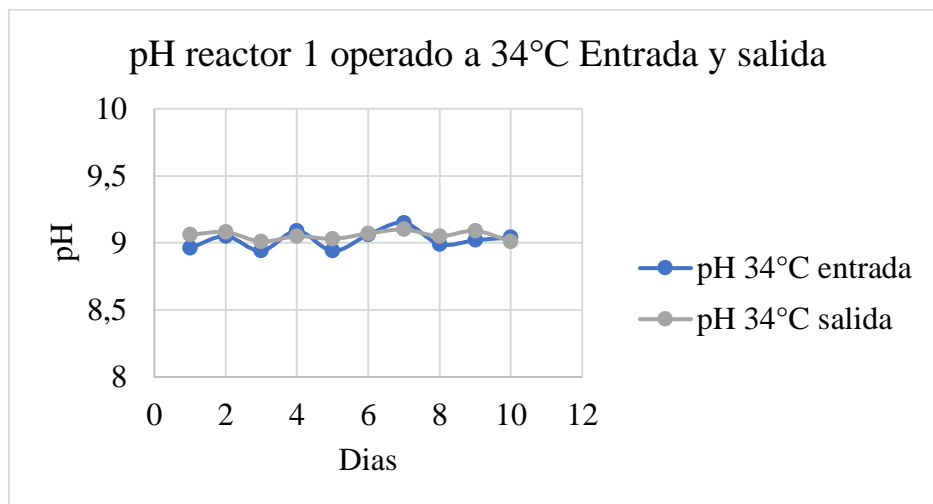
7.6 RESULTADOS Y ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DE LOS FILTROS CON UNA TEMPERATURA DE 34°C Y CARGA ORGANICA DE 7.57 Kg/M3-D.

7.6.1 Resultados y análisis para el filtro 1

7.6.2 pH Obtenido a la temperatura de 34°C

Como se puede observar en las etapas anteriores a diferentes temperaturas el pH del sistema de tratamiento a la entrada y salida de este, siempre estuvo en un tipo aumento gradual, e igualmente como se observa en este caso en el gráfico 11; también este aumento se dio a la temperatura de 34°C alcanzado un valor máximo con un valor de 9.09.

Gráfico 11
Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 1 a T = 34°C



Fuente: Autor

7.6.3 Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m³-día a T = 34°C

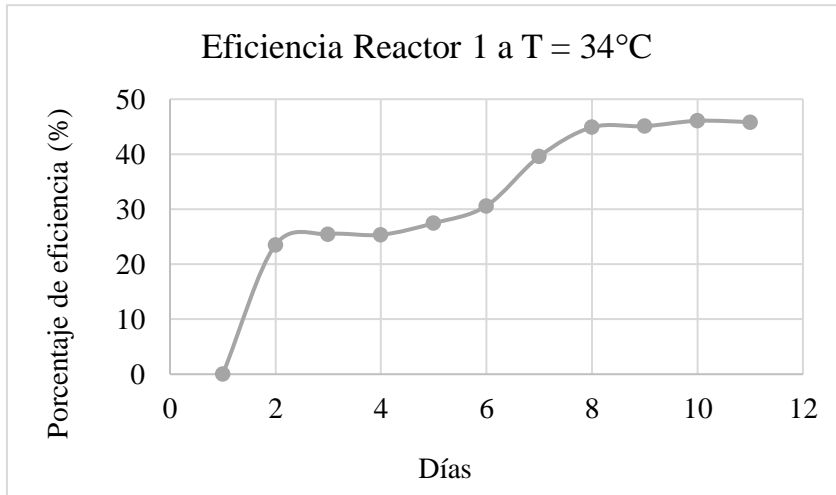
La remoción de la carga orgánica a 34°C no varió significativamente a la encontrada en este reactor trabajado a 27°C, pero si es mayor, como se puede apreciar en la tabla y gráfico 12, mostrando una máxima remoción del 45.83 % en estado estable.

Tabla 12
Eficiencia en porcentaje del reactor 1

Día	Eficiencia %
1	00,00
2	23,52
3	25,49
4	25,35
5	27,46
6	30,61
7	39,58
8	44,89
9	45,09
10	46,07
11	45,83

Fuente: Autor.

Gráfico 12
Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 1 a T = 34°C



Fuente: Autor.

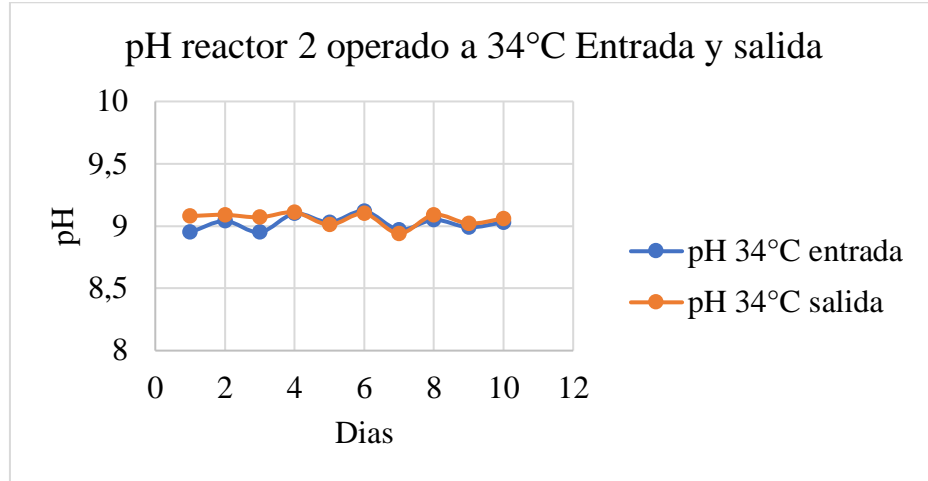
7.6.4 Resultados y análisis para el filtro 2

7.6.5 pH Obtenido a la temperatura de 34°C

Los cambios en el pH presentados en ciclo no fueron tan variables durante todo el muestreo, pero si presentaron un aumento en el valor comparado con los ciclos anteriores. Los valores siempre estuvieron variando algunas décimas en la cantidad por encima y por debajo de 9.

Gráfico 13

Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a $T = 34^{\circ}\text{C}$



Fuente: Autor.

7.6.6 Resultados de la carga orgánica volumétrica de $7.57 \text{ kg/m}^3\text{-d}$ a $T = 34^{\circ}\text{C}$

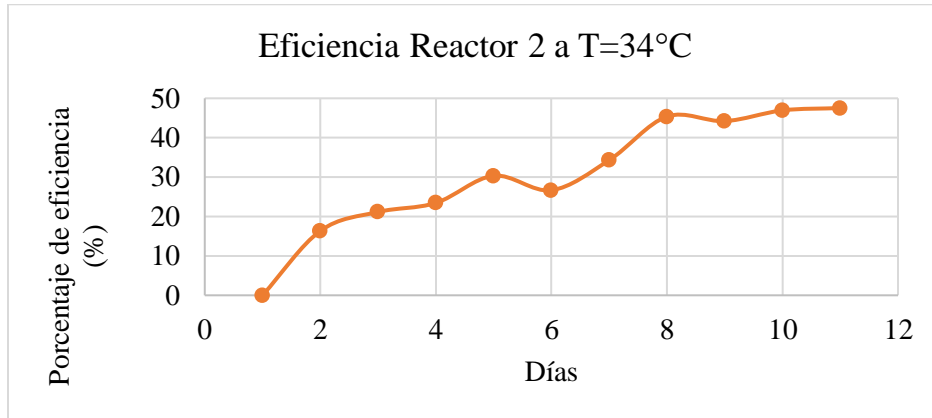
La eficiencia de remoción que se presentó en esta etapa mostró varias fluctuaciones durante todo el muestreo, pero finalmente logró estabilizarse arrojando un porcentaje de remoción del 47,52 % relacionado en la tabla 13 y grafico 14 expuestos en la parte inferior.

Tabla 13
Eficiencia en porcentaje del reactor2

Día	Eficiencia %
1	00,00
2	16,34
3	21,15
4	23,44
5	30,34
6	26,66
7	34,28
8	45,37
9	44,21
10	46,93
11	47,52

Fuente: Autor.

Gráfico 14
Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 2 a $T = 34^{\circ}\text{C}$



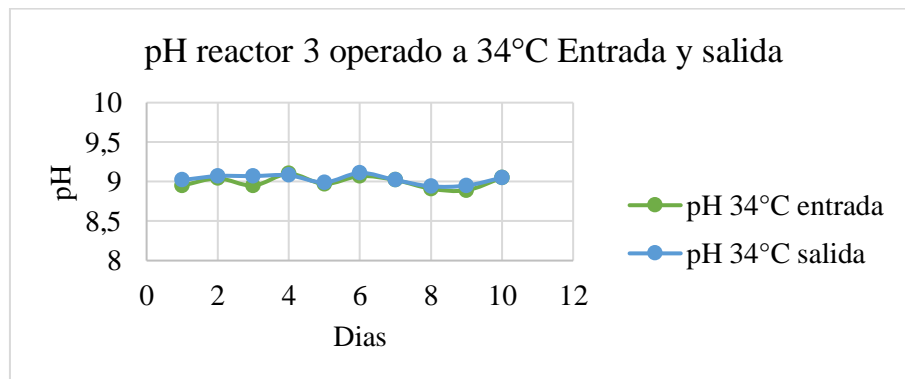
Fuente: Autor.

7.6.7 Resultados y análisis para el filtro 3

7.6.8 pH Obtenido a la temperatura de 34°C

Cerrando el ciclo y el muestreo de pH para la investigación se obtuvo la gráfica 15 enseñada a continuación donde se puede encontrar que filtro numero 3 también presento valores de pH altos, superiores en algunos casos a 9. En este gráfico se puede ver que el pH de salida del sistema es superior repetidas veces al pH de entrar, esto causado principalmente por la actividad de los microorganismos, característica que se presenta en los gráficos de pH obtenidos para los anteriores ciclos y filtros.

Gráfico 15
Variación del pH de entrada y salida durante la operación del filtro 2 a 34°C



Fuente: Autor.

7.6.9 Resultados de la carga orgánica volumétrica de 7.57 kg/m³-d a T = 34°C

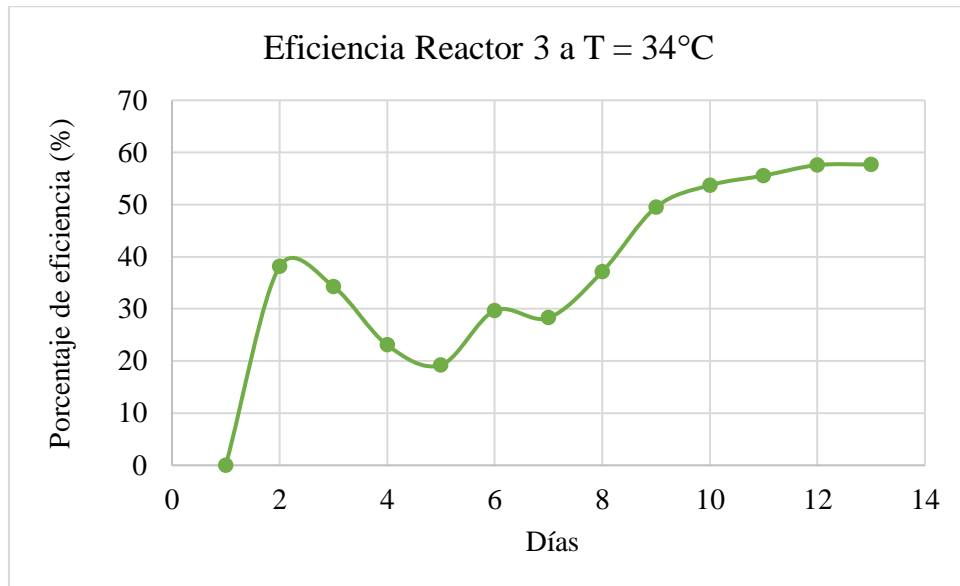
Finalmente, en la tabla 14 y grafica 16 se presenta la eficiencia de remoción para el filtro número 3, e igualmente como en los filtros 1 y filtro 2 trabajados a 34°C se evidencia un aumento de la remoción de materia orgánica esto está relacionado con la actividad de las bacterias ya que estas son más activas a mayor temperatura. Para este filtro observa una eficiencia máxima en estado estable de 57.69 %.

Tabla 14
Eficiencia en porcentaje del reactor 3

Día	Eficiencia %
1	00,00
2	38,09
3	34,28
4	23,07
5	19,23
6	29,65
7	28,27
8	37,11
9	49,50
10	53,70
11	55,55
12	57,57
13	57,69

Fuente: Autor.

Gráfico 16
Eficiencia obtenidas durante la operación del filtro 3 a $T = 34^{\circ}\text{C}$



Fuente: Autor.

7.7 ANALISIS GENERAL

7.7.1 Determinación del Reactor más eficiente en función de la temperatura.

Luego de analizar la remoción de cada filtro en las respectivas temperaturas se pudo encontrar que en las tres temperaturas trabajadas (20°C , 27°C y 34°C), la mayor remoción la obtuvo el filtro número 3 de todos los que se operaron. El cual tiene una distribución 10%, 10% y 80% mostrada en la ilustración 19.

Ilustración 19
Resumen de la operación en los filtros TRI-FAFS

SERIE	SERIE 1		
NÚMERO DEL REACTOR	R 1	R 2	R 3
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA, horas	16	16	16
VOLUMEN UTIL DEL REACTOR (L)	4.11	4.11	4.11
CAUDAL VOLUMETRICO, m ³ /m in	4.28	4.28	4.28
	↑	↑	↑
	80%	80%	80%
	↑	↑	↑
FASE II	4%	10%	10%
	↑	↑	↑
FASE I	16%	10%	10%
	↑	↑	↑
ⓑ BOMBAS	ⓑ	ⓑ	ⓑ
○ TANQUE DE ALIMENTACION	SERIE 1		
CARGAS ORGANICAS VOLUMETRICAS, kg/m ³ -d	COV1	baja	
	7.57		
CONCENTRACIONES ORGANICAS, mg/l	5000		
TEMPERATURAS °C	baja	T1	= 20°C
	media	T2	= 27°C
	alta	T3	= 34°C

Fuente: Autor.

7.7.2 Análisis general del pH y eficiencia de remoción

Los resultados expuestos para las tres temperaturas estudiadas poseen características similares, entre las que encontramos altos niveles del pH y bajas eficiencias de remoción comparado con investigaciones anteriores.

Niveles altos de pH afectan los rendimientos de los filtros como lo menciona (Alvarado Arce, 2011), ya que pH superiores a 8 pueden inhibir el proceso, el rango óptimo está entre 6.5 y 7.2, los pH medidos durante toda la operación superan este rango por lo que el proceso pudo ser afectado por este parámetro. De la misma al presentarse inhibiciones de microorganismos por

valores de pH tan alto, perjudica la diversidad e impide el crecimiento de distintos tipos de bacterias que ayudan a la degradación de la materia orgánica.

Adicional a esto la carga que se le suministro durante toda la operación al filtro fue bastante alta comparada con anteriores trabajos, cargas tan altas pueden superar el límite de operación de los filtros (Rivera , Gonzalez, Castro, & otros 2002), esta carga fue un parámetro que influyo en gran medida en la remoción de la materia orgánica, como lo demuestra (Rivera , Gonzalez, Castro, & otros 2002), en su investigación en donde la máxima eficiencia encontrada es de 42% con cargas 7.32 kg DQO/m³ – día siendo esta inferior a la empleada en esta investigación, por lo cual queda claro una relación entre la eficiencia de remoción y la carga orgánica volumétrica, además establece que para filtros como el estudiado no es recomendable operarlo con altas cargas.

7.7.3 Análisis del porcentaje máximo de remoción en función de la carga orgánica

El filtro TRI-FASF de esta investigación ha sido estudiando con alta frecuencia e igualmente a operado con diferentes cargas orgánicas a temperaturas cambiantes y distribución de volúmenes diferentes en las series de filtros, mostrados en la tabla 15. Estos porcentajes de eficiencia fueron obtenidos en investigaciones anteriores.

Tabla 15
Eficiencias máximas obtenidas por los filtros TRI-FAFS a diferentes cargas orgánicas

EFICIENCIAS (%) DE LOS TRI-FAFS									
SERIES	SERIE 1			SERIE 2			SERIE 3		
COV	COV ₁ baja: 2,25 (kg DQO/m ³ – día)			COV ₂ media: 3.45 (kg DQO/m ³ – día)			COV ₃ alta: 4.64(kg DQO/m ³ – día)		
Tipo de Reactor	TRI- FAFS1	TRI- FAFS2	TRI- FAFS3	TRI- FAFS1	TRI- FAFS2	TRI- FAFS3	TRI- FAFS3	TRI- FAFS2	TRI- FAFS1
Vol F1/Vol F2/Vol F3	4/16/80	10/10/80	16/04/80	4/16/80	10/10/80	16/04/80	4/16/80	10/10/80	16/04/80
No del Reactor	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9
T ₁ = 20°C	89	89	88	84	87	85	88	86	84
T ₂ = 27°C	92	93	86	89	93	88	92	92	88
T ₃ = 34°C	92	94	90	90	92	89	89	91	89

Fuente: (Maldonado Maldonado, Rodriiguez, & Marquez Romance, 2018)

Con la tabla 15 se procedió a conformar otra, en donde se incluye la carga orgánica trabajada en esta investigación de 7.57 kg DQO/m³ – día, y se tomaron las eficiencias máximas de los filtros con distribución volumétrica de 10/10/80 misma distribución del filtro que obtuvo la mayor eficiencia para las tres temperaturas trabajadas. La relación de lo anteriormente mencionado se muestra a continuación en la tabla 16. En donde el R4 es el reactor operado durante este proyecto.

Tabla 16
Mayores eficiencias de remoción en los TRI-FAFS a diferentes cargas y temperaturas.

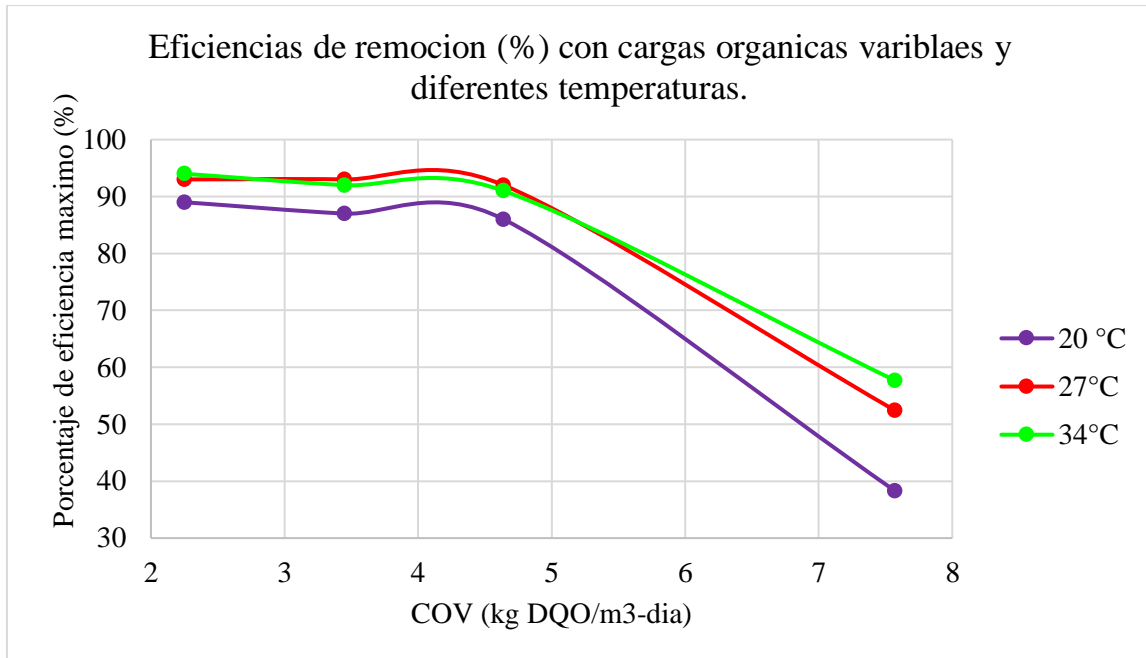
Eficiencias de remoción de los TRI-FAFS (%)				
Número del reactor	R1	R2	R3	R4
Distribución % de volúmenes	80/10/10	80/10/10	80/10/10	80/10/10
COV	COV ₁	COV ₂	COV ₃	COV ₄
(kg DQO/m ³ – día)	2,25	3,45	4,64	7,57
T2= 20°C	89	87	86	38,31
T2= 27°C	93	93	92	52,43
T3= 34°C	94	92	91	57,69

Fuente: (Maldonado Maldonado, Rodríguez, & Marquez Romance, 2018), adaptado, Autor.

Con la tabla mostrada en anteriormente se procedió a realizar el grafico 17 expuesto en la parte inferior. En este se puede observar claramente que después de una cargar orgánica volumétrica de 4.64 kg DQO/m³ – día, se da un decaimiento en la eficiencia obtenida por los reactores. En el caso del presente proyecto se alcanza una remoción para 7.57 kg DQO/m³ – día cercano al 60% operando a una temperatura de 34°C, esto demuestra que altas aplicaciones de cargas orgánicas volumétricas no son toleradas en gran medida por este filtro, derivado de esto se presenta la disminución en remociones de eficiencia.

Gráfico 17

Eficiencias obtenidas con cargas orgánicas entre 2.25 y 7.57 Kg DQO/m³- d a temperaturas de 20.27 y 34°C



Fuente: Autor.

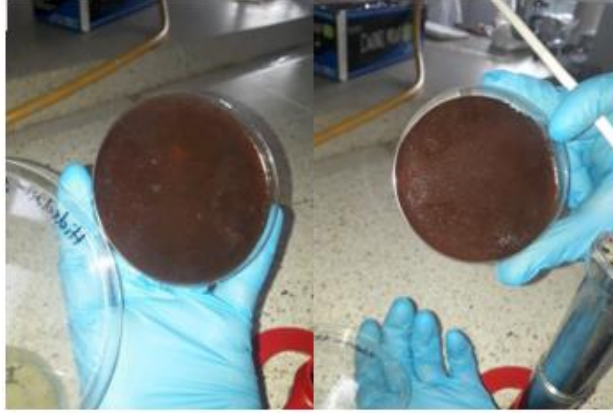
7.8 RESULTADOS Y ANÁLISIS MICROBIOLÓGICOS

7.8.1 Siembra en medios modificados de lixiviados

Al sembrar las muestras tomadas de la fase 1, fase 2, fase3 a y fase 3 b en el medio modificado de lixiviado que se realizó y posteriormente incubarlo a 30°C se evidencio un abundante crecimiento de microorganismos en todas las fases como se puede observar en las imágenes 1, 2, 3 y 4 mostradas a continuación:

Imagen 1

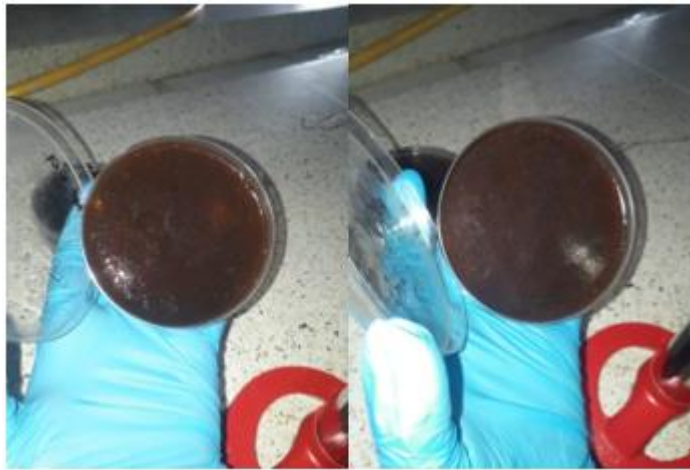
Crecimiento de los microorganismos en la fase 1 en medio modificado de lixiviado.



Fuente: Autor.

Imagen 2

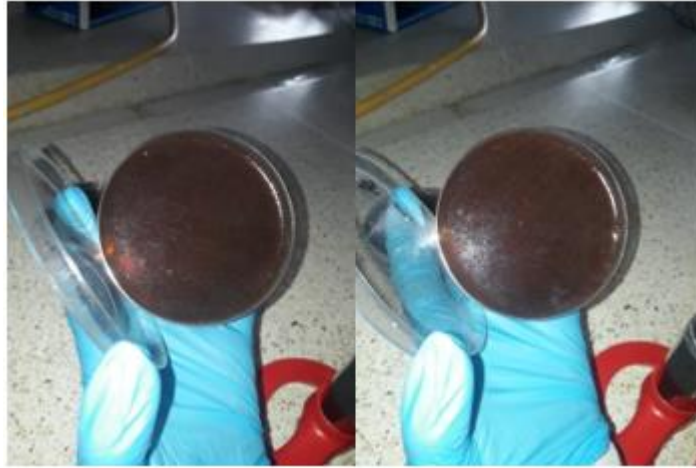
Crecimiento de los microorganismos en la fase 2 en medio modificado de lixiviado.



Fuente: Autor.

Imagen 3

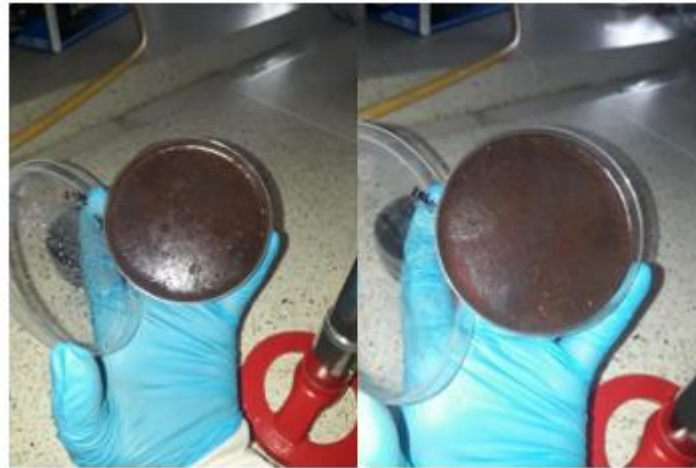
Crecimiento de los microorganismos en la fase 3 A en medio modificado de lixiviado.



Fuente: Autor.

Imagen 4

Crecimiento de los microorganismos en la fase 3 B en medio modificado de lixiviado.

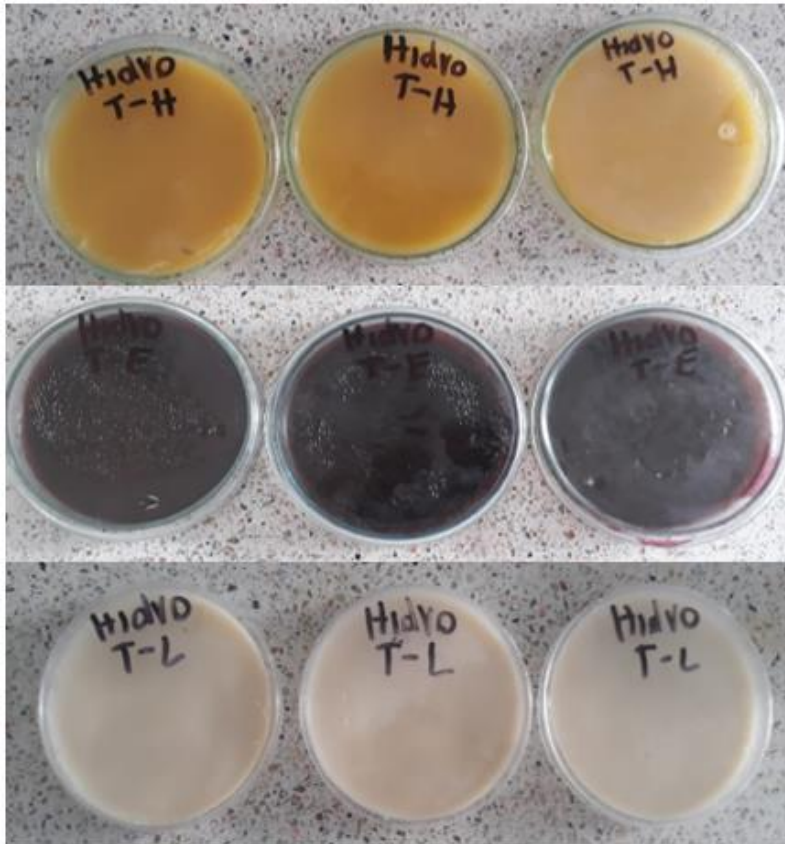


Fuente: Autor.

7.8.2 Siembra en medios hidrolíticos

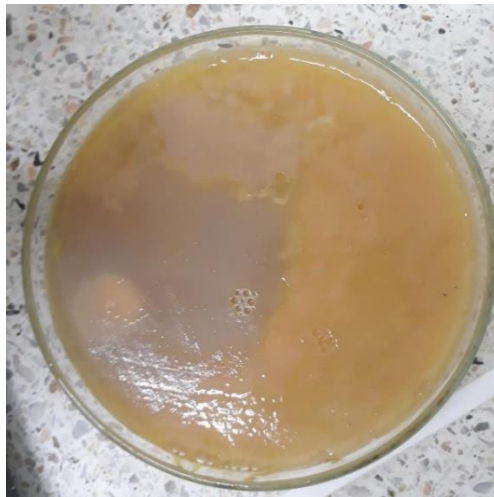
Para poder identificar los microorganismos de la fase 1 que presuntivamente se creen que son hidrolíticos se hizo necesario sembrar las bacterias que crecieron en esta fase de los medios modificados de lixiviados en los medios preparados Agar yema de huevo, EMB y leche como se observan en la imagen 5, y se obtuvo un crecimiento favorable luego de ser incubado a 30°C por dos días como se observa en la imagen 6, 7 y 8.

Imagen 5
Medios Hidrolíticos superior yema de huevo, medio EBM e inferior leche.



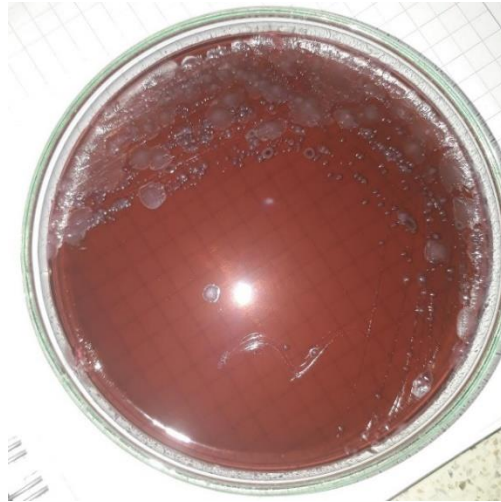
Fuente: Autor.

Imagen 6
Crecimiento en medio hidrolítico Yema de huevo.



Fuente: Autor.

Imagen 7
Crecimiento en medio hidrolítico EMB



Fuente: Autor.

Imagen 8
Crecimiento en medio hidrolítico leche.



Fuente: Autor.

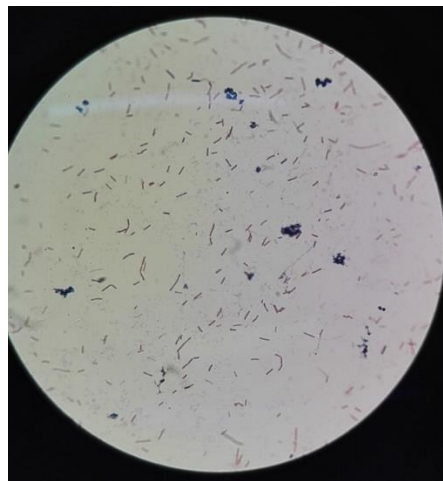
En las imágenes 6,7,8 mostradas anteriormente estas cajas se eligieron para poder realizar una identificación presuntiva macroscópica de los microorganismos ya que se presentó un mejor crecimiento y fue más fácil la identificación en estas que las cajas restantes. Gracias a la macroscópica se pudieron identificar presuntivamente 5 géneros de bacterias:

- *Klebsiella*

- *Citrobacter*
- *Pseudomonas*
- *Clostridium*
- *Salmonella*

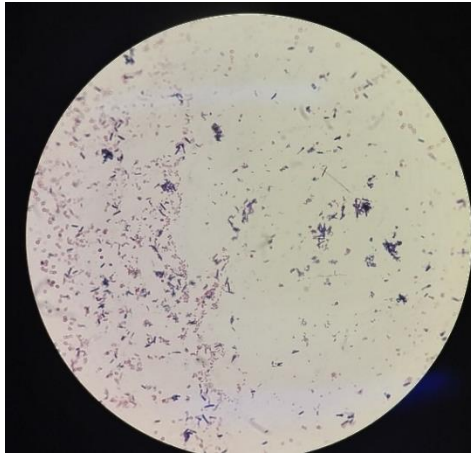
Esto se logró por medio de su forma, color, olor que generaban, transparencia, entre otras características. Según (Constanza Corrales, Antolinez Romero, Bohórquez Macías, & Corredor Vargas, 2015) las bacterias pertenecientes al grupo de enterobacterias son algunas de las encargadas de realizar hidrólisis, acompañadas de el género *clostridium* que además de participar en la hidrólisis, están también en la acidogénesis generada en la digestión anaerobia. De los cual se identifica que el género *citrobacter*, *Klebsiella*, *salmonella* pertenecen a este grupo. Seguidamente a cada caja con los tres medios hidrolíticos utilizados para la macroscópica se le procedió extraer y hacer una tinción para así identificar la forma de estas bacterias, obteniéndose bacterias con forma bacilos Gram positivos y Gram negativos de las cuales los 5 géneros presuntivamente identificados poseen estas características, como se puede observar en las imágenes mostradas a continuación:

Imagen 9
Bacilos del medio EMB 100x



Fuente: Autor.

Imagen 10
Bacilos del medio Yema de huevo 100x



Fuente: Autor.

Imagen 11
Bacilos del medio leche 100x



Fuente: Autor.

7.8.3 Medio sps para *Clostridium*

Para la identificación del género *Clostridium* se procedió a servir 3 cajas con agar sps para las tres fases como se muestra en la imagen 12. Como se observa en las imágenes 13, 14 y 15 hay pequeñas colonias y en el agar se identifican en la primera fase, pequeños puntos negros que se encuentran en mayor abundancia en la fase 2 y 3, confirmando la presencia de este género de bacterias, ya que este tipo de microorganismos son generalmente estrictamente anaerobias solo

algunas son facultativas, característica de la fase 1 del reactor por esto se encuentran en menor cantidad en esta fase.

Imagen 12
Medios sps



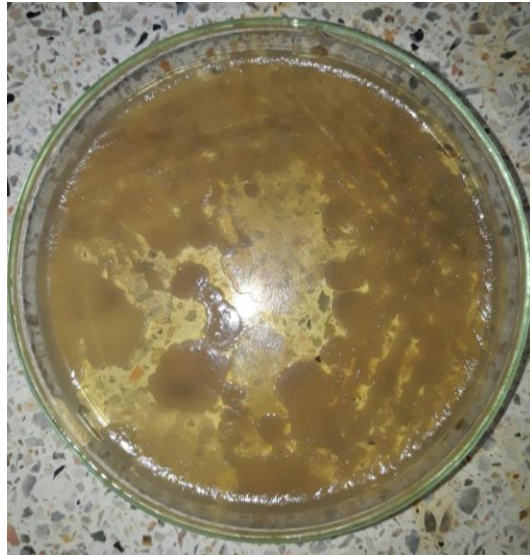
Fuente: Autor.

Imagen 13
Crecimiento en medio Sps Fase 1



Fuente: Autor.

Imagen 14
Crecimiento en medio Sps Fase 2



Fuente: Autor.

Imagen 15
Crecimiento en medio Sps Fase 3



Fuente: Autor.

7.8.4 Organismos prevalientes en la etapa 1

Al encontrar los cinco géneros de bacterias identificados macroscópicamente y con su característica de bacilo por tinción, se procedió a comprobar que estos microorganismos eran los mencionados, por medio de las enzimas que estas bacterias necesitan en la etapa hidrolíticas las

cuales son; enzima Amilasa, enzima Proteasa, enzima Lipasa, enzima Descarboxilasa y enzima Amidasa.

Seguidamente se buscaron estas encimas en la base de datos ExPASy ENZIME el cual es un portal de información de las enzimas a nivel de bioquímica y biología molecular certificado internacionalmente. En donde cada enzima buscada proporcionaba las bacterias que producen este tipo de enzima, se realizo una búsqueda detallada de cada bacteria identificando los cinco géneros encontrado por macroscópica seleccionando los microorganismos mostrados que poseían los géneros mencionados.

Se encontraron una gran cantidad de bacterias del género; *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Pseudomonas*, *Clostridium* y *Salmonella* para cada encima por lo cual fue necesario realizar un descarte de bacterias este se hizo por medio de los parámetros en los que se encontraba el sistema de tratamiento se tomaros los siguientes para hacer esta validación:

- Rango de pH entre 7 – 9.5 para crecimiento.
- Temperatura entre 20 – 34 °C para crecimiento.
- Que fuera microorganismos anaerobios o facultativos.

Las bacterias que cumplieron con las características mencionadas anteriormente y se encontraban dentro de esos rangos y cualidades son las mostradas en la tabla 17 para Amilasa, tabla 18 para Proteasa, tabla 19 para Lipasa, tabla 20 para Descarboxilasa y tabla 21 para Amidasa.

Tabla 17
Microrganismos encontrados después de la validación para la enzima Amilasa

Bacteria	pH	Temperatura	Anaerobia	Facultativo	Aerobia
<i>Citrobacter freundii</i>	6 – 7.2	Crecimiento a partir de 20°C	*	*	

<i>Klebsiella aerogenes</i>	8.5 -10.2	25- 37 °C	*	*	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	7 -8	20-40 °C	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	7.5-8.5	Mesófilas	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas putida</i>	6.5 -8.5	26-41 °C	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas vulgaris</i>	7-8.5	Mesófilas	*	*	
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	7	Mesófilas	*	*	
<i>Pseudomonas stutzeri</i>	> 7	Mesófilas	Con nitrato	Con nitrato	*

Fuente: Autor.

Tabla 18
Microorganismos encontrados después de la validación para la enzima Proteasa.

Bacteria	pH	Temperatura	Anaerobia	Facultativo	Aerobia
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	7 -8	20-40 °C	Con nitrato		*
<i>Citrobacter freundii</i>	6 – 7.2	Crecimiento a partir de 20°C	*	*	
<i>Clostridium acetobutylicum</i>	4.5- 9.5	10-65°C	*		
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	7.5	25 -30 °C	Con nitrato		*
<i>Salmonella enterica</i>	3.8-9.5	Mesófilas	*	*	
<i>Pseudomonas fragi</i>	7.5	Mesófilas	Con nitrato		*
<i>Clostridium perfringens</i>	6-7	Mesófilas	*		

Fuente: Autor.

Tabla 19
Microrganismos encontrados después de la validación para la enzima Lipasa.

Bacteria	pH	Temperatura	Anaerobia	Facultativo	Aerobia
<i>Clostridium tetanomorphum</i>	6-8.5	Mesófilas	*		
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	7 -8	20-40 °C	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas fragi</i>	7-8	Mesófilas	Con nitrato		*
<i>Clostridium perfringens</i>	6-7	Mesófilas	*		
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	7.5	25 -30 °C	Con nitrato		*
<i>Clostridium novyi</i>	6-7	Mesófilas	*		

Fuente: Autor.

Tabla 20
Microrganismos encontrados después de la validación para la enzima Descarboxilasa.

Bacteria	pH	Temperatura	Anaerobia	Facultativo	Aerobia
<i>Citrobacter freundii</i>	6 – 7.2	Crecimiento a partir de 20°C	*	*	
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	7.5	25 -30 °C	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	7 -8	20-40 °C	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas putida</i>	6.5 -8.5	26-41°C	Con nitrato		*
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	7	37 °C	*	*	
<i>Clostridium acetobutylicum</i>	4.5 9.5	10-65 °C	*		
<i>clostridium cellulolyticum</i>	5-9	20- 45 °C	*		
<i>Klebsiella aerogenes</i>	8.5 -10.2	25-30 °C	*	*	
<i>Pseudomonas viridiflava</i>	6.5 – 8.5	25- 28 °C	*		
<i>Pseudomonas stutzeri</i>	> 7	Mesófilas	Con nitrato	Con nitrato	*

<i>Citrobacter koseri</i>	6-7.5	Mesófilas	*	*
<i>Clostridium tetani</i>	5-9	Mesófilas	*	
<i>Clostridium butyricum</i>	6.5 -7.5	Mesófilas	*	
<i>Clostridium symbiosum</i>	8	Mesófilas	*	
<i>Clostridium scatologenes</i>	5.5 -11.5	Mesófilas	*	

Fuente: Autor.

Tabla 21
Microrganismos encontrados después de la validación para la enzima Amidasa.

Bacteria	pH	Temperatura	Anaerobia	Facultativo	Aerobia
<i>Clostridium acetobutylicum</i>	4.5 9.5	10-65 °C	*		
<i>Clostridium phage</i>	4.5 9.5	Mesófilas	*		
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	7 -8	20-40 °C	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas putida</i>	6.5 -8.5	26-41 °C	Con nitrato		*
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	7.5	25 -30 °C	Con nitrato		*

Fuente: Autor.

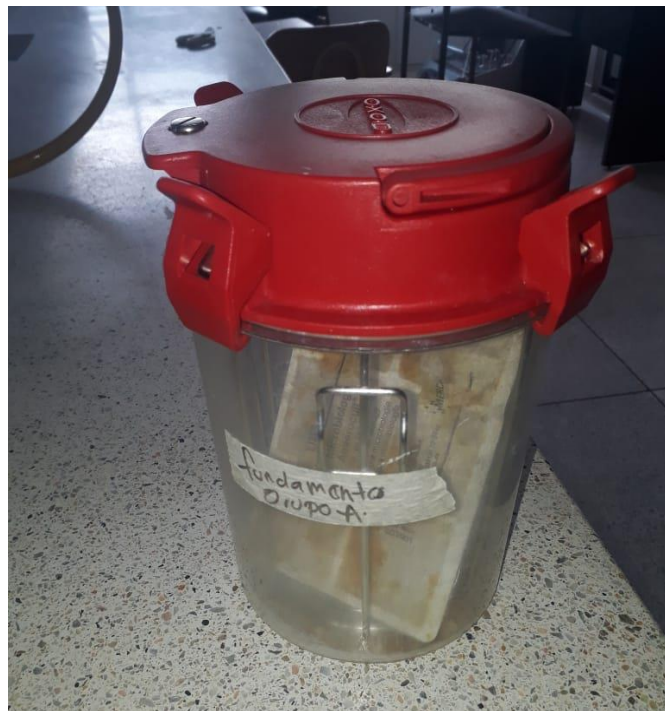
Como se puede observar en las tablas 17, 18, 19, 20 y 21 se muestran los microorganismos que presuntivamente están en la fase 1 del filtro, comprobando que en esta fase hay una separación de bacterias y en esta solo se encuentran los microorganismos hidrolíticos - acidogénicos. También se puede apreciar que en las tablas se repiten varias veces algunas bacterias, esto se debe a que estas generan varias y no solo una de las enzimas buscadas, así mismo se puede apreciar que algunas bacterias son aerobias, pero con la presencia de compuestos de nitrógeno como nitratos puede ser anaerobias o facultativas, estos compuestos se encuentran en el sustrato como se puede comprobar

analizando la tabla 5 de la caracterización del lixiviado. Por lo cual se ratifica que esas bacterias presuntivamente también están en la fase hidrolítica- acidogénica.

7.8.5 Medio selectivo para Acetogénicos

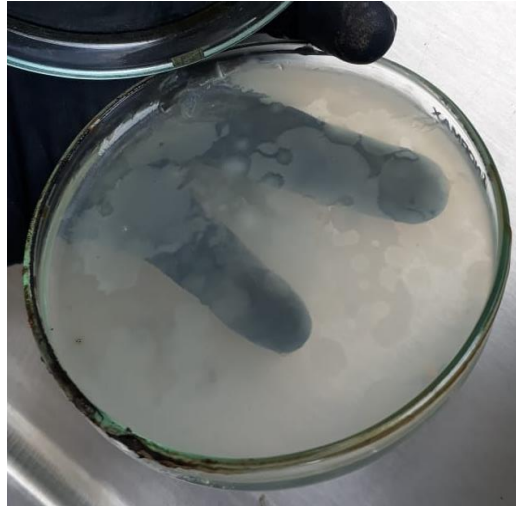
Para determinar si en la fase 2 se encontraban microorganismos acetogénicos fue necesario la creación de un medio selectivo Acetogénico conformado por lo expuesto en la sección 6.3.8, luego de una incubación por 7 días en jarras de anaerobiosis estricta a 30°C como se observa en la imagen 16 se presentó un favorable crecimiento de este tipo de bacterias como se puede apreciar en las imagenes 17 y 18.

Imagen 16
Jarra de anaerobiosis



Fuente: Autor.

Imagen 17
Crecimiento en medio Acetogénico Fase 2



Fuente: Autor.

Imagen 18
Crecimiento en medio Acetogénico Fase 2



Fuente: Autor.

7.8.6 Organismos prevalecientes en la etapa 2

Debido a que el medio que se preparó para este tipo de bacterias es altamente selectivo y solo permite el crecimiento de los microorganismos acetogénicos en anaerobiosis estricta imagen 16, se

pudo confirmar con el crecimiento que se observa en la imagen 17 y 18, que en la fase 2 del TRI-FAFS se encuentran este tipo de microorganismos ya que el medio no permite el crecimiento de otro tipo de bacterias fuera del rango acetogénicos.

Cabe destacar que en el sistema TRI-FAFS hay presencia de otro tipo de microorganismos del tipo sulfato reductoras como lo son las *clostridium* que se encontraron en la fase 2 y 3 del filtro, pero este género de bacterias en su totalidad no todas son sulfato reductoras sino que de este género derivan algunas clases que son acetogénicas y como estas se encontraron con crecimiento en el medio sps en la fase dos del filtro como se muestra en la imagen 14, presuntivamente se afirma que este tipo de bacterias acetogénicas se encuentran en esta etapa del filtro. Por lo cual se puede confirmar que en este medio preparado para las bacterias acetogénicas solo se encuentra un crecimiento de dichas bacterias confirmando lo que se había planteado; que la separación volumétrica del filtro genero de igual manera una separación de bacterias dejando a las acetogénicas en la fase 2 del TRI-FAFS. Como lo expone (Constanza Corrales, Antolinez Romero, Bohórquez Macías, & Corredor Vargas, 2015) en su investigación las bacterias más comunes que se encuentran en la etapa acetogénica son las del tipo: *Syntrophobacter wolin* , *Syntrophomonas wolfei* en donde las primeras descomponen el ácido propiónico y las segundas el ácido butírico (Montes Carmona, 2008) y otros del tipo Homoacetogénicas que producen acetato y ácido acético como las *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodi* (Montes Carmona, 2008).

De la misma manera que se hizo en la prevalencia para la fase hidrolítica en esta fase se realizó una verificación por parámetros de las bacterias que presuntamente se identificaron por teoría en donde todas cumplieron los valores de pH, temperatura y crecimiento anaerobio estricto como se

muestra en la tabla 22 confirmando aún más lo que se encontró sobre estas bacterias y demostrando efectivamente que estas se encuentran en la etapa acetogénica fase 2 del filtro TRI-FASF.

Tabla 22
Microorganismos Acetogénicos encontrados después de la validación.

Bacteria	pH	Temperatura	Anaerobia	Aerobia
<i>Syntrophobacter wolin</i>	5.5 – 8	Mesófila	*	
<i>Syntrophomonas wolfei</i>	5.5 – 8.5	Mesófila	*	
<i>Clostridium aceticum</i>	6.5- 8.5	Mesófila	*	
<i>Clostridium formicoaceticum</i>	6.6 -9.6	Mesófila	*	
<i>Acetobacterium wooddi</i>	5 – 8	Mesófila	*	

Fuente: Autor.

7.8.7 Medios selectivos para metanogénicas

Según lo expuesto en la sección 6.3.9 se preparó un medio modificado para los microorganismos Metanogénicos el cual fue sembrado e incubado por 7 días en anaerobiosis estricta apreciado en la imagen 19. Mostrando luego de este tiempo un crecimiento positivo de las bacterias como se observa en las imágenes 20 y 21.

Imagen 19
Jarra de anaerobiosis.



Fuente: Autor.

Imagen 20
Crecimiento en medio Metanogénico Fase 3



Fuente: Autor.

Imagen 21
Crecimiento en medio Metanogénico Fase 3



Fuente: Autor.

7.8.8 Organismos prevalientes en la etapa 3

De igual manera como en la fase acetogénica del TRI-FAFS para esta última etapa, el medio selectivo metanogénico que se hizo y en la anaerobiosis que se mantuvo durante su incubación, no permitió el crecimiento de otro tipo de microorganismos que no fueran del tipo metanogénico confirmando con el crecimiento que se puede observar en las imágenes 20 y 21 que en esta etapa

efectivamente se encuentran bacterias de este tipo. Y se puede decir que la fase 3 del es una fase Metanogenica como se había postulado anteriormente. Confirmándose con los resultados expuestos en esta sección presuntivamente y segundo lo expuesto por (Constanza Corrales, Antolínez Romero, Bohórquez Macías, & Corredor Vargas, 2015) y (Montes Carmona, 2008) en su investigación esta bacterias podrían ser del tipo *Methanobacteria*, *Methanococci*, *Methanomicrobiota*, *Methanopyri* y *Methanosarcinales*, ya que de las 90 especies existentes estas se distribuyen en las cinco clases mencionadas anteriormente siendo las dos primeras las más comunes en este tipo de digestión anaerobia como lo confirma con su investigación (Carrillo Ortiz, Rodríguez C., Cajiao P., & Maldonado Maldonado, 2015).

Así mismo se hizo una verificación de los parámetros de pH, temperatura y anaerobias estrictas como se muestra en la tabla 23 donde las 5 clases se encuentran dentro del rango de temperatura de operación, de igual manera el pH óptimo de este tipo de bacterias generalmente es uno neutro por tal razón las eficiencias obtenidas se presentaron bajas en el cambio de temperatura de 27 a 34 ya que las bacterias metanogénicas no se encontraban en su rango óptimo de crecimiento y desarrollo. sin embargo, el otro parámetro de verificación que es la facultad anaerobia estricta si está siendo cumplido por las 5 clases de bacterias metanogénicas que presuntivamente se creen que están en la fase tres del TRI-FAFS.

Tabla 23
Microorganismos Metanogénicos encontrados después de la validación.

Bacteria	pH	Temperatura	Anaerobia	Aerobia
<i>Methanobacteria</i>	5.5 - 8	Mesófilas	*	
<i>Methanomicrobiota</i> ,	5.5 - 8	Mesófilas	*	
<i>Methanopyri</i>	5.5 - 8	Mesófilas	*	
<i>Methanosarcinales</i>	5.5 - 8	Mesófilas	*	
<i>Methanococci</i>	5.5 - 8	Mesófilas	*	

Fuente: Autor.

8. CONCLUSIONES

Se realizó caracterización del lixiviado a tratar proveniente del relleno sanitario La Cortada y se determinó, que este lixiviado puede ser clasificado como un Lixiviado de edad intermedia (Cardenas, 2012) y (Najera Aguilar, 2000) es decir que tiene edades entre 5 y 10 años de operación

Al obtener en el lixiviado una relación de DBO/DQO promedio de 0.35 nos indica que el sustrato presentaba una biodegradabilidad intermedia que para efectos del tratamiento presenta ligera dificultad para una rápida remoción de materia orgánica requiriendo tiempos de retención hidráulica de 16+0.5 horas, ya que valores por encima de 0.5 representa a lixiviados con alta biodegradabilidad y valores por debajo de 0.2 nos indica que el lixiviado tiene poca degradación biológica por lo cual es más difícil su tratamiento (Mendoza Salgado & Lopez Trujillo, 2004).

Se trabajó el sistema TRI-FAFS a carga orgánica alta y a tres temperaturas diferentes ($T = 20^{\circ}\text{C}$, 27°C , y 34°C) que permitieron en estado estable cuantificar la eficiencia de los reactores durante el biotratamiento de lixiviado, en función de la remoción de DQO.

En la operación del reactor TRI-FAFS a temperatura de 20° con carga de $7.57 \text{ Kg DQO/m}^3\text{- día}$ las mayores eficiencias obtenidas para cada filtro fueron de 35.45% de DQO para el reactor 2 y 38.31 % de DQO para el reactor 3.

Al operar el sistema TRI-FAFS con una temperatura de 27°C y carga orgánica volumétrica de 7.57 Kg DQO/m³- día se presentaron eficiencias máximas en la remoción de DQO en los reactores 1, 2 y 3 de 43.33%, 42.30% y 52.43 % respectivamente.

En la operación final del filtro a una temperatura de 34°C y COV de 7.57 Kg DQO/m³-día se lograron las mayores eficiencias respecto a las otras temperaturas, alcanzando porcentajes máximos de remoción de 45.83 %, 47.52 % y 57.69 % en términos de DQO para los filtros 1, 2 y 3 respectivamente.

La investigación permitió comprar la influencia de la temperatura en la remoción de materia orgánica en términos de DQO de los lixiviados tratados, alcanzado la mayor eficiencia (57.69%) para la mayor temperatura de 34°C.

Al someter al reactor TRI-FAFS a una carga orgánica alta con temperaturas de 20°C no se lograron buenas eficiencias de remoción, al aumentar la temperatura a 27°C la eficiencia mejoró, pero no de manera significativa, por último, en la temperatura de 34°C donde los microorganismos tienen mayor actividad se puede aumentar la eficiencia solo en un rango del 5% de remoción de materia orgánica, indicando que cuando los TRI-FAFS cuando se someten a altas Cargas Volumétricas el efecto de la temperatura incide poco en la eficiencia de estos los reactores anaerobios.

Al establecer relación entre Eficiencia y COV, con esta investigación se demostró que para cargas orgánicas volumétricas mayores a 4.67 Kg DQO/m³- día el TRI-FAFS no presenta buena eficiencia ya que se da un decaimiento en la curva de remoción a medida que los reactores eran

sometido a cargas de 7.57 Kg DQO/m³- día., concluyendo que el filtro anaerobio de flujo ascendente TRI-FAFS tiene baja viabilidad operativa para ser operado con altas cargas orgánicas volumétricas mayores a 5.0 Kg DQO/m³- día aportadas por el lixiviado , ya que se reduce la eficiencia del 92% y pueden llegar a encontrar remociones cercanas al 60% para cargas de 7.57 Kg DQO/m³- día, caso ultimo donde se requeriría complementar el tratamiento con una unidad adicional secundaria.

También operativamente en el sistema TRI-FAFS a escala de laboratorio se encontró que hay una relación inversa entre el pH y la remoción obtenida por el sistema, se comprueba que este influye en los sistemas de tratamiento afectado la actividad de las bacterias por lo cual se ve perjudicado el proceso cuando se presentan pH alcalinos, además incide específicamente en la remoción en términos de DQO, como se observa la última etapa de tratamiento cuando a pesar de estar operando los reactores a la temperatura es óptima (34°C), la eficiencia no se mejora y se debe a que el pH se encuentra en rangos cercanos y superiores a 9, muy por encima del pH neutro requeridos por las bacterias metanogénica. Además, se encontró que el pH limitó el incremento de la remoción de materia orgánica cuando la temperatura se incrementa de 27°C a 34°C.

Se confirmó que la distribución de volúmenes del filtro más eficiente es 10% (Hidrolisis+ acidogénesis), 10% (Acetogénesis) y 80 (Metanogénesis), distribución típica del reactor 3 el cual alcanzo las mayores eficiencias a comparación de los restantes, validando los resultados obtenidos en investigaciones anteriores, (Velandia, 2017) (Jimenez Rojas & Lopez Sepulveda, 2017) (Leal Carrillo & Serrano Garcia, 2016) y (Maldonado et al, 2017) donde esta distribución es la que permite alcanzar las mejores eficiencias de remoción de lixiviados.

Se pudo comprobar efectivamente que la fase 1 del TRI-FAFS es una fase hidrolítica-acidogénica ya que todos los microorganismos encontrados son de este tipo, presuntivamente se distinguieron algunos dentro de los que se pueden encontrar el género *Clostridium*, *Pseudomonas*, *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Salmonella*, específicamente todos los mostrados en la parte de resultados del documento validados por la base de datos ExPASy ENZIME y por las tres condiciones necesarias (pH, temperatura, Tipo de respiración) para su desarrollo que se presentaron durante toda la operación del TRI-FAFS.

En la fase 2 se corroboró que en dicha etapa se encontraron microorganismos del tipo acetogénicos, dichas bacterias crecieron el medio modificado selectivo específico para estas, demostrando que la segunda etapa es de clase acetogénica encontrándose presuntivamente en estos microorganismos del tipo: *Syntrophobacter wolin*, *Syntrophomonas wolfei*, *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodii* (Constanza Corrales, Antolinez Romero, Bohórquez Macías, & Corredor Vargas, 2015) y (Montes Carmona, 2008) que igual forma cumplieron con las tres condiciones tomadas (pH, temperatura, tipo de respiración) durante la operación del sistema TRI-FAFS.

Se verificó que la etapa del 3 sistema de tratamiento es una etapa metanogénica, ya que al sembrar los microorganismos de dicha fase en un medio selectivo metanogénico para estas bacterias se evidenció un crecimiento, demostrando que en esta etapa del filtro sí hay una prevalencia de microorganismos metanogénicos, en lo que se encontraron presuntivamente cinco clases de estos según lo expuesto en su investigación por (Constanza Corrales, Antolinez Romero, Bohórquez Macías, & Corredor Vargas, 2015) y (Montes Carmona, 2008); *Methanobacteria*, *Methanococci*,

Methanomicrobiota, Methanopyri y Methanosarcinales, en donde las dos primeras clases de bacterias son las más comunes para estos sistemas de tratamiento en lo estudiado por (Carrillo Ortiz, Rodríguez C., Cajiao P., & Maldonado Maldonado, 2015)

Finalmente se pudo comprobar la prevalencia de los microorganismos en cada etapa, demostrando que la distribución volumétrica del reactor optimo (Fase 1 10%, Fase 2 10% y Fase 3 80%) también realizó una separación por etapas de las bacterias requeridas para la digestión anaerobia, encontrado que a su vez el filtro esta dividido en fase 1: Hidrolítica -acidogénica, Fase 2: Acetogénica y Fase 3: Metanogénica.

En general se operaron a escala de laboratorio los filtros anaerobios de flujo ascendente separados en tres fases- TRI-FAFS para la bioremediación de lixiviados con alta carga orgánica del relleno sanitario La Cortada Norte de Santander, cumpliendo con el objetivo generales y específicos del proyectados.

9. RECOMENDACIONES

Al operar el filtro anaerobio de flujo ascendente TRI-FAFS se recomienda medir constantemente el pH a la entrada del sistema con el fin de disminuirlo cuando este sea superior a 7.5 agregando compuestos necesarios para esto o agregar hidróxido de sodio (NaOH) o hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), si el pH es inferior a 6.5 (Agua, 2007), con el fin de mejorar las condiciones óptimas para el tratamiento.

Operar el sistema TRI-FAFS con cargas inferiores a 5 Kg DQO/m³- día, si se planea usar cargas superiores a la mencionada es recomendable la adición de un sistema complementario para llegar a la eficiencia exigidas por normativa colombiana.

Se recomienda inocular el sistema de tratamiento con las bacterias identificadas en la fase 1, 2 y 3 con el fin de reducir el tiempo de arranque del TRI-FAFS y mejorar la eficiencia del sistema.

Al identificarse los filtros con destrucción 10% fase 1, 10% fase 2 y 80% fase 3 como los más eficientes, se recomienda estudiar la variación del tiempo de retención hidráulico con el fin de encontrar otra variable óptima para dicho sistema. De igual se puede contemplar la posibilidad de cambiar el medio de soporte con mayores relaciones de área superficial volumen y estudiar las variaciones que se presenten.

Se recomienda realizar mediciones una vez a la semana de otros parámetros como nitritos, nitrógeno amoniacal, fosfatos y sulfuros con la finalidad de estudiar la remoción que se obtiene en base a esos parámetros.

10. BIBLIOGRAFIA

- Brand Pantoja, M. F., Gómez Córdoba, W., & Tovar Bastidas, M. Á. (2007). Sistemas de contención de lixiviados en rellenos sanitarios y su efecto en la contaminación de aguas subterráneas. *Ambiente, Tecnología e Innovación*, 25(1). Recuperado el Febrero de 2019, de <http://www.umariana.edu.co/RevistaUnimar/index.php/revista-unimar-no-41/601-sistemas-de-contencion-de-lixiviados-en-rellenos-sanitarios-y-su-efecto-en-la-contaminacion-de-aguas-subterraneas>
- Espinoza, C., & Wilmans C, W. (2004). Transporte de líquidos percolados en suelos naturales. *In Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 29, 1-6. Recuperado el Febrero de 2019, de <http://www.ingenieroambiental.com/4014/espinoz.pdf>
- Zambrano, N., & Guillermo , C. (2011). Tratamiento de aguas residuales mediante reactores anaeróbicos de placas verticales paralelas en acrílico. *INGRESAR A LA REVISTA*, 9(2), 159-169. Recuperado el 25 de Febrero de 2019, de <http://revistabiotecnologia.unicauca.edu.co/revista/index.php/biotecnologia/article/view/182>
- Agua, C. N. (2007). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente. Recuperado el Febrero de 2019, de <http://www.mapasconagua.net/libros/sgapds-1-15-libro29.pdf>
- Aguilar, M. I. (2002). *Tratamiento físico-químico de aguas residuales: coagulación-floculación*. (Primera ed.). España: Editum. Obtenido de <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=8vIQBXPvhAUC&oi=fnd&pg=PA17&dq>

=Tratamiento+f%C3%ADsico-
qu%C3%ADmico+de+aguas+residuales:+coagulaci%C3%B3n-
floculaci%C3%B3n&ots=cjRJfYwpz9&sig=SI-
iSjCFIwTK19o5IqvBcHF1ecI#v=onepage&q=Tratamiento%20f%C3%ADsico-qu%C

Alkalay, D., Chami, R., Lorna Guerrero, M., & Schiappacasse, M. S. (1996). Tratamiento anaerobio de lixiviados de relleno sanitario. *In Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 25, 921-924. Recuperado el Marzo de 2019, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01537e09.pdf>

Almeida, A., Nafarrate Rivera, E., Alvarado, A., Cervantes Ovalle, A., Luevanos, M., Oropeza, R., & Balagurusamy, N. (2011). Expresión genética en la digestión anaerobia: un paso adelante en la comprensión de las interacciones tróficas de esta biotecnología. *Revista Científica de La Universidad Autónoma de Coahuila*, 3(6). Recuperado el Marzo de 2019, de <http://www.posgradoeinvestigacion.uadec.mx/Documentos/AQM/AQM6/Art%203%20Almeida%20y%20col.pdf>

Alvarado Arce, A. (2011). Evaluación de Materiales de desecho como medio filtrante en filtros anaeróbicos de flujo ascendente. Recuperado el Marzo de 2019, de <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/3020>

Arias, S. C., & Agudelo, R. A. (2005). Seguimiento de una celda experimental de residuos sólidos urbanos. *Revista EIA*(4), 33-42. Recuperado el 25 de Febrero de 2019, de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-12372005000200004

- Bonnmatí, A. (2008). Evaluación y prevención de riesgos ambientales en Centroamérica. *Gestión y tratamiento de residuos sólidos urbanos.*, 215-250. Recuperado el 25 de Febrero de 2019, de http://www.creaf.uab.es/propies/pilar/LibroRiesgos/09_Cap%C3%ADtulo8.pdf
- Borzacconi , L., López , I., Arcia, E., Cardelino, L., Castagna, A., & Viñas, M. (1996). Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario. *In Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 25, 1-8. Recuperado el Febrero de 2019, de <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=50284&indexSearch=ID>
- Caicedo Messa, F. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor USB piloto para el tratamiento de lixiviados (Doctoral dissertation , Universidad Nacional de Colombia-Sede Manizales). Recuperado el Febrero de 2019, de <http://www.bdigital.unal.edu.co/1915/>
- Campo Valencia, N. L., & Murillo Caicedo, E. (2018). Valoración financiera del daño ambiental causado a la Quebrada El Venado por los vertimientos de lixiviados, generados por la disposición final de los residuos sólidos en el botadero a cielo abierto del Distrito de Buenaventura [recurso electrónico]. Recuperado el Febrero de 2019, de <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/handle/10893/10670>
- Cardenas, C. (2012). Evaluación del desempeño de humedales construidos con plantas nativas tropicales para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Recuperado el Marzo de 2019, de <http://bibing.us.es/proyectos/abreproy/70357/>
- Carrillo Ortiz, J. L., Rodríguez C., J. A., Cajiao P., Á. M., & Maldonado Maldonado, J. I. (2015). CARACTERIZACIÓN FENOTÍPICA DE METANOGÉNICAS AISLADAS DE UN SISTEMA DI-FAFS OPERADO CON LIXIVIADO, AGUA RESIDUAL Y ESTIERCOL

- PORCINO. @ *limentech*, *Ciencia y Tecnología Alimentaria*, 13(2), 108-122. Recuperado el 26 de 03 de 2019, de http://ojs.unipamplona.edu.co/ojs_viceinves/index.php/ALIMEN/article/view/1876
- Chavarro, M., Garces, J. P., Guerrero, J., & alas Q., D. (2006). Evaluación de la tratabilidad de los lixiviados en el relleno sanitario de pereira mediante filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto. *Scientia et technica*, 1(30). Recuperado el Marzo de 2019, de <http://revistas.utp.edu.co/index.php/revistaciencia/article/view/6587>
- Constanza Corrales, L., Antolinez Romero, D. M., Bohórquez Macías, J. A., & Corredor Vargas, A. M. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *NOVA*, 13(24), 55-82. Recuperado el 19 de Marzo de 2019, de <https://revistas.unicolmayor.edu.co/index.php/nova/article/view/309>
- Corena Luna , M. (2008). Sistemas de Tratamiento para Lixiviados Generados en Rellenos Sanitarios. *Universidad de Sucre. Departamento de Ingeniería Civil*. Recuperado el 2018 de abril de 16, de <http://repositorio.unisucre.edu.co/bitstream/001/304/2/628.44564C797.pdf>
- Corrales, L., Antolinez Romero, D., Bohórquez Macías, J., & Corredor Vargas, A. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *NOVA*, 100(2), 55-82. Recuperado el Febrero de 2019, de <https://revistas.unicolmayor.edu.co/index.php/nova/article/view/309>
- Dos Santos Eduardo, A., Mora Ventura, M., & Quinto Fernández, E. (2013). Estudio del comportamiento cinético de microorganismos de interés de seguridad alimentaria con modelos matemáticos (Doctoral dissertation). Recuperado el Febrero de 2019, de

<https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/5691/ajse1de1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Espinosa Lloréns, M., López, M., Pellón, A., Robert, M., Diaz, S., González, A., . . . Fernández, A. (2010). Análisis del comportamiento de los lixiviados generados en un vertedero de residuos sólidos municipales de la ciudad de la Habana. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 26(4), 313-325. Recuperado el 21 de Febrero de 2019, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992010000400006

Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M., & Paris, M. (2003). *Protección de la calidad del agua subterránea* (Primera ed.). Washington D. C.: Banco Mundial. Recuperado el Febrero de 2019, de <http://documents.worldbank.org/curated/en/229001468205159997/pdf/25071PUB01Spanish10BOX0334116B01PUBLIC1.pdf>

Franchescoleth, L., & Nuñez , P. (2017). *Modelamiento y control de proceso de digestión anaerobia para la producción de biogás a partir de residuos orgánicos y/o aguas residuales*. Peru. Recuperado el Febrero de 2019, de <https://pirhua.udep.edu.pe/handle/11042/2986>

García Sánchez, I. (2017). *Actividades enzimáticas determinadas en suelos bajo manejo agrícola sostenible*. Recuperado el Marzo de 2019, de <http://dspace.umh.es/bitstream/11000/4299/1/TFG%20Garc%20C3%ADa%20S%20C3%A1nchez%20C%20Ismael.pdf>

- García-Caro Andreu, L. (2015). Estudio del comportamiento del tratamiento anaerobio de fangos ante modificaciones en la entrada. Recuperado el Marzo de 2019, de <https://riunet.upv.es/handle/10251/50162>
- Georgina, F., Vázquez Borges, E., & Martínez Pereda, P. (2002). Inhibidores del proceso anaerobio: compuestos utilizados en porcicultura. *Ingeniería*, 6(3). Recuperado el Marzo de 2019, de <https://www.redalyc.org/html/467/46760307/>
- Giménez García, J. B. (2014). Estudio del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas en biorreactores de membranas. Recuperado el Febrero de 2019, de <http://roderic.uv.es/handle/10550/35296>
- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de ingeniería*, 14, 44-55. Recuperado el 18 de Abril de 2018, de https://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:GNwO_x27eY8J:scholar.google.com/+generacion+de+lixiviados+rellenos+sanitarios&hl=es&as_sdt=0,5
- Gómez, H., Cruz Vega, C., Dávila Pórcel, R., Velasco Tapia, F., & Chapa Guerrero, J. (2015). Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario municipal de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y subterránea. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 32(3), 514-526. Recuperado el 21 de Febrero de 2019, de <http://www.scielo.org.mx/pdf/rmcg/v32n3/2007-2902-rmcg-32-03-00514.pdf>
- Jimenez Rojas, L. K., & Lopez Sepulveda, N. Y. (2017). Biotratamiento de lixiviados con microorganismos anaerobios mesófilos en filtros de tres fases.
- Leal Carrillo, Y., & Serrano Garcia, F. Y. (2016). Biotratamiento de lixiviados en sistemas anaerobios de tres fases.

- López López, A., De La Barrera Fraire, J., Vallejo Rodríguez, R., & Barahona Argueta, C. (2008). Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interciencia*, 33(7), 490-496. Recuperado el 2019 de Febrero de 29, de <https://www.redalyc.org/html/339/33933704/>
- Maldonado Maldonado, J. I., Rodríguez Chona, J. A., & Cajiao, A. (2017). Treatment landfill leachate in filters anaerobic upflow of two phases (DI-FAFS). *Revista INGENIERÍA UC*, 24(1), 91-104. Recuperado el Marzo de 2019, de <https://www.redalyc.org/html/707/70750544011/>
- Maldonado Maldonado, J. I., Rodríguez, J. A., & Marquez Romance, A. M. (2018). Nueva Biotecnología para el tratamiento de residuos líquidos orgánicos mediante filtros anaerobios de flujo ascendente separados en tres fases. En Y. Tarriba, *Desafíos en Ingeniería: Investigación, Innovación y Desarrollo* (págs. 108-140). Cartagena, Colombia: Fundación Tecnológica Antonio Arévalo.
- Mendoza Salgado, P., & Lopez Trujillo, V. (2004). Estudio de la calidad de lixiviado del relleno sanitario La Esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en filtro anaerobio de flujo ascendente piloto (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia-Sede Manizales). Recuperado el 16 de Abril de 2018, de <http://www.bdigital.unal.edu.co/1059/>
- Montes Carmona, M. E. (2008). Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás. (Doctoral dissertation, Caminos). Recuperado el 16 de Abril de 2018, de <http://oa.upm.es/1049/>

- Morillo Leon , F., & Fajardo Fajardo, E. (2005). Estudio de los reactores UASB para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda (Doctoral dissertation). Recuperado el Marzo de 2019, de <http://www.bdigital.unal.edu.co/1980/>
- Najera Aguilar, H. A. (2000). Lixiviados. ¿Qué son, cómo se clasifican? Obtenido de https://www.unicach.mx/_/ambiental/descargar/Gaceta4/Lixiviados.pdf
- Noguera, K. M., & Olivero, J. T. (2010). Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 34(132), 347-356. Recuperado el Febrero de 2019, de https://www.researchgate.net/profile/Katia_Noguera-Oviedo/publication/301799194_Los_rellenos_sanitarios_en_latinoamerica_Caso_colombiano/links/5728bc4608aef5d48d2c8590.pdf
- Noyola Robles, A. (1998). Anaerobio vs. aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs. primario avanzado, el nuevo debate? *Ingeniería y Ciencias Ambientales*, 10(34), 10-14. Recuperado el 18 de Abril de 2018 , de <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=44077&indexSearch=ID>
- Osorio Salazar, G. R. (2015). Estudio de la influencia del tiempo de retención celular sobre la reducción de materia orgánica carbonácea y nitrógeno en una nueva configuración del sistema de estabilización por contacto tratando agua residual doméstica. (Doctoral dissertation). Recuperado el 10 de Febrero de 2019, de <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/handle/10893/7749>
- Osorio Trujillo , A., & Vásquez Botero, J. (2007). Evaluación de la remoción de la materia orgánica en filtros anaerobios de flujo ascendente utilizando aguas residuales sintéticas

- (Doctoral dissertation. Recuperado el Marzo de 2019, de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/827>
- Pamplona, A. d. (2016). *Alcaldía de Pamplona El cambio esta en nuestras manos*. Recuperado el Febrero de 2019, de <http://pamplona-nortedesantander.gov.co/MiMunicipio/Paginas/Informacion-del-Municipio.aspx>
- Parra Huertas, R. A. (2016). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción+ Limpia*, 10(2). Recuperado el Marzo de 2019
- Parra Rodriguez, L. M. (2006). Operación de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) hasta alcanzar el estado estable (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia-Sede Manizales). Recuperado el 9 de Febrero de 2019, de <http://www.bdigital.unal.edu.co/1178/1/linamarcelaparrarodriguez.2006.pdf>
- publicos, E. E. (2012). *Empopamplona S.A.* Recuperado el Febrero de 2019, de <http://www.empopamplonasa.gov.co/nuestras-sedes-764265/relleno-sanitario-la-cortada>
- Ramón Valencia, J., & Maldonado Maldonado, J. I. (2013). Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*, 1(1). Recuperado el Marzo de 2019, de http://revistas.unipamplona.edu.co/ojs_viceinves/index.php/RA/article/view/112
- Rice, E. w., Baird, R. B., Eaton, A. D., & Clesceri, L. (2012). *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (22 ed.). Washington, US.: American Public Health Association, American water Works, Water Enviromental Federation.
- Rivera , A., Gonzalez, J. S., Castro, R., Guerrero, B., & Nieves, G. (2002). TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE DESTILERÍA EN UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJ O

- ASCENDENTE. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 18(3), 131-137.
Recuperado el Marzo de 2019, de
<https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/25257>
- Rodríguez Chona , J., & Maldonado Maldonado, J. I. (2016). Determinar el volumen metanogenico requerido en el proceso de remoción de materia orgánica. Empleando filtros anaerobios de flujo ascendente separados en dos fases (DI-FAFS).
- Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Gestion integral de Tratamiento de Aguas Residuales*. 1(1), 8-15.
- Romero Rojas, J. (2000). *Tratamiento de Aguas Residuales Teoria y Principio de Diseño*. (Primera ed.). Editorial Escuela Colombiana de Ingenieria. Recuperado el 18 de Abril de 2018
- Sancha Atuña, M. (2013). Caracterización físico-química y microbiológica de un proceso de tratamiento de lixiviados de vertedero. Recuperado el 25 de Febrero de 2019, de
http://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/10651/23352/6/TFM_MelaniaSanchaAntu%C3%B1a.pdf
- Sandoval, A. E. (2014). Evaluación del desempeño de humedales construidos subsuperficial de flujo horizontal sembrados con especies nativas tropicales para la eliminación de Cr (VI) y Cd (II) de lixiviado de relleno sanitario (Doctoral dissertation). *Universidad del valle*.
Recuperado el Febrero de 2019
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos* (Vol. 1). (A. G. Brage, Ed.) Madrid, España: McGraw Hill.
- Torres Lozada , P., Barba Ho, L. E., Ojeda , C., Martínez , J., & Castaño , Y. (2014). Influencia de la edad de lixiviados sobre su composición físico-química y su potencial de toxicidad.

- Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 17(1), 245-255. Recuperado el 23 de Febrero de 2019, de <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/960>
- Torres Lozada, P., Eugenia Uribe, I., & Rodríguez, J. (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio influencia del medio de soporte. *Scientia et technica*, 3(23), 75-80. Recuperado el 18 de Abril de 2018, de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4845176>
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revista EIA*(18), 115-129. Recuperado el 18 de Abril de 2018, de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5688315>
- Valenzuela, R. A. (2010). Bioprecipitación de cobre por sulfato-reducción en un reactor anaerobio de lodos granulares expandidos. *EPA*. Recuperado el 12 de Febrero de 2019, de <http://www.bidi.uson.mx/TesisIndice.aspx?tesis=22284>
- Velandia, K. (2017). Biotratamiento de agua orgánica sintética mediante un filtro anaerobio de flujo ascendente en tres fases a escala laboratorio.