

BIOTRATAMIENTO DE AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA MEDIANTE UN
FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE EN TRES FASES A ESCALA
LABORATORIO

PROYECTO PARA OPTAR POR EL
TITULO DE INGENIERA AMBIENTAL

KAREN YELITHZA CAMARGO VELANDIA

1.094.274.954

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

PAMPLONA

2017

BIOTRATAMIENTO DE AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA MEDIANTE UN
FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE EN TRES FASES A ESCALA
LABORATORIO

PROYECTO PARA OPTAR POR EL
TITULO DE INGENIERA AMBIENTAL

KAREN YELITHZA CAMARGO VELANDIA

1.094.274.954

Ing. JULIO ISAAC MALDONADO

M.Sc. en Ingeniería Ambiental

Director

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

PAMPLONA

2017

2

NOTA DE ACEPTACIÓN

DEDICATORIA

Le doy gracias a Jehová Dios por brindarme la satisfacción de poder disfrutar esta vida, también por darme la suficiente fortaleza para no desfallecer en los problemas y adversidades que se me han presentado

Le dedico esta tesis principalmente a mis padres; a mi querida Madre Blanca Velandia que gracias a su sacrificio, apoyo, comprensión, amor y sabiduría me ha formado como una persona con valores, principios, de carácter y perseverancia para poder culminar y conseguir objetivos que me he propuesto. Gracias Madre por enseñarme a ser una persona berraca y a luchar por mis sueños y metas.

Así mismo a mi hermana Valentina por ser parte importante de mi vida y representar la unidad familiar. que la culminación de este objetivo lo tome como ejemplo para salir adelante y nunca desfallecer en su carrera profesional y en las metas que se proponga.

A mi novio Camilo Bedoya Prada por su ayuda, dedicación, y entrega total que me ha brindado durante estos años de estudio, por apoyarme en los momentos difíciles, por aportar sus conocimientos químicos en los temas que tenían relación con mi carrera. Culminar esta etapa de mi vida con éxito no fue sencillo sin embargo fuiste una de las personas que siempre creyó en mis habilidades y siempre fuiste mi motivador. Gracias mi amor por creer en mí.

A mi abuelita paterna Ana Josefa Cote por su inmenso apoyo y comprensión demostrado en cada año de mi vida, con su sacrificio en gran parte de su vida me educo para convertirme en una persona de provecho. Gracias por compartir momentos felices, ambiciones, sueños e inquietudes. gracias por creer en mis habilidades como persona y siempre resaltar mis cualidades.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Pamplona por haber permitido culminar una etapa muy importante de mis estudios y formarme como profesional.

Agradezco principalmente a mi director de tesis Msc. Julio Isaac Maldonado quien aportó en mí el conocimiento y el gusto de investigar más acerca de la línea de tratamiento de aguas, por brindarme su sabiduría en la ejecución de este proyecto y por depositar su confianza en mí.

A todo el cuerpo Docente que intervinieron y me aportaron en mi formación como profesional.

A las auxiliares del laboratorio de Control y calidad por sus asesorías y colaboración en los análisis requeridos en el proceso de esta investigación.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	12
1. JUSTIFICACIÓN	14
2. OBJETIVOS.....	16
2.1. OBJETIVOS GENERAL.....	16
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. MARCO REFERENCIAL	17
3.1. MARCO CONTEXTUAL	17
3.1.1. Descripción física de Pamplona – Norte de Santander.....	17
3.1.2. Límites de Pamplona.....	18
3.1.3. Área de estudio: Laboratorio de aguas, aire y suelo de la Universidad de Pamplona – Norte de Santander	18
3.2. MARCO TEÓRICO.....	19
3.2.1. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	21
3.2.2. AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA.....	23
3.2.3. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DEL FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE.....	24
3.3. MARCO LEGAL.....	42
3.4. ESTADO DEL ARTE	48
4. METODOLOGÍA	58
4.1. COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO	58
4.1.1. Composición del Agua orgánica sintética	58
4.1.2. Demanda Teórica de Oxígeno de las sustancias empleadas para el agua orgánica sintética.....	59
4.1.3. Caracterización del residuo orgánico complejo a tratar (agua orgánica sintética).....	59
4.2. MONTAJE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DEL AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA.....	60
4.2.1. Sistema de Alimentación de los Reactores	60
4.2.2. Preparacion del sustrato de alimentación	61
4.2.3. Disposicion y montaje de los TRI-FAFS	62
4.2.4. Disposición volumétrica de los TRI-FAFS	64
4.2.5. Caudales	65

4.2.6.	Cargas Orgánicas Volumétricas.....	65
4.2.7.	Temperaturas	66
4.3.	OPERACIÓN DEL TRATAMIENTO LOS TRI-FAFS	67
4.3.1.	Inoculación, adaptación y Arranque del sistema	67
4.3.2.	Etapas de operación del sistema.....	68
4.4.	DETERMINACIÓN DE LA TEMPERATURA ÓPTIMA EN EL REACTOR ANAERÓBICO DE TRES FASES	69
4.4.1.	Monitoreo de la Carga Orgánica.....	69
4.4.2.	Medición de las Eficiencias en los Reactores	69
4.4.3.	Determinación de la mayor eficiencia en función de la temperatura.....	70
5.	RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	71
5.1.	RESULTADOS DE LA COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA.....	71
5.1.1.	Composición del sustrato sintético.....	71
5.1.2.	Demanda Teórica de Oxígeno DTO	73
5.1.3.	Caracterización del sustrato sintético	75
5.2.	RESULTADOS MONTAJE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO TRIFAFS	76
5.2.1.	Preparación del sustrato de alimentación	76
5.2.2.	Disposición y Montaje de los TRI-FAFS	77
5.3.	OPERACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO TRIFAFS	79
5.3.1.	Inoculación, adaptación y Arranque del sistema	79
5.4.	RESULTADOS Y ANÁLISIS A TEMPERATURA DE 20°C, 27°C Y 34°C.	80
5.4.1.	Comportamiento del pH	81
5.4.2.	Evaluación del TRI-FAFS, en función de la COV y la Temperatura	81
5.5.	ANÁLISIS DE RESULTADOS	98
5.5.1.	Evaluaciones las eficiencias de los reactores vs carga orgánica volumétrica, para temperatura de 20 °C 27 °C y 34°C.	98
5.5.2.	Eficiencias máximas vs Temperatura	100
6.	CONCLUSIONES	102
7.	RECOMENDACIONES	104
8.	Bibliografía	105
9.	ANEXOS	113

LISTA DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Ubicación de Pamplona – Norte de Santander-----	17
Ilustración 2. Localización de estudio. Laboratorio de aguas, aire y suelo-----	19
Ilustración 3. Filtro anaerobio de flujo ascendente.-----	25
Ilustración 4. Diferentes tipos de empaque para filtros-----	28
Ilustración 5. Formación de metano en la digestión anaerobia -----	29
Ilustración 6. Grupo de bacterias involucradas en la digestión anaerobia de residuos--	34
Ilustración 7. Sistema de Operación y alimentación de un filtro anaerobio de flujo ascendente TRIFAS -----	61
Ilustración 8. Preparación del agua orgánica sintética (peptona de carne, sacarosa, urea, K ₂ HPO ₄ y elementos menores -----	72
Ilustración 9. Montaje del sistema, filtro anaerobio de flujo ascendente-sistema de alimentación del sustrato-----	77
Ilustración 10. Disposición volumétrica de los reactores -----	78
Ilustración 11. Caracterización del agua orgánica sintética (DBO ₅ -alcalinidad-dureza- acidez-conductividad)-----	113
Ilustración 12. Caracterización del agua orgánica sintética (DQO-nitritos- fosfatos) -	114
Ilustración 13. Medición de DQO en el espectrofotómetro-----	114
Ilustración 14. Prueba DQO-----	115
Ilustración 15. Medición del pH-----	115
Ilustración 16. Operación del sistema-----	116

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. contaminantes de importancia en las aguas residuales-----	21
Tabla 2. Composición del sustrato sintético propuesto para preparar agua sintética ---	23
Tabla 3. Composición del sustrato sintético propuesto para preparar agua residual sintética-----	24
Tabla 4. Composición del sustrato sintético propuesto para preparar agua residual sintética-----	24
Tabla 5 . Requerimientos del medio filtrante de los filtros anaerobios -----	27
Tabla 6. Condiciones para favorecer el equilibrio dinámico del proceso anaerobio ----	35
Tabla 7. Parámetros que influyen en el control del proceso anaerobio -----	36
Tabla 8. Normativa Legal Colombiana Aplicable -----	42
Tabla 9. Reacciones que determinan la demanda teórica de oxígeno -----	59
Tabla 10. Composición del agua orgánica sintética-----	72
Tabla 11. Caracterización del agua orgánica sintética-----	75
Tabla 12. Composición del agua orgánica sintética con su concentración estipulada de DQO -----	76
Tabla 13. Adaptación de la Biomasa en condiciones del agua orgánica sintética -----	80
Tabla 14. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 20°C -----	82
Tabla 15. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 20°C-----	84
Tabla 16. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 20°C -----	86
Tabla 17. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 27°C -----	88
Tabla 18. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 27°C-----	90
Tabla 19. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 27°C -----	91
Tabla 20. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 34°C -----	93
Tabla 21. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 34°C-----	95
Tabla 22. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 34°C -----	96
Tabla 23. Eficiencias máximas Vs Temperatura 20°C, 27°C y 34°C -----	100

LISTADO DE GRÁFICOS

Grafico 1. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 20 °C	83
Grafico 2. Eficiencia Vs Tiempo, COV media a 20 °C	85
Grafico 3. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 20 °C	87
Grafico 4. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 27 °C	89
Grafico 5. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 27 °C	90
Grafico 6. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 27 °C	92
Grafico 7. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 34 °C	94
Grafico 8. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 34°C	95
Grafico 9. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 34 °C	97
Grafico 10. eficiencia del reactor Vs COV, a la temperatura de 20°C	98
Grafico 11. Eficiencia del reactor Vs COV, a la temperatura de 27°C	99
Grafico 12. eficiencia del reactor Vs COV, a la temperatura de 34°C	99
Grafico 13. Eficiencia máxima Vs Temperatura 20°C, 27°C y 34°C	101

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales son un problema que abarca completamente el contexto ambiental, generadas por las actividades humanas y el desarrollo comercial e industrial, estos afluentes son difíciles de tratar ya que su composición varía según su origen. La mayoría de estos vertimientos no cuentan con una planta de tratamiento de agua residuales por sus altos costos de construcción, operación y mantenimiento provocando que sean descargados a cuerpos de agua, generando altos niveles de contaminación debido al gran contenido en materia orgánica, sólidos suspendidos, grasas, nutrientes y microorganismos patógenos

En los últimos años se ha estudiado el tratamiento de vertimientos utilizando procesos anaerobios; esta posibilidad ha despertado interés porque reduce costos de inversión y operación involucrados en el tratamiento de efluentes concentrados con componentes complejos. La literatura que ha estudiado el proceso anaerobio o digestión anaerobia ha sido aplicado en la estabilización de los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales, aguas industriales y municipales, en este proceso se lleva a cabo una serie de tratamientos bioquímicos y microbiológicos mediante los cuales los compuestos orgánicos son convertidos a metano; esta alternativa de estabilización de sustratos en sistemas anaerobios, obtiene buenos resultados en la remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), contenido de sólidos, ajustes de pH entre otros; mejorando así la calidad del agua vertidas y reduciendo los impactos.

El filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) es un sistema de tratamiento de aguas residuales con biopelícula fija para la remoción de materia orgánica donde adopta el proceso de digestión anaerobia, en este sistema las aguas residuales los compuestos que conforman la materia orgánica, sufren una serie de cambios y se transforman en sustancias más estables que llegan a una oxidación casi completa, cuya intensidad depende del tamaño y acomodo de las partículas que forman el medio filtrante y tiempo de residencia hidráulica. Los procesos de biopelícula fija en condiciones anaerobias abren un campo de oportunidad para optimizar el consumo de energía sin sacrificar la eficiencia de los procesos, e incluso permite, bajo condiciones específicas el aprovechamiento del biogás. (Agua)

En esta investigación se utilizó un sistema de filtros anaerobios de flujo ascendente separados en tres fases (TRI-FAFS), donde se pretende evaluar el biotratamiento de un agua orgánica sintética siendo una propuesta de fácil preparación y consecución donde se analizará la remoción de materia orgánica y eficiencia de este sistema.

1. JUSTIFICACIÓN

La problemática de las aguas residuales no tratadas generadas en industrias o viviendas son vertidas a cuerpos de agua, contaminando debido a que se componen principalmente de elevada carga orgánica, iones de amonio y metales pesados entre otros; por lo tanto, se debe estimular a implementar unidades de tratamiento con el fin de disminuir la carga contaminante.

El filtro anaerobio de flujo ascendente se ha utilizado como unidad secundaria de tratamiento, que operados a escala real no superan la remoción del 80% DBO, siendo necesario la complementación de otra unidad de tratamiento para cumplir con legislaciones que controla los vertimientos.

Este sistema se ha establecido en los últimos años en una nueva alternativa de biotecnología para el tratamiento de aguas residuales siendo interesante y radicando en la economía de recursos. Estos sistemas han demostrado buena eficiencia en la remoción de la porción soluble de la materia orgánica presente en las aguas residuales; analizando la viabilidad de este tipo tratamiento, en este proyecto se lleva a cabo la ejecución de un filtro anaerobio de flujo ascendente (TRI-FAFS) donde los residuos orgánicos pueden ser transformados en material aprovechable y se convertirán en una buena alternativa intermedia entre la situación actual de eliminación residuos contaminantes tanto de los cuerpos receptores con problemas aún no resueltos y la utilización de esta biomasa como gran potencial energético en la producción de biogás.

Se opero un agua orgánica sintética con una composición preparada de acuerdo al parámetro de DQO y DBO₅; analizando y verificando su comportamiento de tratamiento

en el biorreactor (TRI- FAFS) el cual ha sido estudiado en diferentes proyectos investigativos con buenos resultados; se ha dispuesto para que sea un método efectivo y que sirva como base para minimización de sustancias contaminadas, para la descomposición de residuos sólidos obteniendo beneficios ambientales y sanitarios.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVOS GENERAL

Evaluar el biotratamiento de un agua orgánica sintética mediante un filtro anaerobio de flujo ascendente en tres fases TRI-FAFS (Hidrólisis+ Acidogénesis, Acetogénesis y Metanogénesis) a escala laboratorio para la remoción de carga orgánica en términos de eficiencia.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar, componer y analizar el agua orgánica sintética para realizar el biotratamiento mediante el TRI-FAFS.
- Caracterizar el agua orgánica sintética a tratar a través de pruebas fisicoquímicas.
- Efectuar la alimentación diaria de agua orgánica sintética al filtro anaerobio de flujo ascendente en tres fases.
- Analizar en términos de eficiencia a escala laboratorio el comportamiento de los microorganismos en la temperatura óptima desarrollados en los TRI- FAFS durante el proceso de biotratamiento de un agua orgánica sintética estudiando la eficiencia de la remoción de DQO.

3. MARCO REFERENCIAL

3.1. MARCO CONTEXTUAL

3.1.1. Descripción física de Pamplona – Norte de Santander

Pamplona está ubicada en las coordenadas 72°39' de longitud al oeste de Greenwich y a 7° y 23' de latitud norte. Se encuentra situada a 2.200 metros sobre el nivel del mar (ver ilustración 1). Tiene una extensión total de 456 km.

Ilustración 1. Ubicación de pamplona – Norte de Santander



Fuente: (Alcaldia, 2017)

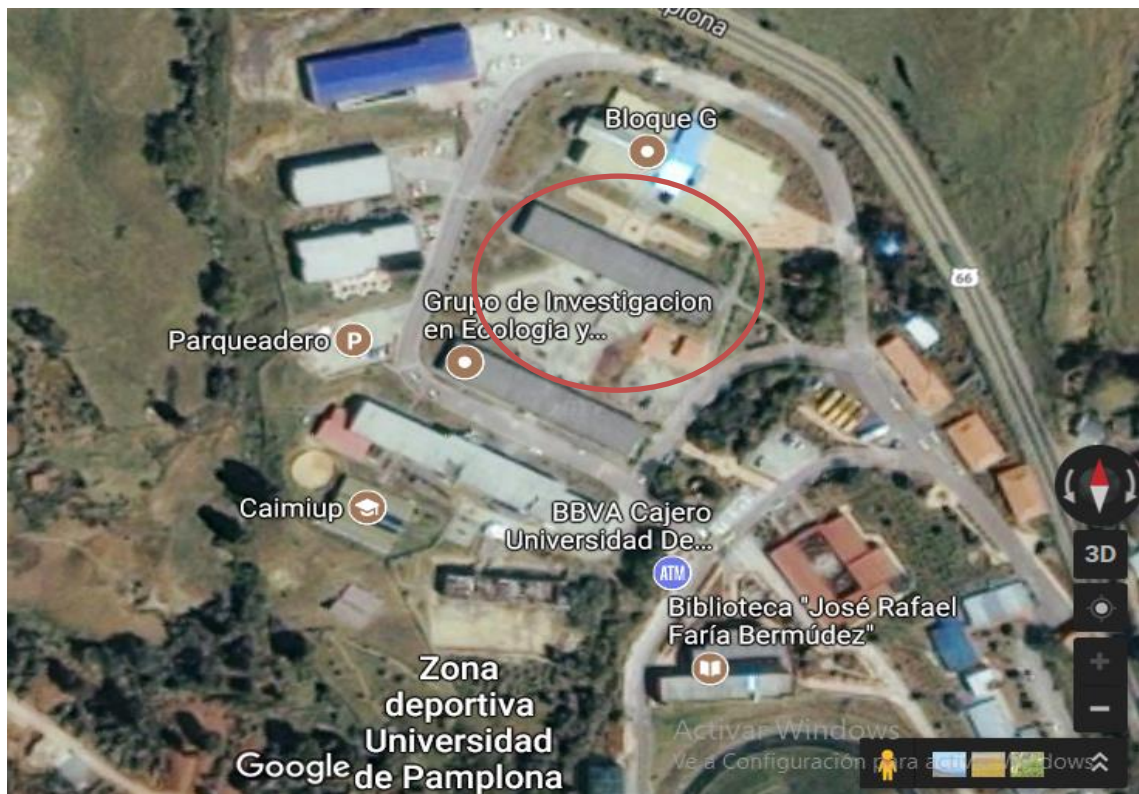
3.1.2. Límites de Pamplona

- ✓ Limite al Norte: Pamplonita y Cucutilla
- ✓ Limite al Occidente: Cucutilla
- ✓ Limite al Sur: Cécota y Mutiscua
- ✓ Limite al Oriente: Labateca

3.1.3. Área de estudio: Laboratorio de aguas, aire y suelo de la Universidad de Pamplona – Norte de Santander

El laboratorio de aguas residuales se encuentra ubicado en el bloque de investigación en ecología y biogeografía de la universidad de Pamplona. (Ilustración 2)

Ilustración 2. Localización de estudio. Laboratorio de aguas, aire y suelo



(Fuente: Google Maps, 2017)

3.2. MARCO TEÓRICO

Para esta investigación se consideran fundamentos científicos necesarios, empleados como base para el desarrollo de este estudio, estos han sido extraídos de libros, investigaciones afines, revistas científicas y publicaciones en internet; también para aquellos lectores e investigadores interesados tengan una percepción clara de los términos que se manejaron en el proceso investigativo.

La generación de aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana. El tratamiento y disposición apropiada de las aguas residuales supone el conocimiento de

las características físicas, químicas y biológicas de dichas aguas; su significado y de sus efectos principales sobre la fuente receptora. (Romero, 2008)

La composición de las aguas residuales es muy variable debido a los diversos factores que lo afectan. Entre estos se tiene el consumo promedio de agua por habitante y por día que afecta su concentración (cantidad) y los hábitos alimenticios de la población que caracteriza su composición química (calidad). En general, las aguas residuales contienen aproximadamente un 99.9% de agua y el resto está constituido por materia sólida. Los residuos sólidos están conformados por materia mineral y materia orgánica. La materia mineral proviene de los subproductos desechados durante la vida cotidiana y de la calidad de las aguas de abastecimiento. La materia orgánica proviene exclusivamente de la actividad humana y está compuesta por materia carbonácea, proteínas y grasas.

Las proteínas constituyen del 40 al 50% de la materia orgánica y están representadas por los complejos de amino ácidos y proporcionan la mayor parte de los nutrientes bacterianos. Aproximadamente un 50-60% de las proteínas se encuentran disueltas en las aguas residuales y un 20-30% en la fracción sedimentable. La materia carbonácea está representada por los hidratos de carbono y que a su vez están constituidos por los almidones, los azúcares y la celulosa, de esta materia carbonácea, los dos primeros son fácilmente degradables. Los porcentajes de hidratos de carbono que se encuentran en forma disuelta y sedimentable son semejantes a las proteínas. Las grasas incluidas en los ácidos grasos no suelen ser solubles y se degradan más lentamente. (Romero, 2008)

Tabla 1. contaminantes de importancia en las aguas residuales

Contaminante	Causa de su importancia
Sólidos suspendidos	Pueden conducir al desarrollo de depósitos de lodo y condiciones anaerobias cuando se descargan en agua residual cruda en un medio acuático.
Materia orgánica biodegradable	Está compuesta principalmente de proteínas, carbohidratos y grasas, se mide en términos de DBO y DQO por lo general. Si no es previamente removida puede producir agotamiento del OD de la fuente receptora y desarrollo de condiciones sépticas.
Patógenos	Producen enfermedad.
Nutrientes	El C, N y P son nutrientes. Cuando se descargan en las aguas residuales pueden producir crecimiento de vida acuática indeseable. Cuando se descargan en cantidades excesivas sobre el suelo pueden producir polución del agua subterránea.
Materia orgánica refractaria	Resiste tratamiento convencional. Ejemplos: detergentes, fenoles y pesticidas agrícolas.
Metales pesados	Proviene de aguas residuales industriales y comerciales, es posible que deban ser removidas para el reuso del agua.
Sólidos inorgánicos disueltos	Algunos como el calcio, sodio y sulfatos son agregados al suministro doméstico original como resultado del uso y es posible que deban ser removidos para el reuso del agua.

Fuente: (Romero, 2008)

3.2.1. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los sistemas de tratamiento incluyen operaciones que tienen por objetivo modificar las características físicas, químicas o biológicas de un residuo, para reducir o neutralizar las sustancias peligrosas que contiene para facilitar el uso como fuente de energía o adecuar el rechazo para su posterior tratamiento. El sistema de tratamiento se divide en procesos biológicos y fisicoquímicos.

3.2.1.1. Tratamiento fisicoquímico

Este tratamiento consta básicamente, de dos etapas: coagulación y floculación. La primera consiste en conseguir que las materias coloidales y en suspensión existentes en el agua formen coágulos, mediante cambios de polaridad. Durante la fase de floculación estos coágulos se aglomeran formando flóculos, que permite su fácil separación del agua tratada. En el tratamiento fisicoquímico de aguas residuales se separan componentes contaminantes no disueltos en el agua sin alterar, en principio, los componentes disueltos. Al menos éste es el concepto comúnmente aceptado en la tecnología de tratamiento de aguas residuales. Lo cierto es que al producirse una adición de reactivos químicos (coagulantes, floculantes, neutralizadores de pH) se modifica la estructura química y se produce precipitación de componentes que estaban disueltos en el agua. (Alemany., 2004)

3.2.1.2. Tratamiento biológico

Los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales se basan en la interacción y el metabolismo de los microorganismos, procesos que dependen de la capacidad de la comunidad microbiana de utilizar los compuestos del agua. No existe un único organismo capaz de utilizar todos los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales; por tanto, un proceso biológico constituye un ecosistema diverso que se alimenta del agua cruda que entra al sistema y que depende de la disponibilidad de oxígeno, del pH y de las condiciones de la mezcla (Fuhs, 1975)

3.2.2. AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA

Para preparar un sustrato sintético hay que tener en cuenta su alto nivel de complejidad para su preparación. Muchos autores han propuesto diferentes composiciones como las siguientes:

(Torres Iozada Patricia, Foresti Eugenio y Vallozer Rosana, 1996) considerando las recomendaciones de (Vallozer, 1988) y de (Touzel, J. P. y Albagnac, G, 1983) propusieron el sustrato sintético.

Tabla 2. Composición del sustrato sintético propuesto para preparar agua sintética

Componente	Cantidad
FRACCIÓN ORGÁNICA	
Extracto de carne (peptona)	50%
Sacarosa	24%
Almidón	8%
Celulosa	8%
Aceite de soya	10%
MACRONUTRIENTES	
K ₂ HPO ₄	28,8 mg/L
NaCl	250 mg/L
MgCl ₂ ·6H ₂ O	7 mg/L
CaCl ₂ ·2H ₂ O	4,5 mg/L
FeSO ₄ ·7H ₂ O	200 mg/L
CaCO ₃	120 mg/L
Na ₂ S	30 mg/L
MICRONUTRIENTES	
Ácido Nítrilotriacético	12,8 mg/L
FeCl ₃ ·6H ₂ O	1,35 mg/L
MnCl ₂ ·4H ₂ O	0,1 mg/L
CoCl ₂ ·6H ₂ O	0,024 mg/L
CaCl ₂ ·2H ₂ O	0,1 mg/L
ZnCl anhidro	0,1 mg/L
CuCl ₂ ·2H ₂ O	0,025 mg/L
H ₃ BO ₃	0,01 mg/L
Molibdato de sodio hidratado	0,024 mg/L
Na ₂ SeO ₃ ·5H ₂ O	0,026 mg/L
NiCl ₂ ·6H ₂ O	0,12 mg/L

Fuente: (Torres Iozada Patricia, Foresti Eugenio y Vallozer Rosana, 1996)

Tabla 3. Composición del sustrato sintético propuesto para preparar agua residual sintética

Componente	Cantidad (mg/L)
Gelatina	34
Almidón	171
Leche en polvo	102
Jabón de tocador	3
MgSO ₄ -7H ₂ O	3
KH ₂ PO ₄	44,5
(NH ₄) ₂ SO ₄	74,2
NaHCO ₃	150

Fuente: (Universidad de Valencia, 2000)

Tabla 4. Composición del sustrato sintético propuesto para preparar agua residual sintética

Componente	Cantidad (mg/L)
Peptona	160
Extracto de carne	110
Úrea	30
KH ₂ PO ₄	28
MgSO ₄ -7H ₂ O	2
CaCl ₂ -H ₂ O	4
NaCl	7

Fuente: (Norma Alemana DIN 38412)

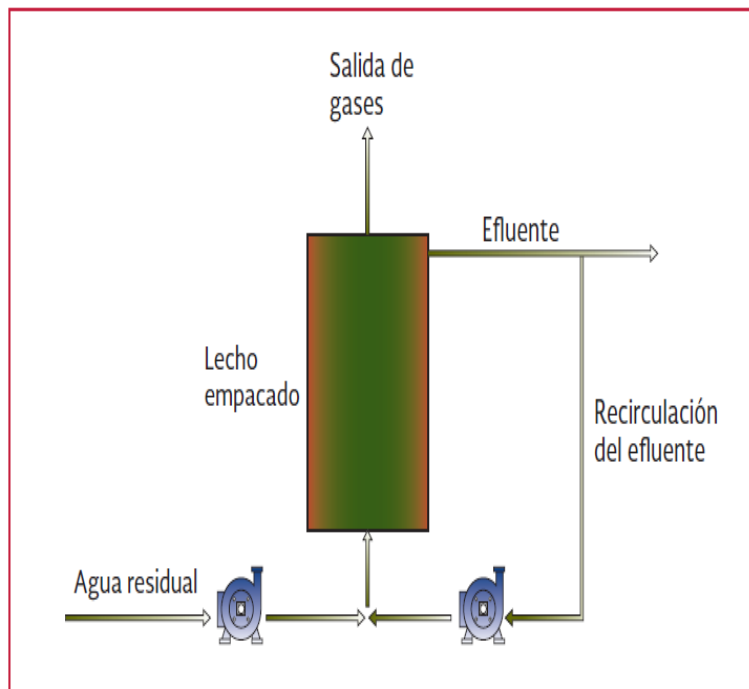
3.2.3. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DEL FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE

Los reactores anaerobios de crecimiento adherido con flujo ascendente se diferencian entre sí por el tipo de empaque usado y por el grado de expansión de la cama o lecho. En el reactor de cama empacada con flujo ascendente (Ilustración 3) el empaque está fijo y

el flujo del agua residual asciende por los espacios intersticiales entre el empaque y el crecimiento de biomasa. Generalmente no se recircula el efluente, excepto cuando se tratan aguas residuales con concentraciones altas.

El filtro anaerobio es un proceso de óxido-reducción que se llevan a cabo por microorganismos que se encuentran adheridos a una superficie sólida; su diferencia es hidráulica, ya que el afluente, en el FAFA, es alimentado por la parte inferior del reactor y opera inundado. Aunque los filtros anaerobios pueden ser usados como la principal unidad de tratamiento, suelen utilizarse como una unidad de postratamiento (pulimento). La principal limitación de los filtros anaerobios resulta de los riesgos de la obstrucción de la cama (taponamiento de los intersticios) y del relativo volumen debido al espacio ocupado por el material inerte empacado.

Ilustración 3. Filtro anaerobio de flujo ascendente.



Fuente: (Eckenfekder . W, 1989)

Los filtros anaerobios proceden de los años sesenta representan hoy una tecnología para tratar tanto aguas residuales domésticas como industriales. Los efluentes de los procesos anaerobios generalmente requieren un postratamiento para poder cumplir con los requerimientos de calidad de la normatividad y/o fines de reúso específico.

En el FAFA, la biomasa se encuentra de tres maneras diferentes:

1. Una fina película adherida a la superficie del medio filtrante
2. Una biomasa dispersa que es retenida en los vacíos del medio filtrante
3. Flóculos grandes retenidos en el fondo, debajo del medio filtrante

La importancia de la biomasa consiste en que los compuestos orgánicos contenidos en el agua residual se convierten en más biomasa, metano y dióxido de carbono.

El FAFA se componen de tres zonas funcionales:

Zona de Entrada: permite la distribución uniforme del residuo en el medio filtrante.

Zona Empacada: se ubica el medio y se presenta el principal crecimiento bacteria

Zona de Salida: garantiza una homogénea y uniforme distribución del agua residual

3.2.3.1. Material de Empaque

El propósito del medio de empaque es retener los sólidos dentro del reactor y ser depositario de cualquier película formada en su superficie o retener sólidos en sus intersticios o debajo de éste. Los principales propósitos de la capa de soporte son los siguientes:

- Actuar como dispositivo para separar los sólidos de los gases

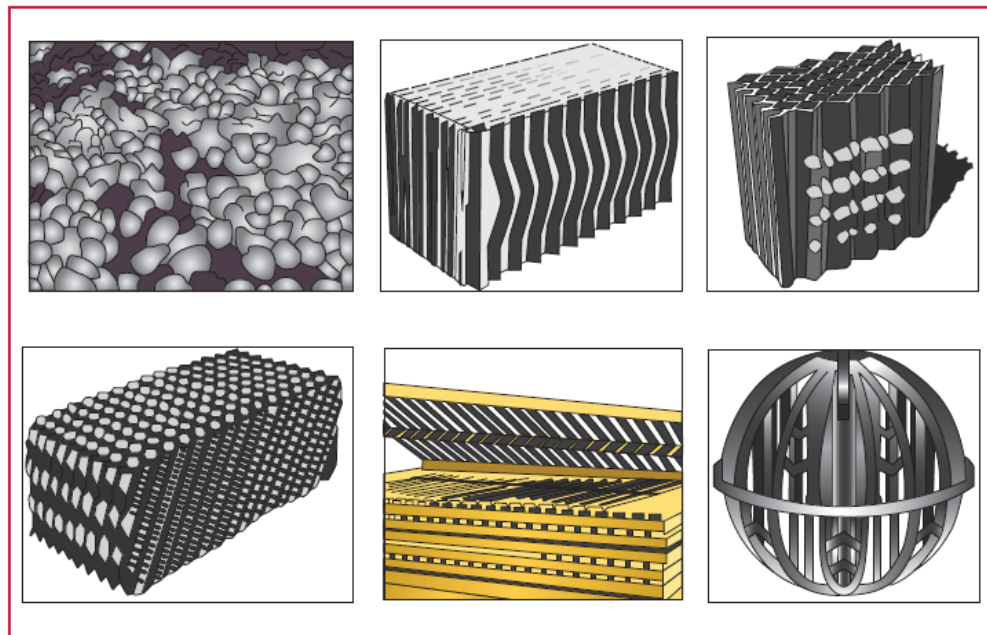
- Promover el flujo uniforme en el reactor
- Mejorar el contacto entre los componentes del agua residual y los sólidos biológicos contenidos en el reactor
- Permitir la acumulación de biomasa, con el consecuente incremento de tiempo de retención de sólidos
- Actuar como una barrera física para prevenir el lavado de sólidos en el sistema de tratamiento
- Se utilizan diversos tipos de materiales como medios de empaque en reactores biológicos, incluyendo cuarzo, bloques de cerámica, ostras y caparzones de mejillones, piedra caliza, anillos de plástico, cilindros huecos, blocks modulares de PVC, granito, pelotas de polietileno, bambú, etc.

Tabla 5 . Requerimientos del medio filtrante de los filtros anaerobios

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

Fuente: (Lemos, 2007)

Ilustración 4. Diferentes tipos de empaque para filtros



Fuente: (Metcalf Eddy Inc, 2003)

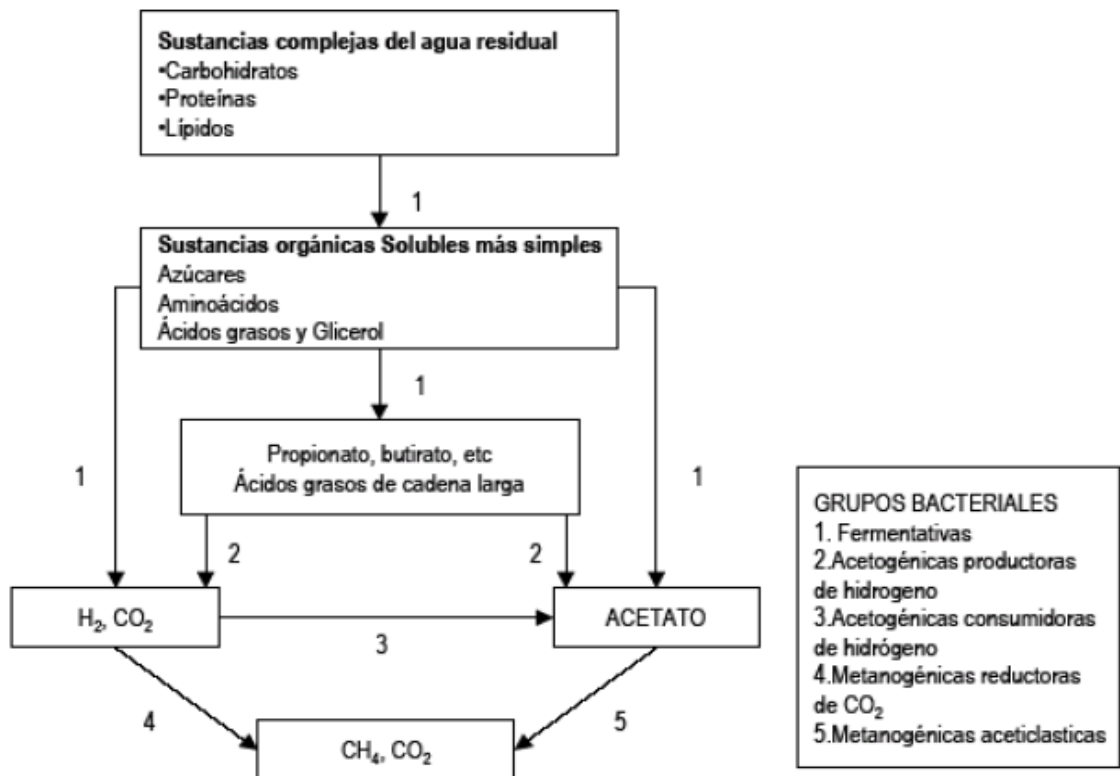
3.2.3.2. BIOQUÍMICA Y MICROBIOLOGÍA DEL PROCESO

El tratamiento anaerobio es el proceso de degradación u oxidación de la materia orgánica por la acción coordinada de cinco grupos diferentes de microorganismos en cuatro etapas secuenciales: hidrólisis, Acidogénesis, Acetogénesis y metanogénesis en ausencia de oxígeno u otros agentes oxidantes fuertes (SO_4 , NO_3 . Etc.), para obtener la energía requerida para el crecimiento y mantenimiento de los organismos anaerobios.

El proceso microbiano es muy complejo y está integrado por múltiples reacciones paralelas y en serie, interdependientes entre sí. Como subproducto de gas, denominado usualmente biogás, cuya composición básica es metano CH_4 y dióxido de carbono CO_2 en un 95% pero con la presencia adicional de nitrógeno, hidrógeno, amoníaco y sulfuro de hidrógeno,

usualmente inferiores al 1%. la Ilustración 5 muestra el proceso de producción del metano. (Romero, 2008)

Ilustración 5. Formación de metano en la digestión anaerobia



Fuente: (Romero, 2008)

Las estequiometrias de la fermentación y de las reacciones de oxidación anaerobia son extensas y complejas, a menudo se basan en asociaciones microbianas para las reacciones que se producen. Los consorcios de microorganismos, principalmente bacterias, están involucrados en la transformación de compuestos orgánicos complejos de alto peso molecular en metano.

Aunque puede haber algunos hongos y protozoos en los procesos anaerobios. Hay cuatro categorías de bacterias implicadas en la transformación de moléculas orgánicas complejas en moléculas más simples, como las del metano y el dióxido de carbono. Estos grupos bacterianos operan en una relación sinérgica. En la imagen 6 se presentan los pasos de conversión de moléculas orgánicas complejas hasta la formación de metano por la actividad de diferentes microorganismos. Se distinguen cuatro grupos de microorganismos (Bitton, 2005)

3.2.3.2.1. Bacterias hidrolíticas

Los consorcios de bacterias anaerobias descomponen las moléculas orgánicas complejas (proteínas, celulosa, lignina, lípidos) en moléculas monómeras solubles semejantes a aminoácidos, glucosa, ácidos grasos y glicerol. Los monómeros son directamente aprovechados por el siguiente grupo de bacterias. La hidrólisis de las moléculas complejas es catalizada por enzimas extracelulares semejantes, como celulasas, proteasas y lipasas.

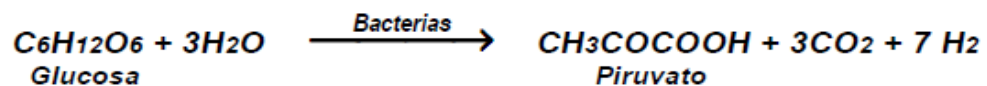
Sin embargo, la base hidrolítica es relativamente baja y puede ser limitante en la digestión anaerobia de desechos semejantes a desechos crudos celulíticos que contienen lignina.

3.2.3.2.2. Bacterias fermentativas acidogénicas

Las bacterias acidogénicas, como *Clostridium*, transforman los azúcares, aminoácidos, ácidos grasos a ácidos orgánicos (por ejemplo: ácido acético, propiónico, fórmico, láctico, butírico o succínico), alcoholes y cetonas (por ejemplo: etanol, metanol, glicerol, acetona), acetato, CO₂ e hidrógeno. El acetato es el principal producto de fermentación

de los carbohidratos. Los productos formados varían con el tipo de bacteria, así también como con las condiciones de cultivo (temperatura, pH, potencial redox).

Durante esta etapa fermentativa no existe realmente estabilización, sino una transformación de material orgánico complejo en compuestos más simples.



Reacción 1

3.2.3.2.3. Bacterias acetogénicas

Las bacterias acetogénicas (bacterias productoras de acetato y H₂), como *Syntrobacter wolinii* y *Syntrophomonas wolfei*, convierten los ácidos grasos (por ejemplo: ácido propiónico, ácido butírico) y alcoholes en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, que son utilizados por los microorganismos metanogénicas. Este grupo requiere tensiones bajas de hidrógeno para la conversión de ácidos grasos, por lo que se necesita un seguimiento frecuente de la concentración de hidrógeno. Bajo una alta presión parcial de H₂, la formación de acetato disminuye y el sustrato es convertido en ácido propiónico, ácido butírico y etanol, en lugar de metano.

Los productos de la Acidogénesis son convertidos en ácido acético, hidrogeno y dióxido de carbono mediante estas bacterias.



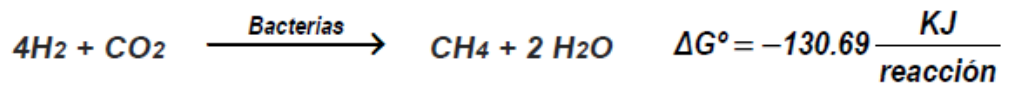
Reacción 2

3.2.3.2.4. Bacterias metanogénicas

En esta etapa a partir del ácido acético y fórmico (CO_2 , H_2) y metanol, las bacterias metanogénicas producen metano, dióxido de carbono y agua, estas bacterias son microorganismo estrictamente anaerobio muy sensibles a los cambios de temperatura y pH.

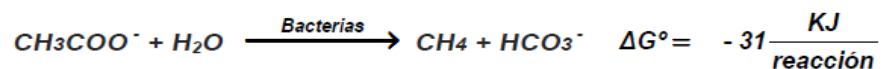
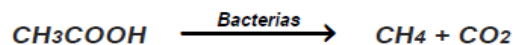
Sin embargo, en un digestor anaeróbico, las dos rutas principales de producción de metano son:

- La formación de metano por la reducción del CO_2 con el H_2 por medio de las bacterias *metanogénicas hidrogenofilicas*.



Reacción 3

- La producción de metano a partir del acetato por medio de las bacterias metanogénicas acetoclasticas.



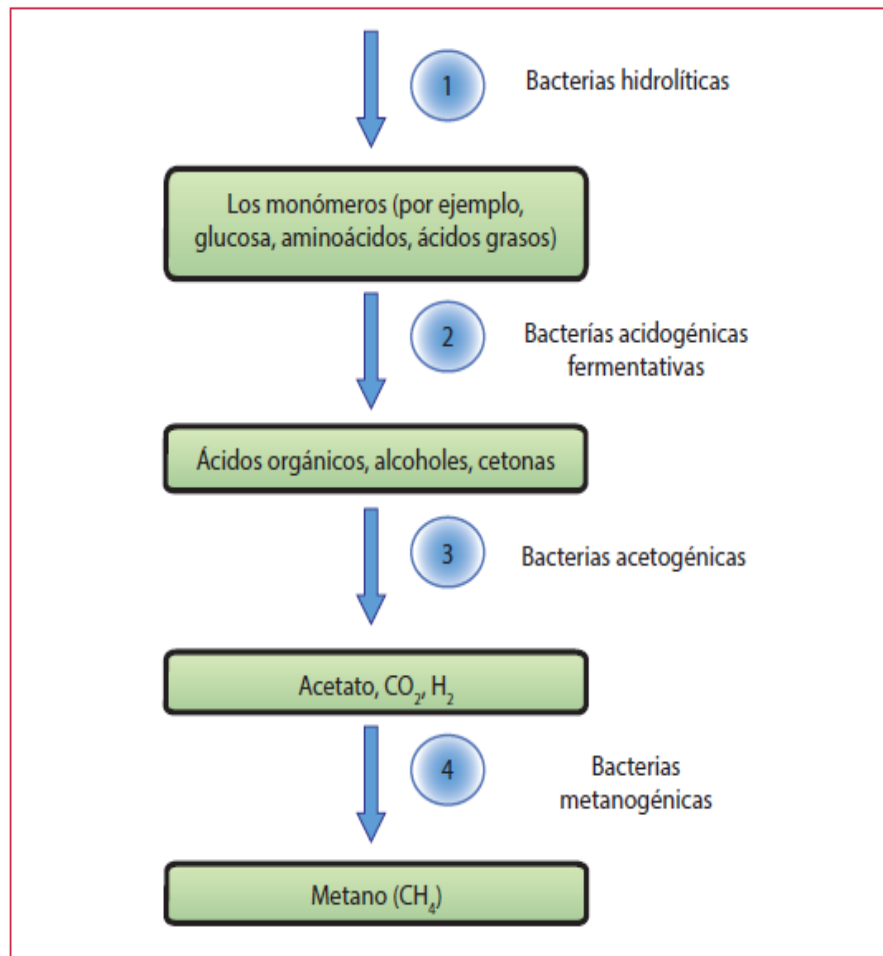
Reacción 4

Estas bacterias tienen tasas de crecimiento muy lentas, razón por la cual se considera que su metabolismo es un factor limitante del tratamiento anaerobio de los residuos orgánicos. En general todas las bacterias metanogénicas son de crecimiento lento y, por lo tanto, el tiempo de retención celular debe ser lo suficientemente largo para permitir su crecimiento e impedir su extracción del sistema, se considera que la fermentación metanogénica controla la tasa del proceso (Metcalf Eddy Inc, 2003)

La estabilización o remoción biológica anaerobia de DBO ocurre en la etapa de formación de metano, porque este es poco soluble en el agua y se evapora con el gas que sale del reactor. El CO₂ producido también escapa como gas o es convertido en alcalinidad bicarbonacea (Metcalf Eddy Inc, 2003) (Romero, 2008)

No obstante, en reactores anaerobios la etapa limitante está relacionada con factores como: naturaleza del sustrato, la configuración del reactor, la temperatura, o la velocidad de carga al sistema, por lo cual la etapa limitante estará determinada en mayor o menor grado por estos factores, Así para sustratos con alto contenido de celulosa o lignina, la limitación se presentará en la hidrólisis de estos compuestos. La hidrólisis también podrá ser limitante con residuos de alto contenido de grasas o lípidos, por tanto, la limitación será mucho mayor si el proceso se efectúa en bajas temperaturas.

Ilustración 6. Grupo de bacterias involucradas en la digestión anaerobia de residuos



Fuente: (Bitton, 2005)

3.2.3.3. ESTABILIDAD DEL PROCESO

Con objeto de mantener un sistema de tratamiento anaerobio que establezca correctamente el residuo orgánico, los microorganismos formadores de ácidos y de metano se deben encontrar en un estado de equilibrio dinámico. Las condiciones óptimas para favorecer dicho estado y por lo tanto tener un proceso anaerobio eficiente se encuentran descritas en la siguiente tabla 6:

Tabla 6. Condiciones para favorecer el equilibrio dinámico del proceso anaerobio

PARÁMETRO	CONDICIÓN
Bacterias	Equilibrio dinámico entre no metanogénicas y metanogénicas
Temperatura	Intervalo óptimo <i>mesofílico</i> (20 – 40 °C).
Medio	Anaerobio, OD (oxígeno disuelto) = 0
Sustancias tóxicas	Como metales pesados y sulfuros, ausentes.
Nutrientes	Nitrógeno, Fósforo, trazas de Ca, Mg, Fe, para asegurar el crecimiento de los microorganismos.
pH	6.5 - 7.6
Alcalinidad	1000 - 5000 mg/l – CaCO ₃ *
Ácidos volátiles	Inferior a 250 mg/l *

Fuente: (Metcalf Eddy Inc, 2003) (Romero, 2008)

3.2.3.4. FACTORES QUE AFECTAN EL PROCESO

El buen funcionamiento del proceso anaerobio puede ser afectado por características del agua residual, como el contenido de compuestos tóxicos, la concentración de materia orgánica, la temperatura, el pH, los nutrientes, entre otros. En los filtros anaerobios de flujo ascendente se ha observado que al impedir que las bacterias retenidas en el medio filtrante escapen por el efluente, se presenta un tiempo de residencia celular (edad del

lodo) cercano a los 100 días. Este largo tiempo de permanencia celular se logra con tiempos cortos de residencia hidráulica.

Tabla 7. Parámetros que influyen en el control del proceso anaerobio

Parámetros	
Físicos	Temperatura, mezclado, pH, sólidos totales y volátiles
Químicos	Alcalinidad total, producción de gas, nitrógeno orgánico y total, fosfatos, sulfuros, AGV, (ácidos grasos volátiles), DBO, DQO, Ni, Co, Cu, Na, y Fe
Biológicos	Huevos de helmintos, coliformes fecales y totales

Fuente: (Agua)

3.2.3.3.1. Temperatura

En plantas de tratamiento de aguas residuales, el proceso anaerobio se lleva a cabo en el intervalo mesofílico de temperaturas de 25 a 40 °C con una temperatura óptima de aproximadamente 35 °C. El proceso termofílico opera en un intervalo de 50 a 65 °C (Bitton, 2005)

La actividad metabólica de la población de los microorganismos, la tasa de transferencia de gases y las características de sedimentación de los sólidos biológicos varían con respecto a la temperatura de operación del proceso. En reactores anaerobios de crecimiento suspendido y empacado, operando a bajas temperaturas (10 - 20 °C), las tasas de reacción son más lentas, por lo que a temperaturas bajas se requiere mayor tiempo de retención de sólidos y aplicación de cargas orgánicas más bajas.

3.2.3.3.2. Potencial de Hidrogeno

El pH deseado en el tratamiento anaerobio oscila entre 6.6 y 7.6; valores fuera de este intervalo pueden afectar el proceso. Generalmente, el mayor problema es mantener el pH encima de 6.6, porque los ácidos producidos durante el arranque, sobrecarga u otro desequilibrio pueden causar una rápida caída del pH, lo cual inhibe la producción de metano. A pH menor a 6, es posible que por el efecto de una cantidad elevada de ácidos grasos volátiles acumulados en el reactor, las bacterias formadoras de metano se inhiben.

A valores de pH por encima de 8, se generan iones tóxicos para el proceso (Rittman 2011)

Las sustancias que pueden emplearse para realizar el ajuste de pH son: cal, bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o hidróxido de sodio (NaOH). Se debe tener cuidado en la dosificación de estas sustancias para evitar la precipitación excesiva de los carbonatos de calcio que se forman.

3.2.3.3.3. Nutrientes:

En el proceso anaerobio, los requerimientos de nitrógeno y fósforo para el crecimiento de microorganismos son bajos debido a la baja producción de lodos. Si el agua residual carece de nutrientes como nitrógeno y fósforo, el tratamiento puede llevarse a cabo si se le adiciona al sistema los nutrientes en las proporciones adecuadas ($\text{DQO/N} < 70$ y $\text{DQO/P} < 350$).

El fósforo en sus diversas formas es un nutriente necesario para satisfacer los requerimientos metabólicos de las bacterias encargadas de la degradación del desecho.

Las relaciones de DBO/N y DBO/P son de 20:1 y de 100:1, en el orden señalado (Sundsrom, 1979).

3.2.3.3.4. Alcalinidad Total

La alcalinidad es una medida para determinar la capacidad de amortiguamiento de un proceso; la alcalinidad está presente en forma de bicarbonatos.

Los dos principales factores que afectan el pH en los procesos anaerobios son los ácidos carbónicos y los ácidos volátiles. La alcalinidad total debe estar presente en suficiente cantidad (2000 a 5000 mg/L de CaCO_3) para que se logre reducir el efecto de la producción de acidez en el reactor, provocada por la concentración de ácidos grasos volátiles o por el contenido de dióxido de carbono. El principal consumidor de alcalinidad es el CO_2 (Metcalf Eddy Inc, 2003)

El dióxido de carbono es producido en las fases de fermentación y metanogénesis. Para incrementar la alcalinidad en el proceso se puede añadir bicarbonato de sodio, cal o carbonato de sodio. Un intervalo aceptable de alcalinidad se encuentra entre 1500 y 5000 mg/L

3.2.3.3.5. Sólidos Totales y Volátiles

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

utilizado para tratar sustratos solubles con una DQO de 375 a 12000 mg/L y tiempos de residencia hidráulica de 4 a 36 horas. (agua)

3.2.3.3.6. Ácidos grasos volátiles

En la descomposición bioquímica de la materia orgánica por procesos anaerobios, una gran variedad de bacterias anaerobias hidroliza y convierten los compuestos complejos a compuestos de bajo peso molecular, entre los cuales destacan los ácidos grasos de cadena corta: acético, propiónico, butírico y, en menor proporción, el isobutírico, valérico, isovalérico y caproico. La acumulación de los ácidos volátiles puede tener un efecto negativo en el tratamiento anaerobio si se excede la capacidad de amortiguamiento del sistema y si el pH decae. Cuando los ácidos grasos volátiles no se acumulan más allá de la capacidad neutralizante de las sustancias amortiguadoras presentes en el proceso anaerobio, y el pH permanece en el intervalo favorable para las bacterias formadoras de metano, entonces el contenido de ácidos volátiles en el proceso oscila entre 50 y 300 mg/L, expresado como ácido acético. (agua)

3.2.3.3.7. Sulfuros

El ácido sulfhídrico es corrosivo para los metales; es altamente soluble en agua, con una solubilidad de 2650 mg/L a 35 grados centígrados.

La cantidad de DQO usada para reducción de sulfato es de 0.89 g de DQO/g sulfato, que es cercana al valor de 0.67 g de DQO/g de sulfato reportada por Arceivala en Los sulfuros están presentes como H₂S y sulfuro precipitado. (Metcalf Eddy Inc, 2003) han reportado concentraciones de sulfuros de entre 50 y 100mg/L como toleradas por el proceso

anaerobio, pero concentraciones superiores a 200 mg/L han sido reportadas como tóxicas para este proceso. En este caso, el pH es determinante.

Compuestos semejantes a sulfato, sulfito y tiosulfato pueden estar presentes en algún grado en las aguas residuales municipales. Estos compuestos pueden servir como aceptadores de electrones para las bacterias sulfato reductoras, que consumen compuestos orgánicos en el reactor anaerobio y producen sulfuro de hidrógeno (Cervantes, 2007).

Las bacterias sulfato reductoras compiten con las bacterias metanogénicas por la DQO, y pueden hacer decrecer la cantidad de metano en el gas producido. A bajas concentraciones de sulfuro (menos de 20 mg/L), son necesarias para la actividad metanogénica óptima. Se ha reportado una reducción de 50 por ciento en la actividad metanogénica a concentraciones de H₂S de entre 50 y 250 mg/L

3.2.3.3.8. Nitrógeno amoniacal

A bajas concentraciones, el nitrógeno amoniacal es un nutriente requerido y estimulante del crecimiento bacteriano en el proceso anaerobio; la concentración de amoniaco de entre 50 y 200 mg/Litro. Está dentro del intervalo de estimulación del proceso. Por el contrario, el amoniaco en grandes concentraciones ha resultado ser inhibitorio y tóxico. El amoniaco libre ha sido reportado como compuesto inhibitorio en el proceso anaerobio en concentraciones cercanas a 100 mg/L como N. Sin embargo, otros estudios han reportado que en el tratamiento de aguas con concentraciones del ion amonio (NH₄⁺) tan altas como 7000 a 9000 mg/L como N, no hubo una respuesta tóxica en un cultivo aclimatado, aunque a concentraciones bajas, como 1500 mg/L como N, sí se ha reportado como tóxico.

(Metcalf Eddy Inc, 2003)mencionan que cuando la concentración de nitrógeno amoniacal se encuentra entre 1000 y 3000 mg/L, se puede considerar moderadamente inhibitoria para el proceso anaerobio, y que con concentraciones mayores de 3 000 mg/L se presenta una inhibición muy alta.

3.2.3.3.9. Presencia de Metales

En el proceso anaerobio algunos elementos se necesitan en cantidades traza (micronutrientes) para el metabolismo celular; muchos son importantes para la función enzimática o para otras funciones fisiológicas. Los microorganismos metanógenos necesitan sulfuro y metales traza, como el hierro, cobalto, níquel y zinc, que han sido frecuentemente reportados como estimulantes.

Los requerimientos recomendados de hierro, cobalto, níquel y zinc son 0.02, 0.004, 0.003, y 0.02 mg/g de acetato producido respectivamente (Metcalf & Eddy, 2003) Las necesidades de nutrientes traza pueden variar para diferentes aguas residuales. (Metcalf Eddy Inc, 2003) señalan como dosis recomendadas de metales traza por litro de volumen del reactor las siguientes: 1.0 mg de FeCl₂; 0.1 mg de CoCl₂; 0.1 mg de NiCl₂, y 0.1 de cloruro de zinc.

Los filtros anaerobios de flujo ascendente en plantas de tratamiento de aguas residuales se han construido en forma de tanques cilíndricos o rectangulares, con una anchura y diámetros que van de 2 a 8 metros y una altura de 3 a 13 metros (Metcalf Eddy Inc, 2003). El material de empaque ha sido colocado desde el fondo del reactor o solo ocupando del 50 al 70 por ciento del volumen del reactor (Metcalf & Eddy, 2003). Los materiales de empaque que más se han utilizado en los FFAA son los plásticos corrugados transversales

al flujo, los módulos tubulares, similares a los que se describen para procesos empacados aerobios, y los anillos plásticos. El promedio del área superficial específica del empaque ha sido aproximadamente de 100 m²/metro cúbico.

Para el tratamiento de aguas residuales domésticas se han utilizado empaques tubulares, operando a una temperatura de 37 °C y cargas orgánicas volumétricas (COV) de entre 0.2 – 0.7 kg de DQO/m³·d, con tiempos de residencia hidráulica (TRH) de entre 25 y 37 días, sin recirculación y con una remoción de 90 a 96 por ciento de DQO (Metcalf & Eddy, 2003)

En la operación de los filtros anaerobios se han utilizado velocidades bajas en el flujo ascendente para prevenir el lavado de la biomasa. Se ha observado que, con el tiempo de operación del filtro, los sólidos y la biomasa acumulada en el empaque y en los espacios vacíos entre empaques pueden causar taponamiento y corto circuito; en ese caso, los sólidos deberán ser removidos por lavado y drenado del material empacado.

3.3. MARCO LEGAL

Tomando como referencia la legislación colombiana se extrajo la tabla. La normativa aplicable para la realización de este proyecto en donde se recopila las normas para la conservación del medio ambiente, generación de vertimientos contaminados y contaminación de cuerpos receptores.

Tabla 8. Normativa Legal Colombiana Aplicable

NORMATIVA	DESCRIPCIÓN
------------------	--------------------

<p>Ley 99 de 1993 (diciembre 22)</p>	<p>Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones</p>
<p>Resolución 1207 de 2014 (Julio 25)</p>	<p>Adopta disposiciones relacionadas con el uso de aguas residuales tratadas donde Constitución Política establece la obligación en cabeza del Estado y de los particulares de proteger las riquezas naturales de la Nación y planificar el uso y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su conservación, restauración y uso sostenible.</p>
<p>Ley 23 del 12 de diciembre de 1973</p>	<p>Concede facultades extraordinarias al presidente de la República para expedir el código de Recursos Naturales y de protección al medio ambiente, para la prevención y control de la contaminación del medio ambiente. La búsqueda del mejoramiento, conservación y restauración de los Recursos Naturales Renovables y la defensa de la salud y el bienestar de todos los habitantes del territorio Nacional. Fue la primera norma en imprimirle responsabilidad a quienes causen daño al medio ambiente.</p>

Decreto Ley 2811 de 1974	Código Nacional de los Recursos Naturales
Decreto 1598 de 1984	Establece que los vertimientos líquidos que se descarguen sobre cuerpos de agua y en alcantarillado sanitario deben remover cargas orgánicas y de sólidos suspendidos mayores o iguales al 80% con rangos de pH 5 -9.
Decreto 1594 de 1984	Sobre la calidad de los efluentes determina las normas mínimas para los efluentes que se vierten en los cursos de agua y sirve como guía para el control de efluentes finales, si los hubiese.
Resolución 2309/1986	Dicta normas para el manejo de residuos especiales, su almacenamiento transporte tratamiento y demás medidas generales.
Decreto 1842/1991	Estatuto Nacional de usuarios de los servicios públicos domiciliarios.
Constitución Política de 1991	Contiene 49 artículos alusivos al medio ambiente dentro de los cuales se cita el deber del estado de proteger la diversidad e integridad del ambiente y de prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental, así como el derecho de toda persona a gozar de un ambiente sano y la prohibición de introducir al territorio nacional residuos nucleares y residuos tóxicos

Resolución 198/1994	Define con criterios cuando un residuo puede catalogarse con características infecciosas, tóxicas, explosivas, corrosivas, inflamables, volátiles, combustibles, radiactivas o reactivas, además de listar las sustancias que confieren peligrosidad a residuos.
Norma técnica GTC 24/1996	Sobre la guía técnica colombiana gestión ambiental residuos sólidos da lineamientos sobre la separación en la fuente y el código de colores para residuos reciclables y no reciclables.
Resolución 1096/reglamento interno del sector agua potable y saneamiento básico. RAS 2000.	Presenta principios fundamentales y criterios operacionales que deben seguir para realizar una adecuada gestión de residuos sólidos y peligrosos en todos los componentes con miras a la minimización de riesgos a la salud y el medio ambiente durante dicha gestión
Resolución MVCT 1045 de 2003	Esta resolución adopta la metodología para la elaboración de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos, PGIRS.
Resolución N° 1045 / 2003	Metodología para la elaboración de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos PGIRS, establece

	<p>los plazos para iniciar la implementación de los PGIRS y para la clausura y restauración ambiental de los botaderos a cielo abierto y de los sitios de disposición final de Residuos Sólidos que no cumplan con la Normatividad Vigente a su adecuación a Rellenos Sanitarios.</p>
<p>Decreto 1443 de 2004</p>	<p>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.</p>
<p>Decreto 4741 DE 2005 (diciembre 30)</p>	<p>Por el cual se reglamenta parcialmente la prevención y el manejo de los residuos o desechos peligrosos generados en el marco de la gestión integral.</p>
<p>Resolución 1362 de 2007</p>	<p>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.</p>
	<p>Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -</p>

<p>Decreto 3930 de 2010 y sus modificatorios</p>	<p>Parte III - Libro II del Decreto - Ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones". Se establecen los lineamientos relacionados con la gestión de vertimientos, en caso de que estos se presentarán, y se establecen los parámetros para la formulación de los Planes de Reversión a Tecnologías Limpias en Gestión de Vertimientos.</p>
<p>Decreto 3930/2010</p>	<p>Establece los valores límites máximos permisibles que deberán cumplir los vertimientos puntuales a las aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público</p>
<p>Resolución 1390 del 2005, Resoluciones 1684 de 2008, 1822 de 2009, 1529 de 2010. Resolución 1890 de 2011.</p>	<p>Establece directrices y pautas para el cierre, clausura y restauración o transformación técnica a rellenos sanitarios y se fortalecen medidas de control sobre formas no adecuadas de disposición final.</p>
<p>La Resolución 0631 del 17 de marzo de 2015 del ministerio del Ambiente y Desarrollo sostenible</p>	<p>estableció los parámetros y los valores límites máximos permisibles de parámetros fisicoquímicos para vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y sistemas de alcantarillado público, aunque no determino valores máximos para parámetros microbiológicos</p>

Fuente: Autora.

3.4. ESTADO DEL ARTE

REMOCIÓN BIOLÓGICA DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y FÓSFORO EN UN SISTEMA TIPO ANAEROBIO-ANÓXICO-AEROBIO

Este trabajo muestra los resultados experimentales de una serie de procesos biológicos unitarios para la remoción conjunta de materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y fósforo (P), empleando un sustrato sintético similar al agua residual doméstica de concentración media. La aplicación de sistemas de tratamiento combinado (A2O), con adición de material de soporte, permite comprobar la alta eficiencia de eliminación simultánea de materia orgánica y de nutrientes (N y P) en el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico. (Maribel Gonzales & Julio Cesar Saldarriaga, 2008)

COMPOSICIÓN Y USO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA EN REACTORES A ESCALA DE LABORATORIO

Se definió la composición de un sustrato sintético para ser utilizado en reactores a escala de laboratorio. La fracción orgánica fue compuesta por extracto de carne, sacarosa, almidón, celulosa e aceite y la fracción inorgánica constituida por compuestos minerales normalmente encontrados en este tipo de aguas residuales. Ensayos de biodegradabilidad anaerobia constataron eficiencia de remoción de la Demanda Química de Oxígeno de 73%, valor similar al encontrado con el uso de reactores anaerobios continuos. A partir de los resultados obtenidos, se propone el uso del sustrato sintético con la composición definida en este trabajo, en estudios a escala de laboratorio sobre aspectos específicos del tratamiento anaerobio de estos residuos. (Torres Lozada, Foresti, & Vallozer)

RENDIMIENTO DE UN FILTRO ANAERÓBICO DE FLUJO ASCENDENTE EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DE LA CARNE FRÍA

El tratamiento de aguas residuales de la industria de la carne fría se realizó en un filtro anaeróbico de flujo ascendente (UAF) analizando el efecto de las características físico-químicas de las aguas residuales, que contiene altas concentraciones de materia orgánica expresadas como demanda química total de oxígeno (COD) (3500 mg/L y la demanda bioquímica de oxígeno total (BOD) (2035 mg/L el aceite de grasa y grasa (FOG) (1114 mg/L en sales de adición de (nitrógeno y fósforo), aditivos, colorantes, aromas y otros. La biomasa utilizada se adaptó previamente a los residuos de carne fría- agua en un reactor discontinuo Se redujo las concentraciones totales de DQO y de DBO total en un 81% y 87%, respectivamente, durante un período de 15 días y garantizando la disminución del tiempo de estabilización del UAF. Las eficiencias de eliminación de la DQO total y la DBO total alcanzaron el 84% y 88% respectivamente en el reactor UAF, funcionando a velocidades de carga orgánica que varían desde 1,17 a 3,5 kg DQO/ m³.día -1 a 37 ° C y pH 7; producción de metano en las condiciones en el período estable de operación alcanzaron 422 ml CH₄ (g DQO removida) Las características Físicoquímicas de las aguas residuales, en particular la concentración de nutrientes fue la adaptación de la biomasa y en la alcalinidad auto-generada, dos parámetros que contribuyeron al desempeño y estabilización del reactor. (Garcia, Leon Becerril, Del real Olvera, & lopez lopez, 2016)

LA DIGESTIÓN ANAEROBIA. ASPECTOS TEÓRICOS

Se hace una descripción general de los procesos microbiológicos que ocurren, plasmando las etapas metabólicas de la digestión y los grupos especies particulares que intervienen en cada una, así también como los parámetros fisicoquímicos que influyen en la eficiencia del proceso. Resaltan el análisis del pH, la temperatura, la composición del sustrato y el balance de nutrientes, los inhibidores y estimuladores del proceso. se plantean desventajas del proceso, asimismo como los subproductos del tratamiento y las características más importantes del mismo. En este proceso se deben controlar diferentes valores imprescindibles para el proceso y para su buen funcionamiento como son: composición del residual, temperatura y pH; este tipo de sistema asimila altas y bajas cargas orgánicas. (Acosta & Obaya Abreu, 2005)

BACTERIAS ANAEROBIAS: PROCESOS QUE REALIZAN Y CONTRIBUYEN A LA SOSTENIBILIDAD DE LA VIDA EN EL PLANETA

Se realiza una revisión sobre los aspectos degradativos de materia orgánica, obtención de energía y nutrientes de las bacterias anaerobias. La importancia de estos microorganismos es el papel que desempeñan en los procesos que contribuyen al mantenimiento de la vida misma. Dentro del metabolismo para la descomposición de macromoléculas, estos microorganismos realizan varios procesos: Hidrólisis, Acetogénesis y metanogénesis, entre otros, cubren reacciones que se realizan dependiendo de las características particulares de la bacteria y de las funciones que cumplen dentro del ciclo degradativo, para la obtención de nuevos productos dependiendo de las rutas bioquímicas o procesos fermentativos que allí se desarrollan. (Corrales, Antolinez Romero, Bohorquez Macias, & Corredor Vargas, 2015)

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REACTORES DE LECHO FIJO UTILIZANDO AGUAS MIELES RESIDUALES DE TRAPICHES ARTESANALES

El sistema de filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFA) como unidad principal de tratamiento biológico en la degradación de azúcares, ofrece una buena alternativa por ser considerado eficiente, de relativos bajos costos de construcción, operación y mantenimiento, con el reto central de mantener las condiciones de hábitat adecuadas para el crecimiento de la biomasa al interior del reactor. Se evaluaron cuatro medios de contacto (concha marina, material sintético, material vitrificado y grava de río), a escala de laboratorio, para encontrar el lecho de soporte de FAFA más conveniente en condiciones controladas de temperatura, régimen de flujo y acondicionamiento previo del medio bacteriano. La concha marina y el material sintético ofrecen características de resistencia, durabilidad y facilidad de consecución y alcanzan remociones de materia orgánica mayores del 80%. Sin embargo, la concha marina alcanza las mayores remociones (89,7% para DQO y 87,8 % para DBO) gracias a su estructura física que ofrece un microambiente adecuado y por su composición química, fuente natural de alcalinidad y micronutrientes al sistema, lo que hace que se lo considere como el medio de contacto más adecuado para diseñar e implementar filtros anaerobios de lecho fijo en la industria artesanal panelera. (Cardenas Calvachi & Ramos Ramos, 2005)

EVALUACIÓN DE UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE PARA TRATAR AGUA RESIDUAL DE RASTRO

Este trabajo evalúa la factibilidad de aplicación de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) para tratar aguas residuales de rastro municipal para obtener parámetros de

diseño y operación de una planta de tratamiento a las aguas residuales generadas en el rastro municipal de Tizayuca, hidalgo, con el fin de determinar los parámetros cinéticos de remoción de carga orgánica presente en este tipo de agua residual. Finalmente, este trabajo de investigación demostró la factibilidad de utilizar un FAFA para tratar aguas residuales de rastros municipales alcanzando remociones de materia orgánica mayores al 86% y la oportunidad de aprovechar el CH₄ generado como una fuente de energía alterna, además de establecer las bases técnicas para el diseño y escalamiento. (Padilla Gasca, 2010)

TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE DESTILERÍA EN UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE

Se demostró la posibilidad de tratar efluentes de destilería en un filtro anaerobio de flujo ascendente, relleno con anillos raschig de cerámica, manteniendo un TRH de 8 horas, se aplicaron cargas orgánicas de 0,20 hasta 10,52 kg DQO/m³ día. Las eficiencias de remoción de la DQO fueron superiores al 65% empleando solo un paso por el reactor, para cargas inferiores a 7,32 kg DQO/m³ día y operando a temperaturas entre 20 y 25 ° C. Para cargas superiores de la eficiencia de depuración del sistema cayó al 42,4 %, indicando que sobrepasó el límite de operación del reactor para las condiciones impuestas. Se demostró que la inhibición del proceso no estuvo relacionada con la presencia de un contenido elevado de iones de sulfato en el residual (Rivera, Gonzales, Castro , Guerrero , & Nieves, 2002)

EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE UTILIZANDO AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS.

Se construyó un sistema piloto compuesto de dos unidades en serie de filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFAs) y de tres humedales artificiales; a los filtros se les aplicó un flujo continuo de aguas residual sintética, la primera parte del proyecto se aplicó una carga volumétrica COV 229,7 g DBO₅/m³.día la cual se reduce en un 50% aproximadamente en el segundo filtro tomando un valor de 115,3 g DBO₅/m³.día y en la segunda fase del proyecto esta carga se aumentó 1037,0 g DBO₅/m³.día en el filtro 1 y para el segundo filtro 520,6 g DBO₅/m³.día. Los resultados obtenidos indicaron que en promedio la remoción de materia orgánica fue de 62% en la primera parte y de 64% en la segunda parte. Esta investigación demuestra que este sistema tiene una mejor remoción de materia orgánica en cargas altas, además que es un sistema de bajo costo en diseño y mantenimiento, lo que hace que sea una alternativa de depuración de aguas residuales ideal. (Osorio Trujillo & Vasquez Botero, 2007)

EVALUACIÓN DE FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE (FAFAs) CON MEDIO DE SOPORTE EN GUADUA PARA LA REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE UN AGUA RESIDUAL SINTÉTICA

Este estudio presenta los resultados experimentales obtenidos en la evaluación de los FAFAs para la remoción de materia orgánica al variar la carga volumétrica (COV) aplicada y duplicar el tiempo de retención hidráulica (TRH) (Batero Correa & Cruz Oliveros, 2007)

Se han realizado diferentes investigaciones estos últimos años acerca de los filtros anaerobios de flujo ascendente en la universidad de pamplona en dirección del Ingeniero Julio Isaac Maldonado.

ESTIMACIÓN DEL VOLUMEN METANOGÉNICO REQUERIDO EN UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE SEPARADO EN DOS FASES (DI-FAFS) PARA EL PROCESO DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE UN LIXIVIADO

En otras investigaciones realizadas se ha pretendido optimizar el proceso de digestión anaeróbica en reactores de fases separadas dimensionadas subjetivamente, generalmente en función del tiempo de retención hidráulico (TRH) o de la carga orgánica volumétrica (COV) aplicada, por esta razón, este proyecto de investigación se orienta hacia la búsqueda de nuevos conocimientos y procedimientos microbiológicos y operativos que permitan aumentar la eficiencia en DI-FAFS de fases separadas por encima de los reportes conocidos (>80% DBO) y a encontrar criterios específicos de diseño de estos DI-FAFS óptimos.

La propuesta de investigación surge de lo expuesto por (Cohen, 1983) quien planteó que la digestión anaeróbica podía optimizarse realizando el proceso en dos fases, configurando el uso de FAFA separados y en serie, uno para la acidificación y otro para la metanogénesis. (Romero, 2001) premio Nacional de Ingeniería en Colombia también recomendó separar la hidrólisis y formación de ácidos grasos de la fermentación metanogénica a fin de mejorar la eficiencia del proceso de tratamiento, de los que no se conocen criterios específicos de diseño.

Los lixiviados provenientes del relleno sanitario los guayabales pueden ser sometidos a tratamientos biológicos en sistemas de fases separadas metanogénicas y no metanogénicas en los cuales se logran eficiencias > al 72% en la remoción del DQO. (Rodríguez chona & Maldonado, 2016)

TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS EN FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE DE DOS FASES (DI – FAFS)

Emplearon un sistema de filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI – FAFS). Según las características químicas y físicas del lixiviado utilizado, permitió clasificarlos como lixiviado joven, con concentraciones intermedias y unidades de pH superiores a 8. Estos filtros en la fase acida tienen alturas proporcionales al 20, 50 y 80% de la altura total del filtro y la fase metanogénica con alturas de 80, 50 y 20% que complementan la altura total del mismo.

Los DI-FAFS fueron operados con tres cargas orgánicas volumétricas (COV): alta: 3,71; media: 2,76 y baja: 1,80 Kg DQO/m³–día respectivamente, con temperaturas de 20, 27 y 34°C. Se empleó como parámetro de control, la medición eficiencia en la remoción de la DQO; el tiempo de retención hidráulico en los DI-FAFS fue de $18 \pm 0,5$ horas y eficiencia máxima obtenida de 72.86% en la remoción de DQO, logrado con una temperatura de 34°C y con una relación de alturas (fase acida/metanogénica) de 20/80, que determina igualmente relación de volúmenes de las fases ídem de 20/80. (Maldonado, Rodríguez chona, & Cajiao, 2015)

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, el cual aportó la población microbiológica básica para la formación de la biopelícula adherida que fue adaptada y aclimatada de manera natural para biodegradar el sustrato (lixiviado) del relleno sanitario LA CORTADA del municipio de Pamplona Colombia previamente caracterizado; reactores que se trabajaron a la temperatura óptima de 34°C aplicando tres cargas volumétricas diferentes hasta alcanzar condiciones de estado estable teniendo como parámetro de control el porcentaje de 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 Carillo, Serrano Garcia, & Maldonado, 2016)

BIOTRATAMIENTO DE LIXIVIADOS CON MICROORGANISMOS ANAEROBIOS MESÓFILOS EN FILTROS DE TRES FASES

En esta investigación se evaluó, 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.

Concluyendo que el diseño óptimo para un TRI-FAFS en cuanto al volumen de sus fases es; fase no metanogénica igual al 20% del volumen útil total del filtro, dividiendo esta fase en dos fases iguales las cuales son (Hidrolisis + Acidogénesis) igual 50% y Acetogénesis igual 50%, porcentajes que corresponde al volumen óptimo de estas fases y la fase metanogénica debe mantener un volumen del 80%, comprobando estudios ya realizados por Francly Serrano y Yurany Leal que lleva por título “Biotratamiento de Lixiviado en Sistemas Anaerobios de Tres Fases” (Leal Carillo, Serrano Garcia, & Maldonado, 2016) en el trabajo de investigación anterior.

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 90%. (Lopez Sepulveda, Jimenez Rojas, & Maldonado, 2017)

4. METODOLOGÍA

El presente proyecto está encaminado a comprender la evaluación de un Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente en tres fases (TRI-FAFS) a escala laboratorio para el biotratamiento de un agua orgánica sintética, donde su principal objetivo fue analizar el tratamiento con el cual los microorganismos reaccionan a la influencia de la variable temperatura ambiente durante la remoción de materia orgánica, como factor determinante dentro del proceso en un filtro anaerobio ya preexistente con dimensiones de los TRI-FAFS diseñado a escala piloto.

Por lo tanto, el proyecto realiza una comparación de temperaturas y de cargas contaminantes, para poder realizar un análisis de la temperatura óptima en el reactor anaeróbico de tres fases permitiendo lograr la mayor eficiencia en términos de remoción de carga orgánica (DQO).

De acuerdo con lo generalizado anteriormente, se plantea de manera detallada el desarrollo de las siguientes actividades:

4.1. COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO

4.1.1. Composición del Agua orgánica sintética

Se presenta una propuesta de sustrato; la composición de agua orgánica sintética preparada con fines de uso en laboratorio y en reactores modelo TRI-FAFS. Se identificaron las características fisicoquímicas del agua orgánica sintética para verificar su comportamiento en la bioquímica de los reactores anaerobios en términos de DQO.

4.1.2. Demanda Teórica de Oxígeno de las sustancias empleadas para el agua orgánica sintética

Cuando se conoce la fórmula química de la materia oxidable del agua residual, es posible cuantificar estequiométricamente la demanda teórica de oxígeno el procedimiento básico es suponer la ocurrencia de las siguientes reacciones químicas: (Romero, 2008)

Tabla 9. Reacciones que determinan la demanda teórica de oxígeno

Materia Oxidable en agua residual	Reacciones
1. El carbono es oxidado en CO ₂	$C + O_2 = CO_2$
2. El nitrógeno orgánico es convertido en amoníaco	$N_{ORG} \rightarrow NH_3$
3. El amoníaco es oxidado en nitritos y nitratos	$N^{+3} + 2 O_2 = N^{+5}$
4. El azufre o sulfuros es oxidado a sulfatos	$S^{=} + 2 O_2 = S_4^{=}$
5. El fósforo es oxidado en fosfatos	$S + 2 O_2 = SO_4^{-3}$
6. El hidrógeno es convertido en agua	$2H_2 + O_2 = 2H_2O$

Fuente: (Romero, 2008)

La DTO es la sumatoria del oxígeno requerido para la oxidación de cada componente.

4.1.3. Caracterización del residuo orgánico complejo a tratar (agua orgánica sintética)

La caracterización del agua orgánica sintética se realiza después de su preparación y se analiza en el laboratorio de Control y Calidad de la Universidad de Pamplona, mediante técnicas analíticas establecidas en el estándar métodos (Wastewater, 1960) donde se evaluarán las concentraciones de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de ese residuo líquido orgánico complejo, determinando en lo posible los siguientes

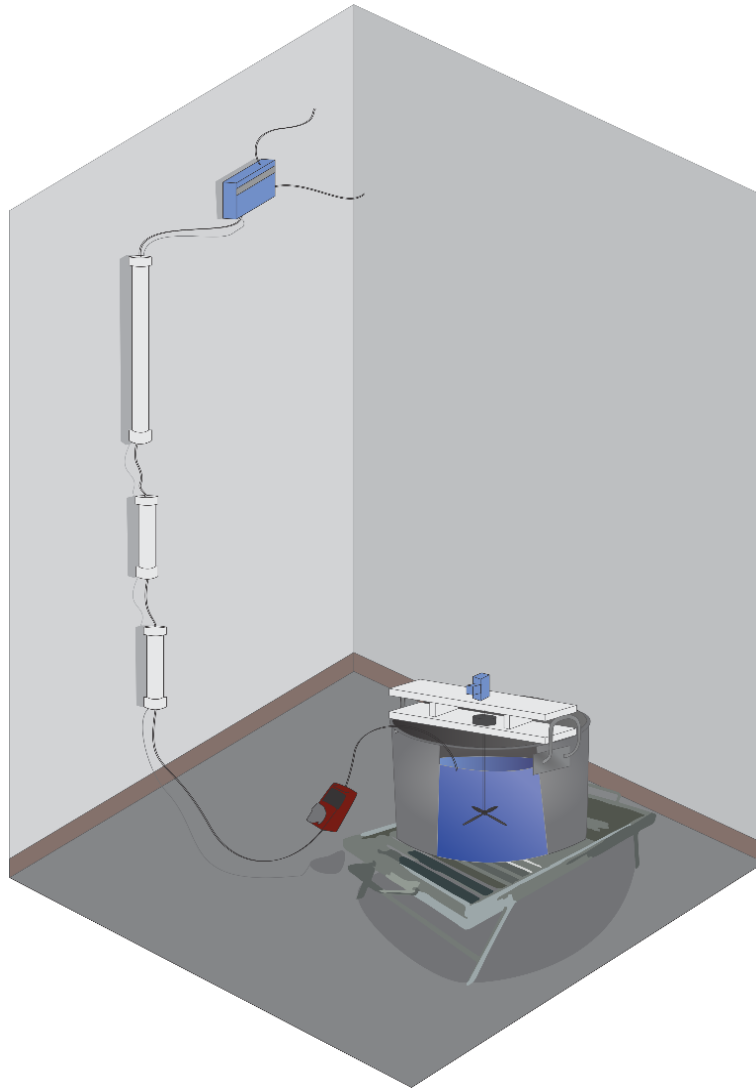
parámetros: DBO₅, DQO, pH, Alcalinidad, Acidez, Dureza, Fosfatos, Conductividad y Nitritos

4.2. MONTAJE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DEL AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA

4.2.1. Sistema de Alimentación de los Reactores

El sistema de alimentación de los reactores está compuesto por tres depósitos de 40 litros, con un motor eléctrico de eje vertical que induce la agitación permanente en el sustrato depositado, por medio de ejes con hélices, movidos por poleas; que mantienen en constante movimiento el sustrato; el cual es calentado por medio de resistencias con control electrónico termóstato que mantiene de manera permanente la temperatura programada. El sistema de alimentación se realiza por bombeo que succiona el agua orgánica sintética de los tanques de almacenamiento y los impulsa a los reactores, ingresando por la parte inferior de los mismos, manteniendo siempre el flujo ascendente. Estas bombas electro dosificadoras (3 unidades), están todas soportadas sobre una estructura metálica. En la Ilustración 7 se muestra el sistema de alimentación mencionado:

Ilustración 7. Sistema de Operación y alimentación de un filtro anaerobio de flujo ascendente TRIFAS



Fuente: Autora

4.2.2. Preparación del sustrato de alimentación

El sustrato sintético preparado anteriormente, se le realiza la medición de la DQO con el fin de conocer la concentración de materia orgánica que este posee para luego hacer soluciones con las concentraciones requeridas, empleando la siguiente ecuación:

$$V_1 \cdot C_1 = V_2 \cdot C_2$$

$$V_1 = \frac{V_2 \times C_2}{C_1}$$

C_1 = Concentración original del agua orgánica sintética

V_1 = Volumen utilizado para diluir

C_2 = Concentración requerida del agua orgánica sintética

V_2 = Volumen final del agua orgánica a diluir

4.2.3. Disposición y montaje de los TRI-FAFS

El sistema TRI-FAFS está diseñado a escala laboratorio, se construyó empleando los siguientes materiales y equipos:

- 3 recipientes plásticos (capacidad 1 litro)
- Recipientes de almacenamiento de aluminio (capacidad 40 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
- Sistema de poleas y correas

Sistema de bombeo

- 3 bombas peristálticas

Los filtros anaerobios de tres fases (TRI-FAFS) utilizados en este proyecto son de las mismas dimensiones empleados en el trabajo de investigación titulada “BIOTRATAMIENTO DE LIXIVIADOS CON MICROORGANISMOS ANAEROBIOS MESÓFILOS EN FILTROS DE TRES FASES” por (Lopez Sepulveda, Jimenez Rojas, & Maldonado, 2017) donde tomaron como base un filtro anaerobio de flujo ascendente en tres fases (FAFA) con una altura máxima de 1,5 metros y una altura útil del medio de soporte de 1,20 m, quedando construidos los filtros anaeróbicos divididos en tres fases como se detalla a continuación.

Los Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) tienen como finalidad alcanzar su estado estable, y tienen como objetivo biodegradar la mayor cantidad de carga orgánica presente en el sustrato sintético. Para el diseño y construcción se tuvo presente la recomendación dada por los Investigadores Maldonado J.I., Rodríguez J.A, 2015, en el trabajo realizado con filtros anaeróbicos divididos en dos fases donde la fase no metanogénica en (Hidrolisis + Acidogénesis y Acetogénesis) que corresponde al 20% del

volumen útil total del reactor y manteniendo el volumen útil en la fase metanogénica óptima con un equivalente al 80% del volumen total del filtro. (Maldonado, Rodríguez chona, & Cajiao, 2015)

Las dimensiones de los reactores son

- Altura útil total del filtro = 1.2 m
- Diámetro del filtro = 2 ½”
- Área del filtro = 0.00331831m²
- Volumen útil del filtro = 4 L
- Volumen de cada tanque de alimentación = 40L

4.2.4. Disposición volumétrica de los TRI-FAFS

Se toma como punto de partida que en las investigaciones “BIOTRATAMIENTO DE LIXIVIADOS CON MICROORGANISMOS ANAEROBIOS MESÓFILOS EN FILTROS DE TRES FASES” por (Lopez Sepulveda, Jimenez Rojas, & Maldonado, 2017) y “BIOTRATAMIENTO DE LIXIVIADOS EN SISTEMAS ANAEROBIOS DE TRES FASES” por (Leal Carillo, Serrano Garcia, & Maldonado, 2016) concluyeron que en el reactor que mayor eficiencia se obtenía es ; fase no metanogénica igual al 20% del volumen total del filtro, dividiendo esta fase en dos fases iguales las cuales son (hidrolisis + Acidogénesis) igual 10% del volumen total del reactor y la fase de Acetogénesis igual 10% del volumen total del filtro, porcentajes que corresponden al volumen óptimo de estas fases y la fase metanogénica debe mantener un volumen del 80% obteniendo eficiencias por encima del 89%.

Se empleo este volumen por la mayor eficiencia que presento en los anteriores estudios, también por su facilidad de operación y minimización de costos.

Por lo tanto, para la disposición volumétrica de los reactores: se tomó como referencia lo planteado anteriormente:

Fase 1 = Hidrolisis + Acidogénesis (10%)

Fase 2 = Acetogénesis (10%)

Fase 3 = Metanogénesis (Volumen Óptimo Constante 80%)

Está por confirmar mediante estudios moleculares de prevalencia microbiana que en cada fase ocurren los procesos de digestión anaerobia.

4.2.5. Caudales

Se alimentaron los tres depósitos con 40L de agua orgánica sintética con su carga orgánica volumétrica respectivamente, posteriormente fue impulsado por las bombas peristálticas, pasando por unas micro válvulas que regulaban el caudal a 4ml/min en cada reactor, para garantizar tiempos de retención hidráulico (TRH) de 16 horas; el sustrato sintético es inducido hacia los filtros anaeróbicos a través de unas mangueras de 3/8". Al final del filtro el efluente sale por medio de unas mangueras donde se extrajeron las muestras y después el flujo es vertido.

4.2.6. Cargas Orgánicas Volumétricas

La composición del agua orgánica sintética presenta una concentración de materia orgánica aproximadamente de a 9950 mg DQO/l, es necesario realizar 3 soluciones para

lograr las concentraciones de DQO requeridas en cada uno de los tres tanques de alimentación de los TRI-FAFS.

Concentraciones requeridas.

Reactor 1 =3000mg DQO/L, COV Baja

Reactor 2 =5000 mg DQO/L, COV Media

Reactor 3 =7000 mg DQO/L, COV Alta

Para hallar las Cargas orgánicas volumétricas de cada una de las concentraciones se utiliza la siguiente ecuación.

$$COV = \frac{Q * [DQO]}{V_{REACTOR}}$$

COV= carga orgánica volumétrica

Q= Caudal que pasa por el reactor

[DQO]= concentración de la demanda química de oxígeno

V_{REACTOR}= Volumen en el reactor

4.2.7. Temperaturas

Para calentar el sistema se manejaron unas resistencias de estufas eléctricas de 110 voltios proporcionando calor a los tres tanques de almacenamiento para mantener la temperatura estable, es necesario llevar un control del sistema que implementado por Rodríguez J.A. y Maldonado (2015) y que utilizó (Leal Carillo, Serrano Garcia, & Maldonado, 2016) , (Lopez Sepulveda, Jimenez Rojas, & Maldonado, 2017) tipo invernadero para eliminar la incidencia de la temperatura ambiente (15°C) , manteniendo aislado todo el sistema

experimental; adicionalmente la perdida de calor del sistema se recuperó mediante la instalación de un ventilador de calefacción de 1500 W ubicado dentro del cerramiento plástico,

Se llevó un monitoreo día a día de las temperaturas con un termómetro manual y un termostato que registraba la temperatura ambiente y la temperatura de cada tanque que se requiere mantener constantemente. Se operaron con 3 temperaturas variables de 20°C, 27°C y 34°C siendo el rango ambiental de las bacterias mesófilas

4.3. OPERACIÓN DEL TRATAMIENTO LOS TRI-FAFS

4.3.1. Inoculación, adaptación y Arranque del sistema

Se selecciono estiércol de cerdo como inculo, en el laboratorio de aguas residuales de la universidad de pamplona, se procedió a la preparación de lodo inculo donde se mezcló 10 Kg de estiércol fresco y 20 litros de agua, esta mezcla después de unas horas se sedimentó y el clarificado se introdujo en los tres tanques de alimentación utilizando un volumen de 10 litros del clarificado para cada tanque; después se terminaron de llenar los tanques de alimentación con un volumen de 30 litros de agua residual (DQO = 559 mg/l) para un total de volumen de 40 litros en cada tanque.

Con la anterior composición de sustrato se alimentaron los 3 reactores TRIFAFS haciendo recircular durante tres días esta mezcla; una vez terminada la recirculación, se inició el proceso de adaptación de la biomasa a las condiciones del agua orgánica sintética; este proceso consistió en proveer una mezcla de agua residual y agua orgánica sintética

preparada en una relación volumétrica que se incrementó cada 24 horas en un 10% hasta llegar a un total de 100% de agua orgánica sintética preparada

4.3.2. Etapa de operación del sistema

La operación del reactor se inicia una vez superada la etapa de arranque y adaptación de la biomasa, cuando se alcanzan las condiciones de diseño de carga orgánica volumétrica y la eficiencia de remoción de materia orgánica proyectada. En esta etapa se espera que el reactor funcione en condiciones de estado estable, en el cual las variables de salida del sistema se mantienen relativamente constantes a pesar de las variaciones temporales en cantidad y calidad del afluente (Van Haandel A. y., 1994)

4.3.2.1. Determinación de Eficiencias

Teniendo en cuenta que los 3 reactores TRIFAFS se alimentan con 3 concentraciones iniciales de DQO respectivamente, se realizan los cálculos pertinentes determinando la eficiencia final de cada reactor. Utilizando la siguiente ecuación que permite cuantificar el porcentaje de eficiencia que es la siguiente.

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

E = Porcentaje de eficiencia

[DQO_i] = Concentración de DQO inicial

[DQO_f] = Concentración de DQO final

4.4. DETERMINACIÓN DE LA TEMPERATURA ÓPTIMA EN EL REACTOR ANAERÓBICO DE TRES FASES

Después de la estabilización del sistema a las temperaturas de 20°C, 27°C y 34°C, se analizan los datos de eficiencia de cada una de ellas, para determinar la temperatura óptima a la cual microorganismos degradan mejor la materia orgánica en el reactor anaeróbico de tres fases.

4.4.1. Monitoreo de la Carga Orgánica

Posteriormente de la circulación del sustrato por el FAFA se realiza un control de la DQO en el efluente para determinar la eficiencia de cada uno de los reactores anaerobios TRI-FAFS tomando este parámetro periódicamente.

Cuando los tres reactores se estabilizan con la temperatura y la carga orgánica volumétrica respectivamente, se calculan las eficiencias para obtener los valores predeterminados; comprobando la degradación de materia orgánica y analizando la mayor eficiencia en los tres reactores.

4.4.2. Medición de las Eficiencias en los Reactores

Terminada la estabilización de la última temperatura 34°C se procede a comparar las eficiencias de los 3 reactores, evaluados por medio del parámetro fisicoquímico DQO, realizado para cada temperatura 20, 27 y 34°C. Con las eficiencias obtenidas en cada temperatura podemos determinar la mejor eficiencia en la que trabaja el sistema.

4.4.3. Determinación de la mayor eficiencia en función de la temperatura

Con los resultados obtenidos de eficiencia en los 3 reactores se determina por medio de graficas la mayor eficiencia en cada una de las temperaturas y con las diferentes cargas contaminantes durante los muestreos del efluente del TRI-FAFS, analizando la degradación de la materia orgánica.

5. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados obtenidos después realizar los anteriores procedimientos, los cuales se tomaron consecutivamente para realizar tablas y gráficos que sirven como análisis en esta investigación, la finalidad del sistema TRI-FAFS ES remover la mayor cantidad de materia orgánica presente en el agua orgánica sintética preparada, reduciendo los índices de contaminación.

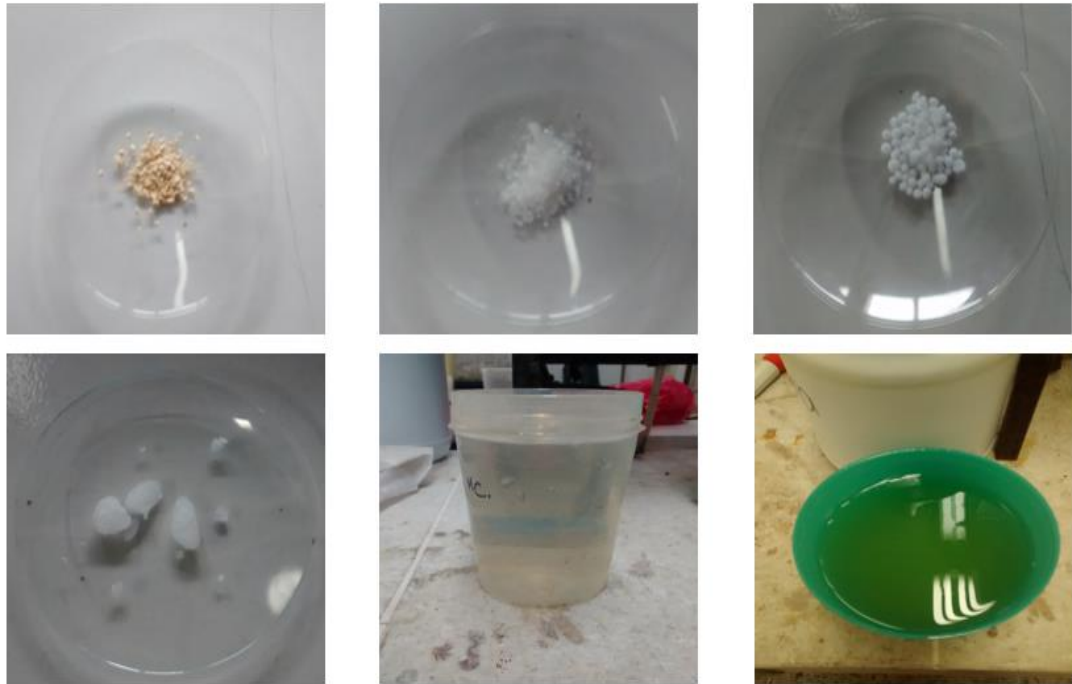
5.1. RESULTADOS DE LA COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA

5.1.1. Composición del sustrato sintético

La calidad del agua orgánica sintética preparada fue verificada por ensayos de biodegradabilidad cuyos resultados serán expuestos en su caracterización. Con base en la revisión bibliográfica acerca de la composición de aguas residuales en términos de proteínas, carbohidratos y lípidos, se preparó el sustrato sintético conteniendo componentes y enriqueciendo con soluciones de macro y micronutrientes debido a que estos también se encuentran en las aguas residuales.

Este sustrato sintético se compuso de elementos orgánicos como (Peptona de carne y sacarosa) e inorgánicos (urea, K_2HPO_4) y proporcionando elementos menores (ver ilustración 8 y tabla 10).

Ilustración 8. Preparación del agua orgánica sintética (peptona de carne, sacarosa, urea, K_2HPO_4 y elementos menores)



Fuente: Autora

Tabla 10. Composición del agua orgánica sintética

COMPOSICIÓN AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA (9950 mg/l DQO)	
Peptona de Carne	300 mg/l
$C_{12}H_{22}O_{11}$ - (Sacarosa)	600 mg/l
CH_4N_2O- (Urea)	110 mg/l
K_2HPO_4 - (Fosfato Dipotásico)	30 mg/l
Soluciones menores	100ml/l

Fuente: Autora

Para la preparación del sustrato se llevaron a cabo los siguientes pasos (Torres Lozada, Foresti, & Vallozer):

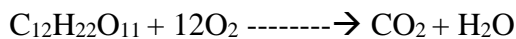
1. Se prepararon 3 composiciones altamente concentradas de cada una de las sustancias seleccionadas en 1 L con agua de la red de abastecimiento.
2. Se mezclaron en las 3 composiciones cada una de las sustancias empleando la alícuota establecida a partir de la DQO.
3. Se verificaron los valores de pH.
4. El sustrato sintético preparado se dejaba 24 horas a temperatura ambiente para permitir la formación de ácidos grasos volátiles (AGV) que se encuentran en las aguas residuales.

5.1.2. Demanda Teórica de Oxígeno DTO

Conociendo la fórmula química de la materia oxidable del agua orgánica sintética preparada, se determina la demanda teórica de oxígeno de la sacarosa, urea y fosfato dipotásico.

5.1.2.1. Sacarosa

[600mg/L]

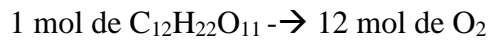


PM $C_{12}H_{22}O_{11}$ = 342,2965 g/mol

600 mg → 0,6 g

$$0,6 \text{ g} * \frac{1 \text{ mol}}{342,2965 \text{ g}} = 1,75 * 10^{-3} \text{ mol de } C_{12}H_{22}O_{11}$$

Estequiometria: Oxígeno que requiere la sacarosa:



$$X = 0,0210 \text{ mol de } O_2$$

$$PM \ O_2 = 32 \text{ g/mol}$$

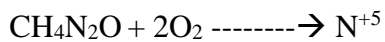
$$Masa = Moles * PM = 0,0210 \text{ mol de } O_2 * \frac{32 \text{ g}}{\text{mol}} = 0,673 \text{ g} = 673 \text{ mg}$$

DTO $C_{12}H_{22}O_{11}$ = 336 mg/L

Se efectúa el mismo procedimiento para la urea y el fosfato dipotásico:

5.1.2.2. Urea

[110mg/L]



$$PM \ CH_4N_2O = 60,06 \text{ g/mol}$$

$$110 \text{ mg} \rightarrow 0,11 \text{ g}$$

DTO CH_4N_2O = 117, 216 mg/L

5.1.2.3. Fosfato dipotásico

[30mg/L]



$$PM \ K_2HPO_4 = 174,2 \text{ g/mol}$$

30mg → 0,03g

DTO K_2HPO_4 = 11,02 mg/L

5.1.3. Caracterización del sustrato sintético

La caracterización del agua orgánica sintética preparada se realizó mediante los análisis fisicoquímicos en el laboratorio de control de calidad de la Universidad de Pamplona, por medio de las técnicas analíticas estandarizadas, siguiendo lo establecido en el (Wastewater, 1960), los resultados se presentan en la tabla 10.

Tabla 11. Caracterización del agua orgánica sintética

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA			
Parámetro	Unidades	Valor	Métodos
DBO₅	mg/l	8000	5210 B. Prueba 5 días.
DQO	mg/l	9950	5220 D. Reflujo cerrado Método colorimétrico
DBO₅ /DQO	-	0.80	-
Ph	-	6.5-7.8	Potenciométrico
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /l	90	2320 B. Titulación
Acidez	mg CaCO ₃ /l	75	2310 B. Titulación
Dureza	mg CaCO ₃ /l	42	2340 C. Título Métrico de ESTA
Nitritos	mg N-NO ₂ ⁻ /l	0.074	4500-NO ₂ . C calorimétrico
Fosfatos	mg PO ₄ ³⁻ /l	10.9	4500-P C calorimétrico
Conductividad	μS/cm	173.8	2510

Fuente: Autora

5.2. RESULTADOS MONTAJE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO TRIFAFS

5.2.1. Preparación del sustrato de alimentación

Conociendo la concentración de materia orgánica que posee el agua orgánica sintética se preparan 3 soluciones para las concentraciones respectivamente, obteniendo la composición de cada concentración estipulada.

Tabla 12. Composición del agua orgánica sintética con su concentración estipulada de DQO

Componentes	Composición 1 (3000 ppm)	Composición 2 (5000 ppm)	Composición 3 (7000 ppm)
Peptona de carne (mg/l)	3600	6000	8400
Sacarosa (mg/l) (C₁₂H₂₂O₁₁)	7200	12000	16800
Urea (mg/l) (CH₄N₂O)	1320	2200	3080
Fosfato dipotásico(mg/l) K₂HPO₄	360	600	840
Elementos menores (ml/L)	1200	2000	2800

Fuente: Autora

5.2.2. Disposición y Montaje de los TRI-FAFS

El TRI-FAFS tienen como finalidad alcanzar su estado estable y tienen como objetivo biodegradar la mayor cantidad de carga orgánica presente en el sustrato sintético preparado. Según lo estipulado por (Maldonado, Rodríguez Chona, & Cajiao, 2015) el montaje del sistema es (ver ilustración 10)

Ilustración 9. Montaje del sistema, filtro anaerobio de flujo ascendente-sistema de alimentación del sustrato

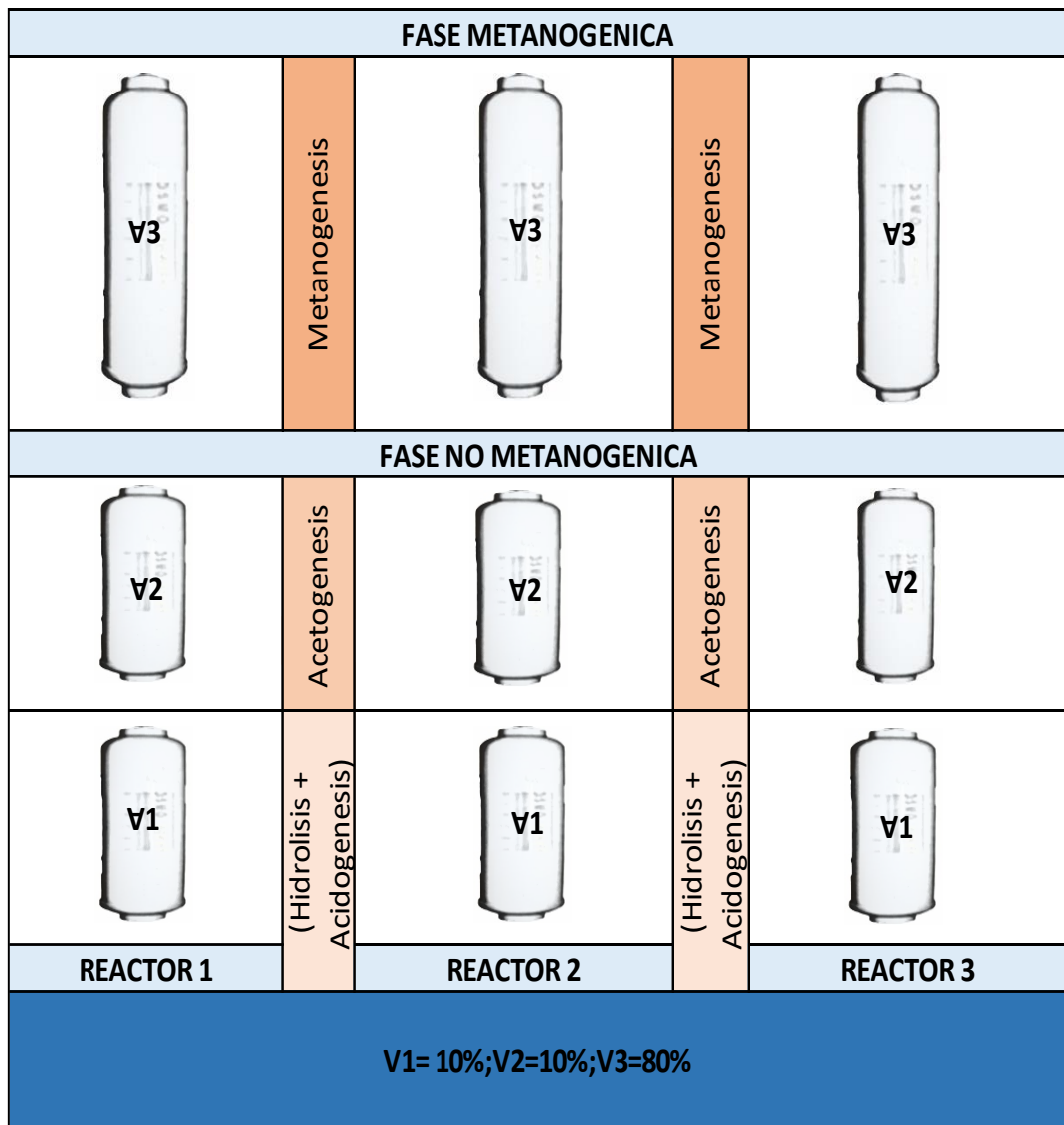


Fuente: Autora

5.2.2.1. Disposición volumétrica de los TRIFAFS

Según los estudios realizados, el sistema de filtros anaerobios TRI-FAFS con un volumen estipulado; (Leal Carillo, Serrano Garcia, & Maldonado, 2016) y (Lopez Sepulveda, Jimenez Rojas, & Maldonado, 2017) concluyeron que la mayor eficiencia se encontraba en el reactor con un volumen de casa fase(ver ilustración 10)

Ilustración 10. Disposición volumétrica de los reactores



Fuente: Autora

5.2.2.2. Cargas Orgánicas Volumétricas

Con las concentraciones respectivas de DQO y las características físicas del reactor, como el caudal (4ml/min) y volumen del reactor (3.8 litros) podemos conocer la carga orgánica volumétrica manejada en cada reactor respectivamente.

Concentraciones requeridas.

Reactor 1. [C]= 3000mg DQO/l, COV baja = 4,54 Kg/ m³dia

Reactor 2. [C]= 5000 mg DQO/l, COV Media 7,5 Kg/ m³dia

Reactor 3. [C]= 7000 mg DQO/l, COV Alta 10,6 Kg/ m³dia

5.3. OPERACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO TRIFAFS

5.3.1. Inoculación, adaptación y Arranque del sistema

El arranque de un reactor anaerobio es el periodo de tiempo durante el cual la biomasa anaerobia se adapta en cantidad y calidad a las características del sistema. La duración de la etapa de arranque dependerá del tiempo que se requiera para obtener una calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente, que no varíe cualitativamente con el tiempo. Generalmente se identifica el final del arranque en lo que respecta a biomasa, con la aparición del fenómeno de granulación y/o formación de un floc o biopelícula estable. El arranque inicia con la aplicación del inóculo y después variando las cargas orgánicas cambiando un volumen progresivo de 10% de agua orgánica sintética preparada como se muestra en la tabla 13.

Tabla 13. Adaptación de la Biomasa en condiciones del agua orgánica sintética

Volumen tanque de alimentación=40 litros (Reactor 1, Reactor 2 y Reactor 3)				
AGUA ORGÁNICA SINTÉTICA			AGUA RESIDUAL	
FECHA	%	Volumen=Litros	%	Volumen =litros
19/09/2017	10	4	90	40
21/09/2017	20	8	80	36
23/09/2017	30	12	70	32
24/09/2017	40	16	60	28
25/09/2017	50	20	50	24
26/09/2017	60	24	40	20
27/09/2017	70	28	30	16
28/09/2017	80	32	20	12
29/09/2017	90	36	10	8
30/09/2017	100	40	-	-

Fuente: Autora

5.4. RESULTADOS Y ANÁLISIS A TEMPERATURA DE 20°C, 27°C Y 34°C.

Para el análisis de esta sección se tuvo en cuenta los parámetros de temperatura, pH, DQO, tiempo de estabilización y COV los cuales determinan la eficiencia en los 3 reactores respectivamente.

En el periodo de operación del reactor anaerobio con flujo ascendente TRI-FAFS, se determinó la eficiencia de remoción de materia orgánica, medida con el parámetro DQO.

En este lapso cada reactor respectivamente tiene una COV: carga orgánica baja de 4,54 Kg/m³-dia; carga orgánica media de 7,5 Kg/m³-dia y la tercera carga orgánica alta de 10,6 Kg/m³-dia, donde se analizó el tratamiento del agua orgánica sintética preparada en las temperaturas de 20°C, 27°C y 34°C obteniendo los siguientes resultados.

5.4.1. Comportamiento del pH

En el transcurso del trabajo investigativo, analizando el sistema con las temperaturas de 20°C, 27°C y 34°C correspondientemente, se determinó un valor de pH entre 6.5 - 7.8 del afluente y mayor 8 en el efluente aproximadamente comportándose igual para las tres cargas contaminantes, estas mediciones se realizaron desde el 17 de octubre hasta el 11 de diciembre. Cuando el sistema estabilizo la remoción de materia en la última temperatura 34 °C, se observa que la solubilización y acidificación parcial de los compuestos complejos del agua orgánica sintética preparada donde el efluente del TRI-FAFS tiene un pH mayor indicando la disminución de contenido de ácidos del sustrato.

5.4.2. Evaluación del TRI-FAFS, en función de la COV y la Temperatura

5.4.2.1. TEMPERATURA 20 °C

5.4.2.1.1. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Baja (4,54 Kg/m³.dia) Temperatura de 20°C

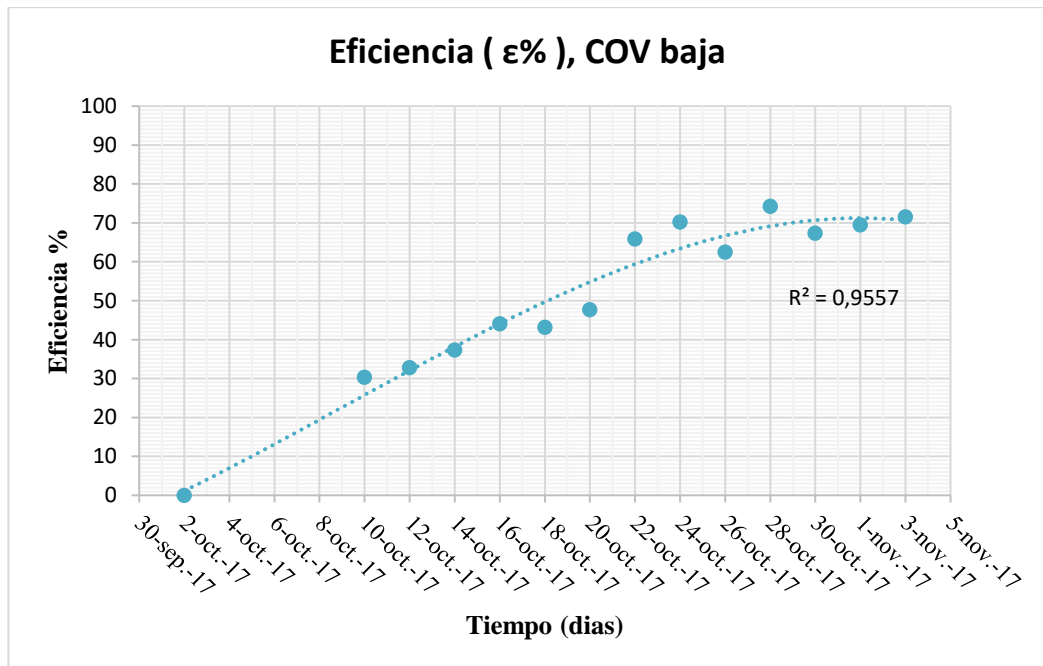
De acuerdo con la tabla 14, se presenta el grafico 1

Tabla 14. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 20°C

[] entrada (ppm)	3000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (ε%)
2/10/2017		
3/10/2017		
4/10/2017		
5/10/2017		
6/10/2017		
7/10/2017		
8/10/2017		
9/10/2017		
10/10/2017	2089	30,4
12/10/2017	2015	32,8
14/10/2017	1879	37,4
16/10/2017	1678	44,1
18/10/2017	1704	43,2
20/10/2017	1568	47,7
22/10/2017	1023	65,9
24/10/2017	892	70,3
26/10/2017	1126	62,5
28/10/2017	771	74,3
30/10/2017	980	67,3
1/11/2017	915	69,5
3/11/2017	854	71,5

Fuente: Autora

Grafico 1. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 20 °C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante baja de $4,54 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{dia}$, la mayor eficiencia que presento el grafico 1 en la temperatura de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ fue 74,3% estabilizando la remoción de materia orgánica en este porcentaje.

5.4.2.1.2. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Media ($7,5 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{dia}$) Temperatura de 20°C

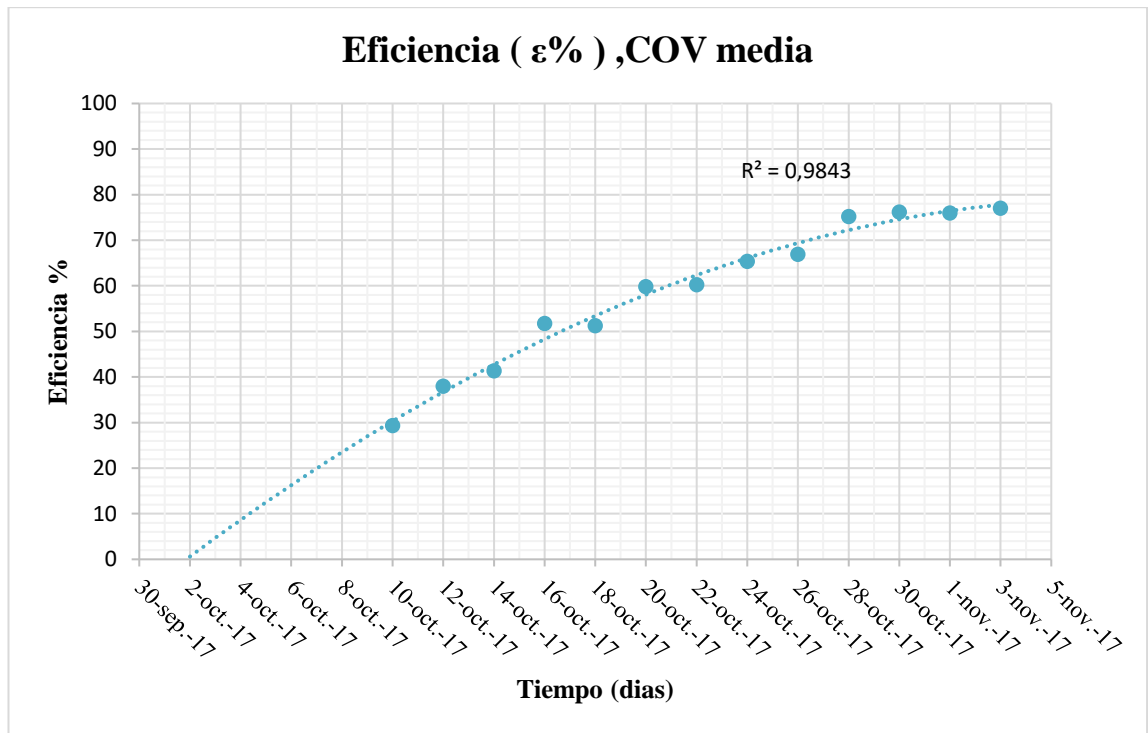
De acuerdo con la tabla 15, se presenta el grafico 2

Tabla 15. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 20°C

[] entrada (ppm)	5000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (ε%)
2/10/2017		
3/10/2017		
4/10/2017		
5/10/2017		
6/10/2017		
7/10/2017		
8/10/2017		
9/10/2017		
10/10/2017	3534	29,3
12/10/2017	3100	38,0
14/10/2017	2931,5	41,4
16/10/2017	2412,5	51,8
18/10/2017	2437,5	51,3
20/10/2017	2009,5	59,8
22/10/2017	1988,5	60,2
24/10/2017	1732,5	65,4
26/10/2017	1653,5	66,9
28/10/2017	1239,5	75,2
30/10/2017	1189,5	76,2
1/11/2017	1202	76,0
3/11/2017	1150	77,0

Fuente: Autora

Grafico 2. Eficiencia Vs Tiempo, COV media a 20 °C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante media de $7,5 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{día}$, la mayor eficiencia que presento el grafico 2 en la temperatura de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ fue 77% estabilizándose la remoción de materia orgánica.

5.4.2.1.3. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Alta ($10,6 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{día}$) Temperatura de 20°C

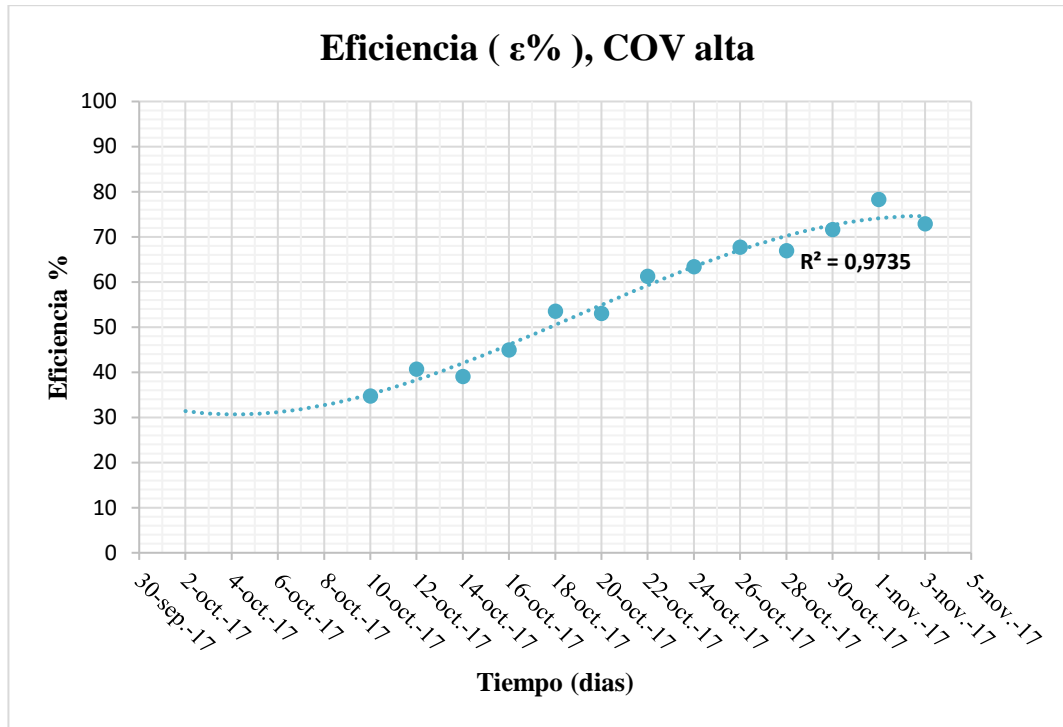
De acuerdo con la tabla 16, se presenta el grafico 3

Tabla 16. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 20°C

[] entrada (ppm)	7000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (ε%)
2/10/2017		
3/10/2017		
4/10/2017		
5/10/2017		
6/10/2017		
7/10/2017		
8/10/2017		
9/10/2017		
10/10/2017	4568	34,7
12/10/2017	4152	40,7
14/10/2017	4265	39,1
16/10/2017	3854	44,9
18/10/2017	3252	53,5
20/10/2017	3289	53,0
22/10/2017	2710	61,3
24/10/2017	2564	63,4
26/10/2017	2259	67,7
28/10/2017	2312	67,0
30/10/2017	1985	71,6
1/11/2017	1521	78,3
3/11/2017	1895	72,9

Fuente: Autora

Grafico 3.Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 20 °C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante alta de $10,5 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{dia}$, la mayor eficiencia que presento el grafico 3 en la temperatura de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ fue 78,6% estabilizándose la remoción de materia orgánica.

Los tres reactores operados en la temperatura $20 \text{ }^\circ\text{C}$ con cargas contaminantes diferentes baja, media y alta respectivamente, se observa un crecimiento en la eficiencia de remoción de materia orgánica en un rango de 70% a 80%, la operación de esta temperatura inicio el 2 de octubre donde la temperatura se estabilizo el 3 de noviembre; se tomaron 13 muestreos de DQO en cada reactor para determinar su respectiva eficiencia

5.4.2.2. TEMPERATURA 27°C

5.4.2.2.1. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Baja (4,54 Kg/m³.dia) a Temperatura de 27°C

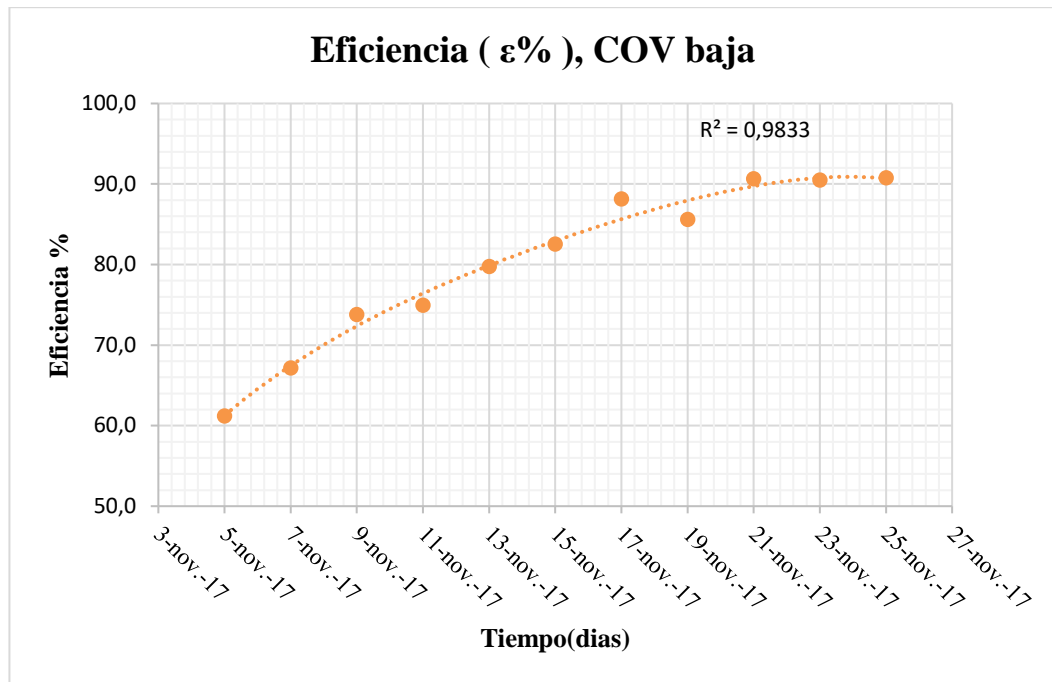
De acuerdo con la tabla 17, se presenta el grafico 4

Tabla 17. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 27°C

[] entrada (ppm)	3000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (ε%)
5/11/2017	1164	61,2
7/11/2017	985	67,2
9/11/2017	786	73,8
11/11/2017	751	75,0
13/11/2017	607	79,8
15/11/2017	524	82,5
17/11/2017	356	88,1
19/11/2017	432	85,6
21/11/2017	280	90,7
23/11/2017	285	90,5
25/11/2017	277	90,8

Fuente: Autora

Grafico 4. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 27 °C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante baja de 4,5 Kg/m³.día, la mayor eficiencia que presento el grafico 4 en la temperatura de 27 °C fue 90,8% estabilizándose la remoción de materia orgánica

5.4.2.2.2. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Media (7,5 Kg/m³.día) a Temperatura de 27°C

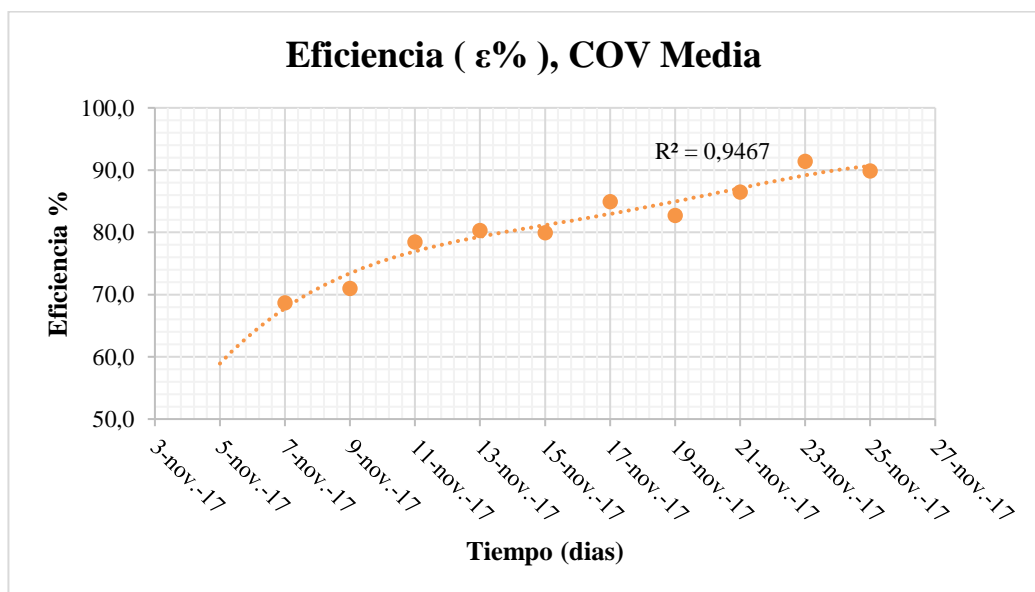
De acuerdo con la tabla 18, se presenta el grafico 5

Tabla 18. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 27°C

[] entrada (ppm)	5000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (ε%)
5/11/2017	1145	77,1
7/11/2017	1567	68,7
9/11/2017	1452	71,0
11/11/2017	1078	78,4
13/11/2017	986	80,3
15/11/2017	1005	79,9
17/11/2017	756	84,9
19/11/2017	865	82,7
21/11/2017	678	86,4
23/11/2017	432	91,4
25/11/2017	509	89,8

Fuente: Autora

Grafico 5. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 27 °C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante media de 7,5 Kg/m³.dia, la mayor eficiencia que presento el grafico 5 en la temperatura de 27 °C fue 91,4% estabilizándose la remoción de materia orgánica

5.4.2.2.3. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Alta (10,6 Kg/m³.dia) a Temperatura de 27°C

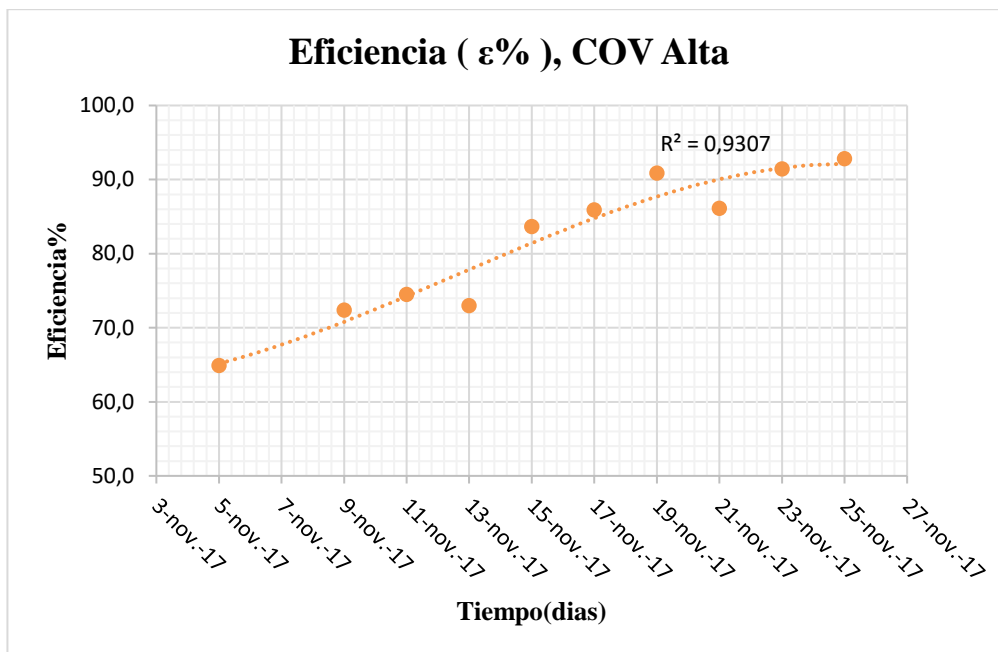
De acuerdo con la tabla 19, se presenta el grafico 6

Tabla 19. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 27°C

[] entrada (ppm)	7000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (%)
5/11/2017	2456	64,9
7/11/2017	2973	57,5
9/11/2017	1934	72,4
11/11/2017	1785	74,5
13/11/2017	1890	73,0
15/11/2017	1145	83,6
17/11/2017	986	85,9
19/11/2017	639	90,9
21/11/2017	972	86,1
23/11/2017	598	91,5
25/11/2017	501	92,8

Fuente: Autora

Grafico 6. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 27 °C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante alta de $10,6 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{día}$, la mayor eficiencia que presento el grafico 6 en la temperatura de 27 °C fue $92,8 \%$ estabilizándose la remoción de materia orgánica

Después de que la temperatura de 20 °C se estabilizo, Los tres reactores iniciaron su operación en la temperatura 27 °C con cargas contaminantes diferentes baja, media y alta, se observa un crecimiento en la eficiencia de remoción de materia orgánica mayor 88% ; la operación de esta temperatura se estabilizo el 25 de noviembre; se tomaron 11 muestreos de DQO en cada reactor para determinar su respectiva eficiencia

5.4.2.3. TEMPERATURA 34°C

5.4.2.3.1. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Baja (4,54 Kg/m³.dia) a Temperatura de 34°C

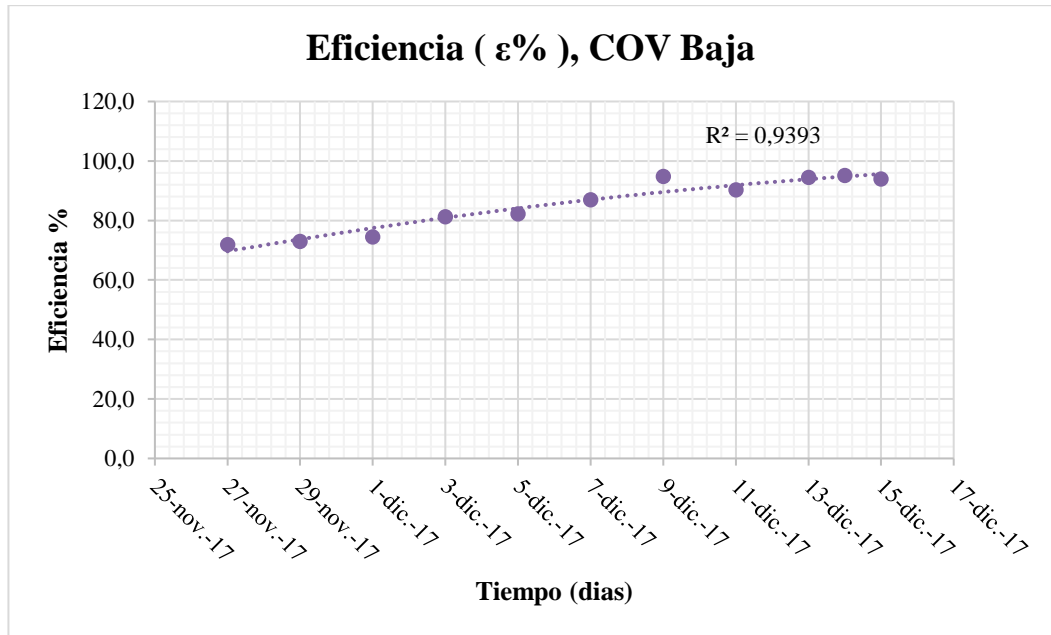
De acuerdo con la tabla 20, se presenta el grafico 7.

Tabla 20. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 34°C

[] entrada (ppm)	3000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (Ε%)
27/11/2017	842	71,9
29/11/2017	812	72,9
1/12/2017	765	74,5
3/12/2017	562	81,3
5/12/2017	534	82,2
7/12/2017	392	86,9
9/12/2017	156	94,8
11/12/2017	291	90,3
13/12/2017	165	94,5
14/12/2017	146	95,1
15/12/2017	183	93,9

Fuente: Autora

Grafico 7. Eficiencia Vs Tiempo, COV baja a 34 °C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante baja de 4,54 Kg/m³.dia, la mayor eficiencia que presento el grafico 7 en la temperatura de 34 °C fue 95,1% estabilizándose la remoción de materia orgánica

5.4.2.3.2. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Media (7,5 Kg/m³.dia) a Temperatura de 34°C

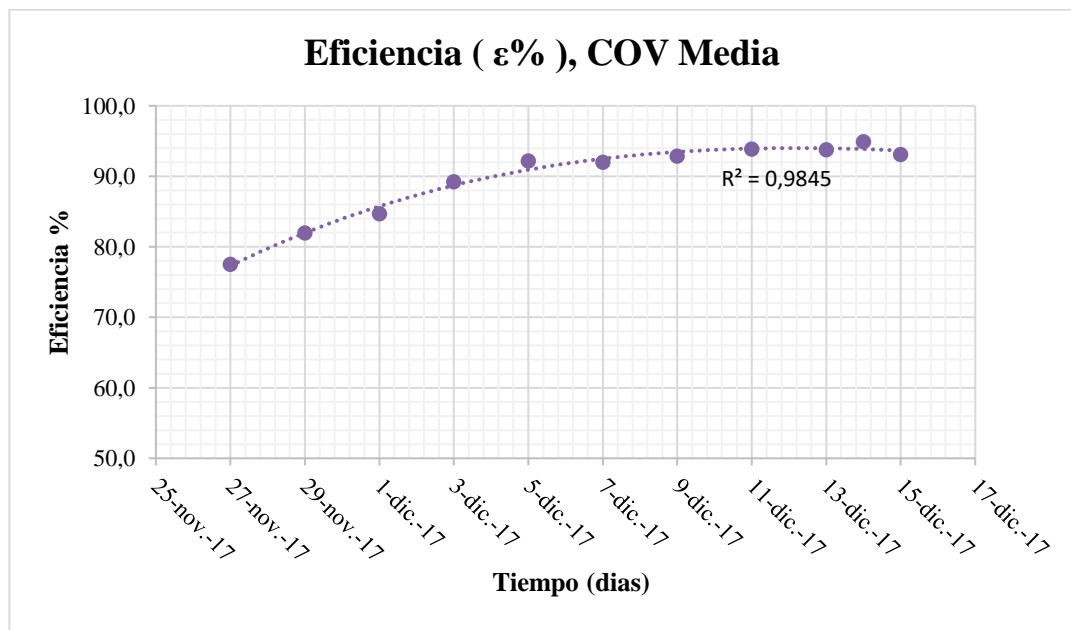
De acuerdo con la tabla 21, se presenta el grafico 8

Tabla 21. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 34°C

[] entrada (ppm)	5000	
Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (ε%)
27/11/2017	1124	77,5
29/11/2017	903	81,9
1/12/2017	765	84,7
3/12/2017	539	89,2
5/12/2017	391	92,2
7/12/2017	401	92,0
9/12/2017	356	92,9
11/12/2017	307	93,9
13/12/2017	312	93,8
14/12/2017	254	94,9
15/12/2017	345	93,1

Fuente: Autora

Grafico 8. Eficiencia Vs Tiempo, COV Media a 34°C



Fuente: Autora

Para la carga contaminante media de 7,5 Kg/m³.dia, la mayor eficiencia que presento el grafico 8 en la temperatura de 34 °C fue 94,9 % estabilizándose la remoción de materia orgánica

5.4.2.3.3. Comportamiento de la Carga Orgánica Volumétrica Alta (10,6 Kg/m³.dia) a Temperatura de 34°C

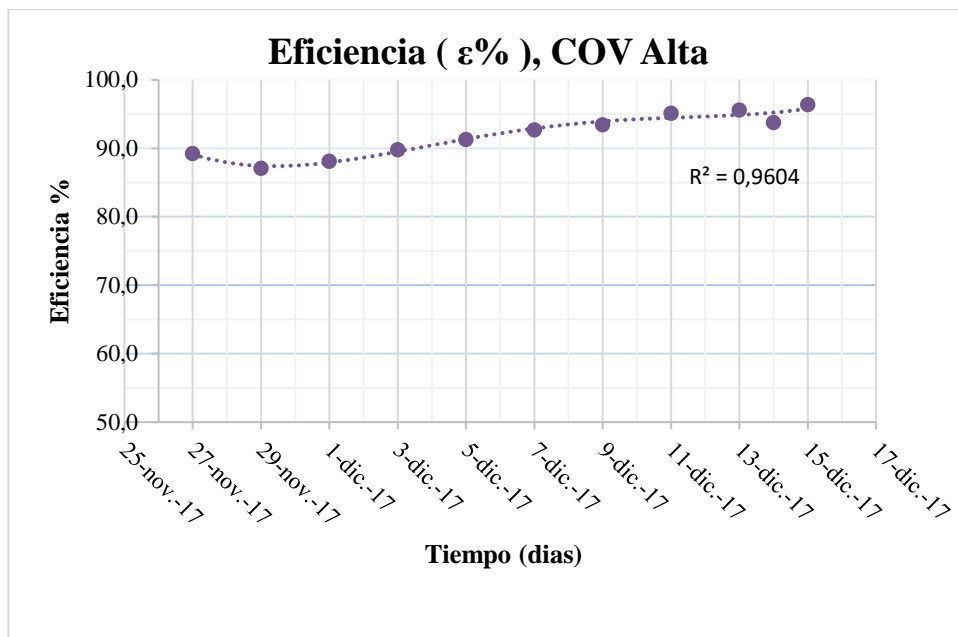
De acuerdo con la tabla 22, se presenta el grafico 9

Tabla 22. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 34°C

Tiempo (días)	[] Salida(ppm)	Eficiencia (ε%)
27/11/2017	752	89,3
29/11/2017	904	87,1
1/12/2017	832	88,1
3/12/2017	715	89,8
5/12/2017	609	91,3
7/12/2017	511	92,7
9/12/2017	458	93,5
11/12/2017	340	95,1
13/12/2017	309	95,6
14/12/2017	437	93,8
15/12/2017	253	96,4

Fuente: Autora

Grafico 9. Eficiencia Vs Tiempo, COV Alta a 34 °C



Fuente: Autora

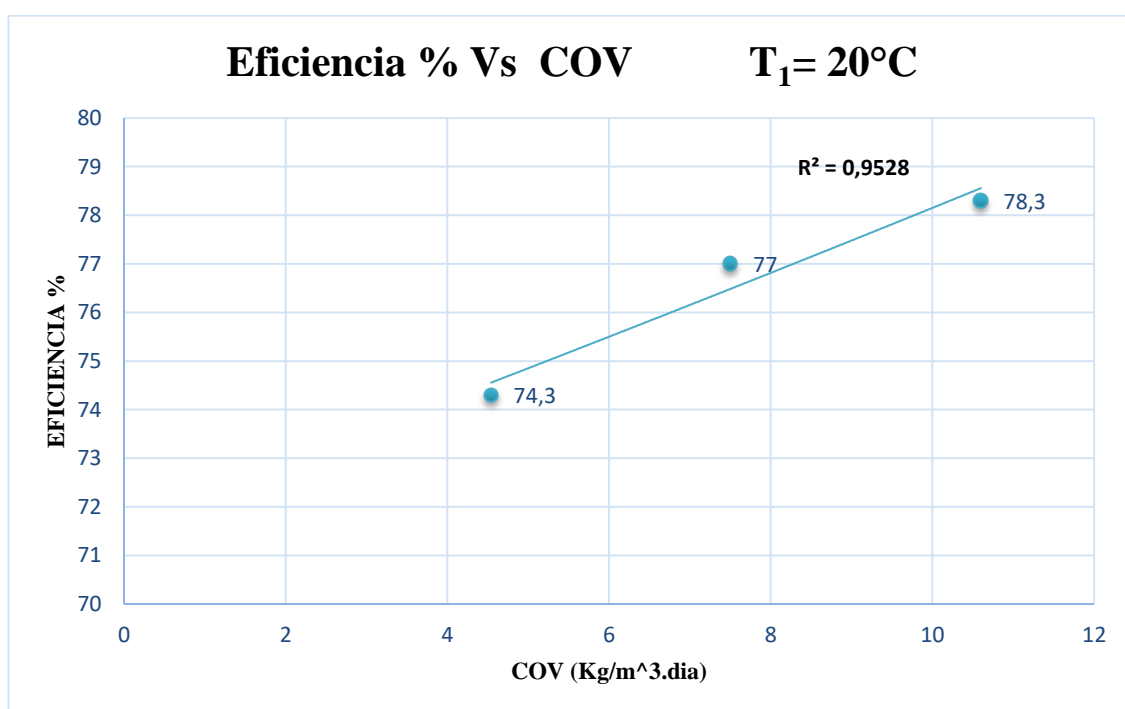
Para la carga contaminante alta de 10,6 Kg/m³.dia, la mayor eficiencia que presento el grafico 8 en la temperatura de 34 °C fue 96,4 % estabilizándose la remoción de materia orgánica

Finalizando esta investigación, después de que la temperatura de 27°C estabilizo la remoción de materia orgánica, los tres reactores iniciaron su operación en la temperatura final de 34°C, esta temperatura es donde los microorganismos presentes en el FAFA degradan ligeramente la materia orgánica presente en el sustrato sintético observando una eficiencia de remoción mayor al 90% y analizando la eficiencia de 11 muestreos de DQO en cada reactor.

5.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

5.5.1. Evaluaciones las eficiencias de los reactores vs carga orgánica volumétrica, para temperatura de 20 °C 27 °C y 34°C.

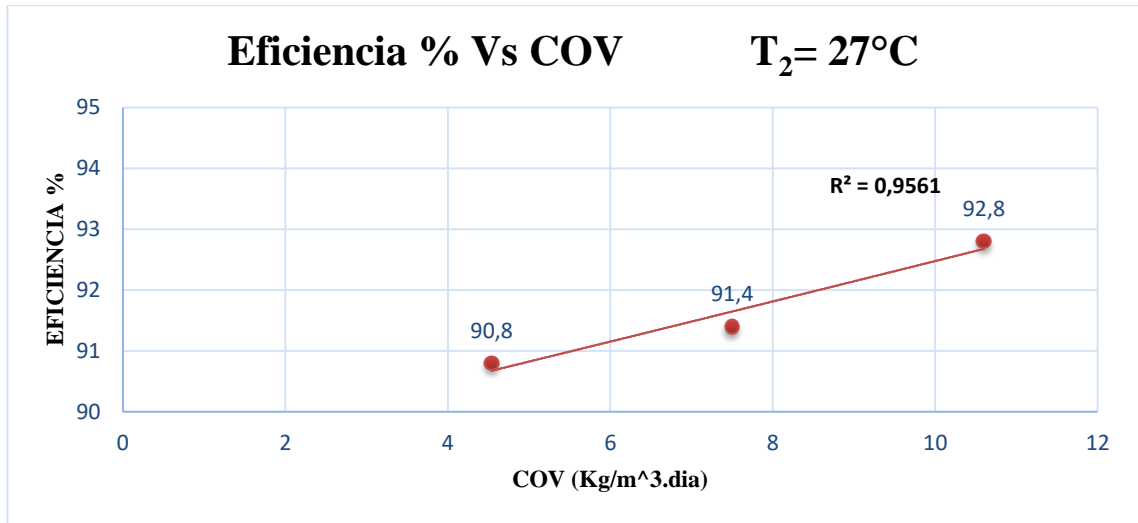
Grafico 10. eficiencia del reactor Vs COV, a la temperatura de 20°C



Fuente: Autora

En grafica 10 se analizan las máximas eficiencias que presentaron las cargas orgánicas volumétricas baja, media y alta a la temperatura de 20°C, se observa que la mayor eficiencia se encuentra en la carga contaminante alta y en el reactor 3 con un 78,3 % de remoción.

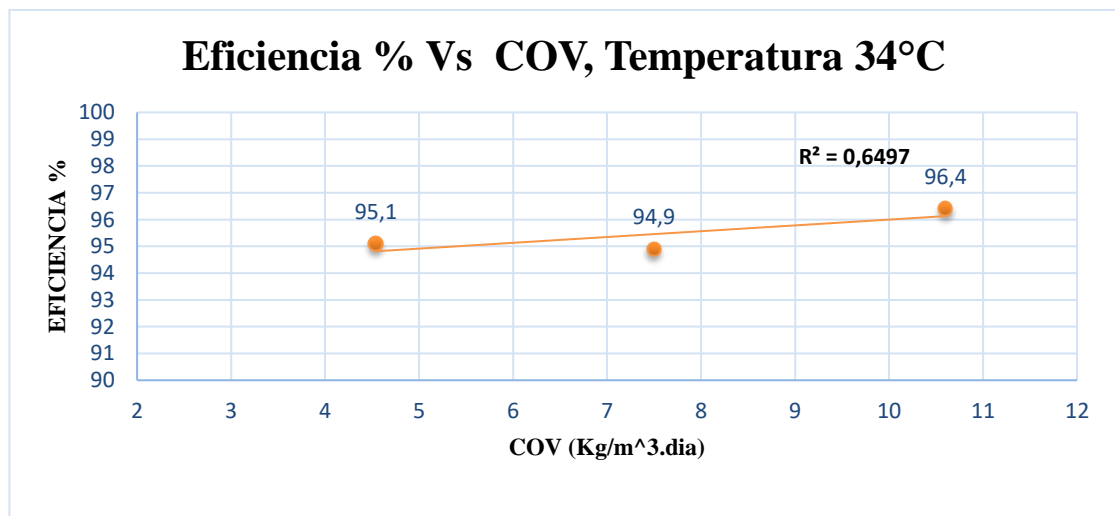
Grafico 11. Eficiencia del reactor Vs COV, a la temperatura de 27°C



Fuente: Autora

La grafica 11 se analizan las máximas eficiencias que presentaron las cargas orgánicas volumétricas baja, media y alta a la temperatura de 27°C donde se observa que la mayor eficiencia se encuentra en la carga contaminante alta y en el reactor 3 con un 92,8 % de remoción.

Grafico 12. eficiencia del reactor Vs COV, a la temperatura de 34°C



Fuente: Autora

La grafica 12 se analizan las máximas eficiencias que presentaron las cargas orgánicas volumétricas baja, media y alta a la temperatura de 34°C donde se observa que la mayor eficiencia se encuentra en la carga contaminante alta y en el reactor 3 con un 96,4 % de remoción.

5.5.2. Eficiencias máximas vs Temperatura

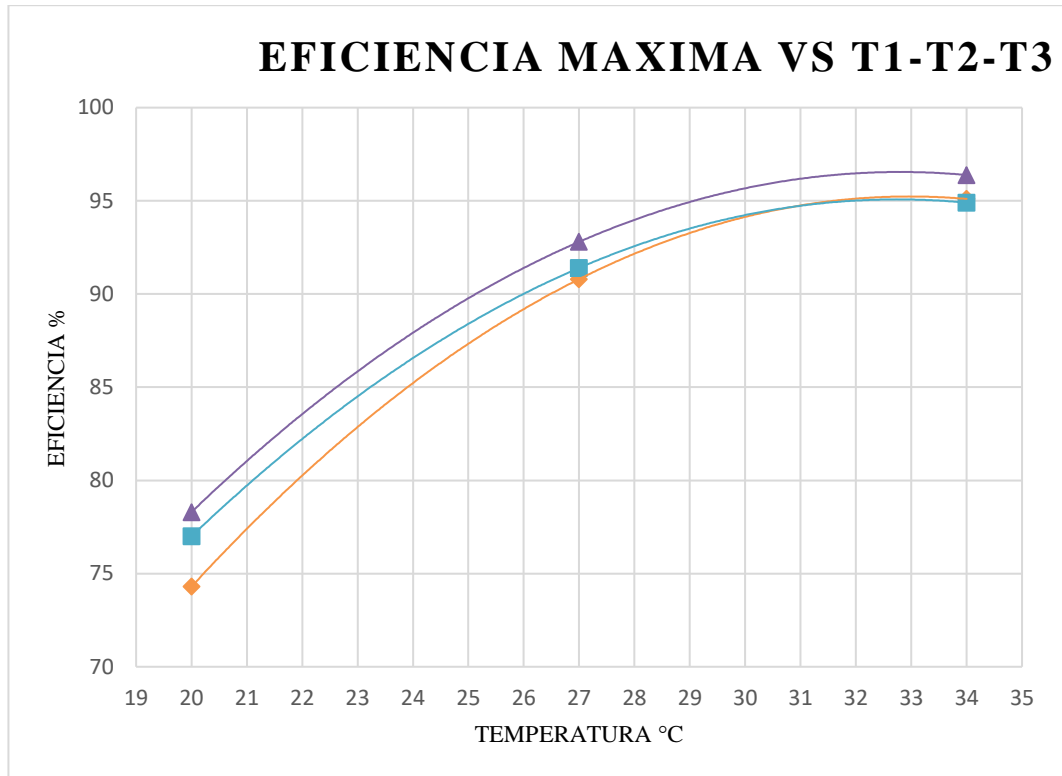
La tabla 23 explica el análisis del grafico 13.

Tabla 23. Eficiencias máximas Vs Temperatura 20°C, 27°C y 34°C

COV baja 4,54 (Kg/m³.dia)	
Temperatura	Eficiencia Máxima
20	74,3
27	90,8
34	95,1
COV 7,5 Media(Kg/m³.dia)	
Temperatura	Eficiencia Máxima
20	77
27	91,4
34	94,9
COV Alta 10,6(Kg/m³.dia)	
Temperatura	Eficiencia Máxima
20	78,3
27	92,8
34	96,4

Fuente: Autora

Grafico 13. Eficiencia máxima Vs Temperatura 20°C, 27°C y 34°C



Fuente: Autora

El grafico 13 demuestra las eficiencias máximas en cada reactor para cada temperatura 20°C, 27°C y 34°C, comprobando que a mayor temperatura y mayor carga orgánica volumétrica mayor será la eficiencia de remoción en el sistema TRI-FAFS, puesto que el microorganismo presente a una temperatura de 34°C tiene un comportamiento eficiente en la degradación de materia orgánica presente en el agua orgánica sintética preparada.

6. CONCLUSIONES

- La composición del agua orgánica sintética preparada; permitió en la caracterización determinar una relación de DBO/DQO de 0.8, factor de biodegradabilidad alto, facilitando a los microorganismos existentes en el TRIFAFS una fácil degradación de las sustancias aprovechadas de manera eficaz como alimento, fuente de energía para su metabolismo y reproducción; lo que se comprobó al obtener altas remociones.
- El trabajo de investigación permitió comprobar que el sistema de tratamiento TRIFAFS es viable para aguas sintéticas con altas concentraciones de materia orgánica reportando eficiencias similares a las obtenidas con este mismo sistema en sustratos diferentes (Lixiviados)
- El reactor TRIFAFS cuando se operó a una temperatura de 20°C con cargas de 4,5 Kg/m³.dia, 7,5 Kg/m³.dia y 10.6 Kg/m³.dia se obtuvieron eficiencias 74.3, 77 y 78,3 respectivamente en la remoción de materia orgánica medida en términos DQO
- El reactor TRIFAFS cuando se operó a una temperatura de 27°C con cargas de 4,5 Kg/m³.dia, 7,5 Kg/m³.dia y 10.6 Kg/m³.dia se obtuvieron eficiencias 90.8, 91.4 y 92.8 respectivamente en la remoción de materia orgánica medida en términos DQO
- El reactor TRIFAFS cuando se operó a una temperatura de 20°C con cargas de 4,5 Kg/m³.dia, 7,5 Kg/m³.dia y 10.6 Kg/m³.dia se obtuvieron eficiencias 95.1, 94.9 y 96.4 respectivamente en la remoción de materia orgánica medida en términos DQO

- Se concluye que el sistema opera bien a temperaturas mayores a 20°C, mejor a temperaturas de 27 °C y mucho más eficiente a temperaturas de 34°C donde los microorganismos degradan eficazmente la materia orgánica proporcionando eficiencias en el sistema entre 78 -90% en términos de DQO.
- El tiempo de retención hidráulica es un parámetro importante para el desempeño de los TRIFAFS; operando con TRH de 16 horas el TRI-FAFS logro eficiencias entre 78-90% lo que conlleva a diseñar y construir reactores de tamaños medianos comparados con otros sistemas.
- Los resultados obtenidos en esta investigación concluyen que el diseño óptimo para un TRIFAFS es el que tiene un volumen de 10% para la hidrolisis y Acidogénesis + 10% Acetogénesis y por último 80% para la metanogénesis para un total del 100% de volumen del reactor, confirmando los resultados de las investigaciones realizadas por (Leal Carillo, Serrano Garcia, & Maldonado, 2016) y (Lopez Sepulveda, Jimenez Rojas, & Maldonado, 2017) donde también se obtuvieron alta eficiencia en el sistema alimentados con lixiviados.
- Se comprobó que el TRIFAFS es un sistema viable para tratar aguas residuales con altas cargas orgánicas hasta de 10,6 con TRH de 16 horas y temperaturas mayores de 20°C.

7. RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar una identificación microbiana en cada fase para determinar genéticamente la clasificación de las bacterias presentes en cada una de ellas.
- Confirmar en estudios posteriores la hipótesis de que el reactor en la fase 1 tiene bacterias prevalentemente hidrolíticas y acidogénicas; que en la fase 2 las bacterias prevalentes son acetogénicas y en la fase 3 las bacterias son prevalentemente metanogénicas
- En los próximos estudios de este sistema, se recomienda emplear inóculos que contengan microorganismos pertenecientes a las diferentes fases de digestión anaerobia, aumentando el número de la población inicial para agilizar el proceso del sistema.
- Como se confirmó en el estudio anterior que los TRIFAFS son sistemas de tratamiento viables para cualquier sustrato orgánico se recomienda hacer una investigación a escala piloto.
- Adicional a el análisis de la remoción de materia orgánica se incentiva a que se haga seguimiento de la generación de biogás producido en los TRIFAFS, con un modulo de control para la cuantificación y aprovechamiento de este con el fin de realizar balance de masas.
- Continuar la investigación de los TRIFAFS variando sustratos orgánicos, aumentando cargas orgánicas volumétricas, empleando otro medio de soporte con mayor área superficial específica y reducción del tiempo de retención hidráulico para nuevos análisis de respuesta ante estas nuevas alternativas teniendo como fin TRIFAFS más eficientes y económicos.

8. Bibliografía

- Acosta, Y. L., & Obaya Abreu, M. (2005). La Digestion anaerobia, aspectos teoricos. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de azucar*.
- agua, C. N. (s.f.). *Diseño de plantas de aguas residuales municipales filtros anaerobios de flujo ascendente*.
- Agua, C. N. (s.f.). Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente. En *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (págs. 8-9). Mexico.
- Ahring, B. S. (1995). Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors. *Applied microbiological Biotechnology*. Vol. 43 (3), pag.559-565.
- Aisse, M. M. (1985). *Tratamiento de desagües domésticos en reactores de flujo ascendente en manto de lodos*. Lima: Organización Panamericana de la Salud.
- Alcaldía de Pamplona. (12 de 2 de 2017). Obtenido de Climate-Data.ORG: <https://es.climate-data.org/location/569/>
- Alcaldía. (2 de 9 de 2017). *Alcaldía de Pamplona - Norte de Santander*. Obtenido de [https://es.wikipedia.org/wiki/Pamplona_\(Colombia\)#/media/File:Colombia_Norte_de_Santander_location_map_\(%2Blocator_map\).svg](https://es.wikipedia.org/wiki/Pamplona_(Colombia)#/media/File:Colombia_Norte_de_Santander_location_map_(%2Blocator_map).svg)
- Aleman., J. (1 de 10 de 2004). Tratamiento físico-químico compacto de aguas residuales industriales. *Interempresas*, 1-5.
- Antonia, G. P. (2011). *Tratamiento de Lixiviados de Vertederos de Residuos Urbanos*. EAE.
- AWWA-WEF, A. (2005). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. USA: American Public Health Association.
- Barrena, A. S. (2014). *De residuo a Recurso*. Mexico: Mundi- Prensa.
- Batero Correa, Y., & Cruz Oliveros, E. (2007). EVALUACIÓN DE FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE (FAFAs) CON MEDIO DE SOPORTE EN GUADUA PARALA REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE UN AGUA RESIDUAL SINTÉTICA. Pereira.

- Bermejo, J. G. (2006). *Auxiliares de laboratorio*. España: Editorial MAD.
- Bermudez, J. (1998). *La Digestion Anaerobia*. España: Universidad de Murcia.
- Bitton, G. (2005). *Wastewater Microbiology*.
- Borzacconi, L. L. (1996). *IV seminario – taller latinoamericano Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Brasil. Degradación Anaerobia de Lixiviado de Relleno Sanitario y Postratamiento Aerobio*. Uruguay.
- Bruland. (1983). Trace elements in seawater. In: *Chemical oceanography*. . *Academic Press London*, 157-220.
- Cabildo, M. (2008). *Reciclado y tratamiento de residuos*. Madrid: Uned.
- Cardenas Calvachi, G. L., & Ramos Ramos, R. M. (2005). EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REACTORES DE LECHO FIJO UTILIZANDO AGUAS MIELES RESIDUALES DE TRAPICHES ARTESANALES. *Ciencia e Ingenieria Neogranadina*, 25-38.
- Castells, X. E. (2000). *Reciclaje de Residuos Industriales*. Madrid- España.
- Castrillón, L. (2008). *Tratamiento de lixiviados de vertederos de residuos urbanos*. España: Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos.
- Cohen, Y. (2001). Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material. *review. Bioresource Technology*, 257–274.
- Corrales, L. C., Antolinez Romero, D. M., Bohorquez Macias, J. A., & Corredor Vargas, A. M. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *NOVA*.
- Eckenfekder . W. (1989). *INDUSTRIAL WATER POLLUTION*.
- España, G. d. (6 de 5 de 2017). *Ministerio de agricultura y pesca, alimentacion y medio ambiente*. Obtenido de <http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Default.aspx>
- Fannin, K. (1987). “Start-up, operation, stability, and control”, en *Anaerobic digestion of biomass*. Editado por Chynoweth, D. Y y Isaacson, R. *Elsevier applied science LTD*.
- Fernandez, A. (2005). "La gestión integral de los residuos sólidos urbanos en el desarrollo sostenible local". *Revista Cubana de Quimica*, 35-40.

- Florez., M. G. (2 de 5 de 2010). *Competencia por sustrato durante el desarrollo de biomasa sulfatorreductora a partir de un lodo metanogénico en un reactor UASB*. Obtenido de Revista internacional de contaminación ambiental :
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992010000200002.
- Fuhs, C. (1975). *Bases Microbiológicas de Remoción de Fosfatos en Fangos Activados. Proceso para el Tratamiento de Aguas Residuales. Microbiología Ecológica*. Minnessota.
- Garcia, J. E., Leon Becerril, E., Del real Olvera, J., & lopez lopez, A. (2016). Rendimiento de un filtro anaeróbico de flujo ascendente en el tratamiento de aguas residuales de la industria de la carne fría. Mexico.
- Giraldo, E. (1997). TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS. *Universidad de los Andes*, 44- 55.
- Gonzalez, E. (1997). Evaluacion del Contenido en Mercurio en Diez Especies de Moluscos Bivalvos. *Informacion Tecnologica*, 75-80. Vol 8 N° 1.
- González., S. (6 de 9 de 2004). *Tratamiento de líquidos cloacales pre-sedimentados en un reactor UASB en regiones subtropicales*. Obtenido de <<http://www.cubasolar.cu/biblioteca/energia20/HTML/articulo03.htm>
- Hobson, P. (1990). 1990).“ The treatment of agricultural wastes”, En Anaerobic digestion: a waste treatment technology. Editado por Wheatley A. *Elsevier applied science LTD.*, Vol. 31, pag. 93-138.
- Huertos, E. G., & Baena, A. R. (2008). Contaminacion de Suelos por Metales Pesados. (págs. 48-60). Sevilla: Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola.
- Hwu, C.-S. D. (1997). Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. *Enzyme and Microbial Technology.*, Vol. 21, pag. 297-301.
- Izquierdo. (1995). *Estudio comparativo de la contaminación por metales de aguas, sedimentos y peces en los esteros de las marismas del Odiel y la Bahía de Cadiz*. Sevilla: Departamento de ingeniería química y ambiental, escuela superior de ingenieros.
- Kondusamy & Kalamdhad . (2014). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production. *A review. Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1821- 1830.

- Krugel, S., & et al, N. L. (1998). Extending thermophilic anaerobic digestion for producing class a biosolids at the greater Vancouver regional districts annacis island wastewater treatment plant. *Water Science and Technology.*, Vol. 38 (8-9), pag. 409-416.
- Kurniawan, T. e. (2006). Physico – chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal* 118, 83-98.
- Labolan. (31 de 5 de 2017). *Contador de Colonias para Laboratorio*. Obtenido de <http://www.labolan.es/detalles-familia.php?idarea=17&p=169&lang=es>
- Leal Carillo, Y., Serrano Garcia, F., & Maldonado, J. I. (2016). *Biotratamiento de lixiviados en sistemas anaerobios de tres fases*. Pamplona.
- Lemos, C. d. (2007). *Anaerobic reactors in biological wastewater treatment*.
- Lopez Sepulveda, N., Jimenez Rojas, L. K., & Maldonado, J. I. (2017). *BIOTRATAMIENTO DE LIXIVIADOS CON MICROORGANISMOS ANAEROBIOS MESÓFILOS EN FILTROS DE TRES FASES*. Pamplona.
- Lorenzo & Obaya . (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA*, 35-48.
- Lorenzo, Y. (1 de 4 de 2005). *La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006>.
- Luis, B. J. (10 de 6 de 2014). *Imagen Digital*. Obtenido de http://www.gusgsm.com/funciona_espectrofotometro_reflectancia
- Maldonado, J. I., Rodriguez chona, J. A., & Cajiao, A. M. (2015). *TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS EN FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE DE DOS FASES (DI – FAFS)*. *Revista de Ingenieria UC*, 91-104.
- Maribel Gonzales & Julio Cesar Saldarriaga. (2008). REMOCIÓN BIOLÓGICA DE MATERIA ORGÁNICA, NITROGENO Y FOSFORO DE UN SISTEMA TIPO ANAEROBIO, ANOXICO Y AEROBIO. *Revista EIA*, 45-53.
- Metcalf Eddy Inc. (2003). *Waterwater Engineering, treatment and reuse*.

- Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. (12 de Abril de 2006). *RESOLUCION 0627 DE 2006*. Obtenido de Obtenido de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=19982>
- Montalvo, S., & Guerrero, L. (2003). *Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de Biogás*. Chile: Textos de la Universidad Técnica Federico Santa María.
- Montenegro, D. L. (2013). *Estimación del efecto del lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana sobre la calidad del agua del Río Tunjuelo y su posible tratamiento en la PTAR Canoas*. Bogota, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Moraes, B., & Zaiat, M. &. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 888-903.
- Morales, C. J. (2007). *ESTUDIO PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN LOS LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS*. Manizales: Universidad Nacional de Colombia.
- Muñoz Valero, J. O. (1987). *Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización. Serie Técnica- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación*. Madrid.
- Norma Alemana DIN 38412. (s.f.).
- Ocampo, C. A. (2008). *Impacto de un depósito de residuos sólidos en el crecimiento físico infantil*. Colombia: Colombia Médica, Vol. 39 N°3.
- Oficina Internacional de Pesas y Medidas. (2013). Vocabulario internacional de metrología . En *Conceptos basicos y generales y terminos asociados* (pág. 28). Francia.
- Orozco, V. J. (1990). *Seminario- Taller Tratamiento Anaerobio de Residuos del Cafe*. Nicaragua: [https://books.google.com.co/books?id=--YNAQAAlAAJ&pg=PA43&dq=Filtros+Anaerobios+de+Flujo+Ascendente+\(FAFA\)&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwic6NLph77TAhVL8CYKHSXEDIQ6AEIjAA#v=onepage&q=Filtros%20Anaerobios%20de%20Flujo%20Ascendente%20\(FAFA\)&f=false](https://books.google.com.co/books?id=--YNAQAAlAAJ&pg=PA43&dq=Filtros+Anaerobios+de+Flujo+Ascendente+(FAFA)&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwic6NLph77TAhVL8CYKHSXEDIQ6AEIjAA#v=onepage&q=Filtros%20Anaerobios%20de%20Flujo%20Ascendente%20(FAFA)&f=false).
- Osorio Trujillo , A. F., & Vasquez Botero, J. C. (2007). *EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE UTILIZANDO AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS*. Pereira.

- Padilla Gasca, E. (Diciembre de 2010). EVALUACION DE UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE PARA TRATAR AGUA RESIDUAL DE RASTRO. Guadalajara.
- Pamplona, A. (2017). *PLAN BÁSICO DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL*. Pamplona: Alcaldia.
- Pamplona, A. d. (2 de 9 de 2017). *Alcaldía de Pamplona - Norte de Santander*. Obtenido de [https://es.wikipedia.org/wiki/Pamplona_\(Colombia\)#/media/File:Colombia_Norte_de_Santander_location_map_\(%2Blocator_map\).svg](https://es.wikipedia.org/wiki/Pamplona_(Colombia)#/media/File:Colombia_Norte_de_Santander_location_map_(%2Blocator_map).svg)
- Parra, P., T., L., M., L., C., Vasquez, C., & J., T. W. (2014). Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal. *Revista UDCA*, 553-562.
- Pérez, Y. F. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento. *Revista de Internet ICIDCA*, 1-8.
- Pozuelo, A. E. (2001). *OPTIMIZACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE PURINES DE CERDO MEDIANTE CODIGESTIÓN CON RESIDUOS ORGÁNICOS DE LA INDUSTRIA AGROALIMENTARIA*. Santa Pau, Girona: Universitat de Lleida.
- Renou, S. (2008). *Landfill leachate treatment: Review and opportunity*. *Journal of hazardous materials*. Obtenido de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17997033>
- Rivera, A., Gonzales, J., Castro, R., Guerrero, B., & Nieves, G. (2002). TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE DESTILERÍA EN UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE. *Resvista Internacional de Contaminacion ambiental*.
- Rodriguez chona, J., & Maldonado, J. I. (2016). *ESTIMACION DEL VOLUMEN METANOGENICO REQUERIDO EN UN FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE SEPARADO EN DOS FASES (DI-FAFS) PARA EL PROCESO DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE UN LIXIVIADO*. Pamplona.
- Rodriguez, J. A. (2004). *TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES*. Cali: Universidad el Valle.

- Rodríguez, J. A. (2010). *Determinar el Volumen Metanogenico Requerido en el Proceso de Remocion de Materia Organica. Empleando Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente Separados en Dos Fases (DI-FAFS)*. Pamplona: Universidad de Pmaplona.
- Romero, R. (2008). *Tratamiento de Aguas Residuales - Teoría y principios de diseño*. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Salgado, M., & Trujillo, V. (2004). *Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario la esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en filtro anaerobio piloto de flujo ascendente*.
- Sánchez, Y. S. (2016). *Tratamiento de los lixiviados*. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.
- Sánchez., G. &. (1996). *Digestión anaerobia*. Mexico: Yucatán.
- Schutgens, G. (2010). *Tratamiento anaeróbico de aguas mieles*. Universidad Tecnológica de Delft.
- Steiner, M. W. (2008). *El libro de la basura / una guía básica para la gestion de residuos*. Madrid: Waste TRAINING.
- Tchobanoglous, G. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. España: McGraw Hill.
- Tchobanoglous, G. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. España: McGraw Hill.
- Torres. (2005). *Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB*. Barranquilla: Universidad del Norte. ISSN 0122 – 3461.
- Torres. (5 de 5 de 2010). *Generación de Lixiviados en Rellenos Sanitarios*.
Obtenido de
<http://gestionintegralresiduos.blogspot.com.co/2010/05/generacion-de-lixiviados-en-rellenos.html>
- Torres lozada Patricia, Foresti Eugenio y vallozer Rosana. (1996). *composicion y uso del agua residual domestica en reactores a escala laboratorio*.
- Torres Lozada, P., Foresti, E., & Vallozer, R. (s.f.). *COMPOSICIÓN Y USO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA EN REACTORES A ESCALA DE LABORATORIO*. Cali, Colombia.
- Torres, C. (2006). *Filtración combinada anaerobia*. Mexico: Universidad Nacional Autónoma de Mexico.

- Torres, P. (2005). *Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB*. Barranquilla: Ediciones Uninorte, Universidad del Norte.
- Touzel, J. P. y Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of methanococcus.
- Universidad de Valencia. (2000). *Guia de laboratorio de aguas residuales*.
- Vallozer. (1988). Manual Técnico do curso Ecologia da digestao anaerobia .
- Van Haandel, & L. (1994). *Anaerobic sewage treatment: A practical guide for regions with a hot climate*. Chichester: UK.
- van HAANDEL, A. y. (1994). Tratamiento Anaeróbico de Esgotos. *Editora EPGRAF*.
- Van Lier, J. (1995). "Temperature optima of thermophilic methanogenic sludge: implications for reactor start-up and operation", en *Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability. Tesis doctoral*. Universidad de Wageningen.
- Van Lier, J. H. (1993). Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: implication for reactor start-up and operation. *Bioresource technology*, Vol. 43, pag. 227-235.
- Veeken, A., & Hamelers, B. (1999). Effect of temperature on hydrolysis rates of selectes biowaste components. *Bioresource technology.*, Vol. 29, pag.249-254.
- Vicente, R. A. (11 de 7 de 2014). *Metrix lab*. Obtenido de Tomado de: <http://www.metrixlab.mx/no-cat/uso-de-una-incubadora-de-laboratorio/>
- Viquez, E. G. (1999). *Evaluación preliminar de dos tipos de biofiltro utilizados como tratamiento secundario de aguas residuales domésticas*. Costa Rica: Escuela de Ingeniería Civil.
- Wastewater, S. M. (1960). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Greenberg, Arnold E.
- Yenigun & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, 901-911.
- Young, J. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, 133-155.

9. ANEXOS

*Ilustración 11 Caracterización del agua orgánica sintética (DBO₅-alcalinidad-durez-
acidez-conductividad)*



Ilustración 12. Caracterización del agua orgánica sintética (DQO-nitritos- fosfatos)



Ilustración 13. Medición de DQO en el espectrofotómetro



Ilustración 14. Prueba DQO



Ilustración 15. Medición del pH



Ilustración 16. Operación del sistema

