



UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA

DIVISION DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE BIOTECNOLOGIA

*EFECTO DE LOS TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS Y
BIOLÓGICOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE AGUAS
RESIDUALES DE RASTRO*

T E S I S

ESPECIALIZACION EN BIOTECNOLOGIA

PRESENTA

I.B.I. MARIA LUISA VIANEY FLORES GOMEZ

ASESORES

**DRA. FLORINA RAMIREZ VIVES
DR. GILBERTO MARTINEZ LOPEZ**

LECTORA

M en B. E. BEATRIZ SOFÍA SCHETTINO BERMÚDEZ

México, D. F., Mayo 2008

El jurado designado por la **División de Ciencias Biológicas y de la Salud** de la **Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa** aprobó la Tesis: **“EFECTO DE LOS TRATAMIENTOS FÍSICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALES DE RASTRO”**, que presentó la alumna de la Especialización en Biotecnología **I. B. I. María Luisa Vianey Flores Gómez**

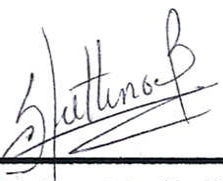
Directora de Tesis:



Dra. Florina Ramírez Vives

Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Iztapalapa

Lectora de Tesis:



M en B. E. Beatriz Sofía Schettino Bermúdez

Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Xochimilco

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

Al Laboratorio de Tratamientos de Aguas Residuales y Microbiología Ambiental

A la Dra. Florina Ramírez Vives por la oportunidad que me brindó para la realización de esta especialización en su grupo de trabajo, así como de su confianza, asesoría dirección y amistad.

Al Dr. Gilberto Martínez López por su asesoría y paciencia en la realización de este proyecto.

A la M en B. E. Beatriz Sofía Schettino Bermúdez por su asesoría.

A los Compañeros del Laboratorio: Adali Arellano, Héctor García, Itzel Lara, Joe Pérez, Laura Martínez, Lizeth Beristain, Miguel Guzmán, Patricia Castilla, Ulises Durán y Ulises García por brindarme su amistad y apoyo.

A Eufrosina Reyes, Fernando A. Rodríguez, Ulises Arellano y Uriel Cid por su amistad, apoyo y confianza que me han brindado durante el tiempo que tengo de conocerlos.

A el Dr. Arturo Cruz Djeda y al Ing. Jesús García Ollervides

A la Sra. Alicia Capuleño Romero por su amistad y apoyo incondicional durante toda mi vida.

A mi familia con especial Dedicatoria a mis Padres; Hugo Flores Visencio por la insistencia y tenacidad que mostró al querer convencerme de continuar mis estudios de postgrado y Aurora Gómez Decampo que es la inspiración, voluntad y fortaleza de mi vida.

También a la familia Figueroa Sosa por acogerme a su propia estirpe, con especial Dedicatoria a la Sra. Concepción Sosa por enseñarme los valores que nadie podría e interesarse en cada aspecto de mi vida.

ÍNDICE DE FIGURAS	iv
ÍNDICE DE TABLAS	vii
ABREVIATURAS.....	ix
RESUMEN.....	x
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Marco Teórico.....	2
1.1.1. Rastros y mataderos	2
1.1.1.1. Rastros en México	2
1.1.2. Riesgos de contaminación	3
1.1.3. Consumo de agua potable	4
1.1.4. Manejo de los desechos y descarga de los residuos generados	5
1.1.5. Descarga de aguas residuales	9
1.1.5.1. Composición de agua residual de rastro	9
1.1.6. Legislación.....	10
1.1.7. Tratamiento del Agua Residual	11
1.1.7.1. Tratamiento Anaerobio.....	12
1.1.7.2. Proceso de Digestión Anaerobia	12
1.1.7.3. Reactores Anaerobios.....	13
1.1.7.4. Digestor Anaerobio de Flujo Ascendente con Manto de Lodo (UASB)	13
1.1.7.5. Reactor Anaerobio de Película Adherida ó Fija (BAPF).....	14
1.2. Antecedentes.....	16
1.2.1. Estudios sobre el tratamiento de aguas residuales procedente de rastros y mataderos	16
1.2.2. Tratamientos primarios.....	16
1.2.3. Tratamientos primario-secundario.....	17
1.2.4. Tratamientos secundarios	18

JUSTIFICACIÓN	20
OBJETIVO GENERAL	21
Objetivos específicos.....	21
CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS	22
2.1. Estandarización de Técnicas analíticas.....	23
2.1.1. Técnica para Determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO)	23
2.1.1.1. Solución Digestora	23
2.1.1.2. Solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata	23
2.1.1.3. Preparación de las muestras	23
2.1.2. Técnica para Determinar la Concentración de Grasas y Aceites.....	25
2.1.3. Técnica para Determinar Sólidos Totales (ST) y Sólidos Volátiles (SV).....	27
2.1.3.1. Sólidos Totales	27
2.1.3.2. Sólidos Volátiles.....	27
2.1.4. Técnica para Determinar Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV).....	28
2.1.4.1. Sólidos Suspendidos Totales	28
2.1.4.2. Sólidos Suspendidos Volátiles	28
2.2. Agua residual.....	29
2.3. Inóculo	30
2.3.1. Actividad Metanogénica del Inóculo	30
2.4. Pretratamientos	32
2.4.1. Pretratamiento Mecánico	32
2.4.2. Pretratamientos Químicos.....	33
2.4.2.1. Cinéticas en cultivo por lote.....	34
2.4.3. Tratamiento Biológico	35
CAPÍTULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
3.1. Caracterización del agua de rastro	39
3.2. Inóculo	40

ÍNDICE GENERAL

3.2.1. Caracterización del Inóculo	40
3.2.2. Actividad metanogénica del Inóculo	41
3.3. Pretratamientos	42
3.3.1. Pretratamiento Mecánico	42
3.3.2. Pretratamientos Químicos.....	43
3.3.2.1. Pretratamientos con Sulfato de Aluminio ($Al_2(SO_4)_3$)	43
3.3.2.1.1. Actividad metanogénica de las muestras tratadas con sulfato de aluminio.....	45
3.3.2.2. Pretratamientos con Cloruro Férrico ($FeCl_3$).....	49
3.3.2.2.1 Actividad Metanogénica de las Muestras Tratadas con Cloruro Férrico.....	50
3.3.3. Tratamiento Biológico	54
3.3.3.1. Potencial de hidrógeno (pH)	54
3.3.3.2. Demanda química de oxígeno total (DQO_T).....	54
3.3.3.3. Grasa y aceites	56
3.3.3.4. Sólidos	58
3.3.3.4.1. Sólidos suspendidos totales (SST).....	58
3.3.3.4.2. Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	59
3.3.3.5. Producción de Biogás.....	61
CONCLUSIONES	65
RECOMENDACIONES	68
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

INDICE DE FIGURAS

Capítulo I Introducción, Justificación y Objetivos

1.1.1.1. Rastros en México

Figura 1: Distribución de la faena anual de bovinos, porcinos, ovinos y caprinos por estado.. 3

1.1.2. Riesgos de contaminación

Figura 1.2. Descarga de aguas residuales..... 4

1.1.3. Consumo de agua potable

Figura 1.3. Diagrama del proceso de sacrificio de bovinos, porcinos, caprinos, ovinos y equinos (COFEPRIS, 2006)..... 5

1.1.4. Manejo de los desechos y descarga de los residuos generados

Figura. 1.4. Animales que comúnmente se sacrifican en los rastros 6

1.1.7.1. Tratamiento Anaerobio

Figura 1.5. Esquema del proceso anaerobio con múltiples etapas..... 12

1.1.7.4. Digestor Anaerobio de Flujo Ascendente con Manto de Lodo (UASB)

Figura 1.6. Reactor UASB..... 14

1.1.7.5. Reactor Anaerobio de Película Adherida ó Fija (BAPF)

Figura 1.7. Reactor de película Fija 15

Capítulo II Materiales y Métodos

2.1.1. Técnica para Determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Figura 2.1. Curva Patrón de DQO..... 25

2.1.2. Técnica para Determinar la Concentración de Grasas y Aceites

Figura 2. 2. Equipo Extractor de Grasas Goldfish..... 26

Figura 2.3. Extracción de grasas en el equipo 26

2.2. Agua residual

Figuras 2.4 y 2.5. Registro donde se recolectó el agua residual de rastro en diferentes días de muestreo..... 29

Figura 2.6. Agua residual pre colada 29

2.3. Inóculo

Figura 2.7. Lodo metanogénico granular..... 30

2.3.1. Actividad Metanogénica del Inóculo

Figura 2.8. Rendimiento de Producción de Metano..... 32

2.4.1. Pretratamiento Mecánico

Figura .2.9. Equipo que se utilizó en el pretratamiento mecánico.....	33
2.4.2. Pretratamientos Químicos	
Figura 2.10. Procedimiento que se realizó en el pretatamiento químico.....	33
Figura 2.11. Fases que se obtuvieron después del pretratamiento en el agua residual	34
Figura 2.12. Cinéticas en cultivo por lote. Procedimiento y equipo que se realizó para medir la composición de biogás	34
2.4.3. Pretratamiento Biológico	
Figura 2.13. Diagrama de los reactores de película fija utilizados en la depuración de aguas residuales de rastro	36
Figura 2.14. Diagrama de los reactores en serie UASB y BAPF	37
 Capítulo III Resultados y Discusión	
3.1. Caracterización del agua de rastro	
Figura 3.1. Secuencia del flujo de agua residual de rastro a través del registro a cielo abierto	40
3.2.2. Actividad Metanogénica del Inóculo	
Figura 3.2. Rendimiento de Producción de Metano.....	42
3.3.2.1. Pretratamientos con Sulfato de Aluminio ($Al_2(SO_4)_3$)	
Figura 3.3. Muestra tratada con el pretratamiento mecánico.....	45
Figura 3.4. Muestra tratada con 750 mg/L de $Al_2(SO_4)_3$	45
3.3.2.1.1. Actividad Metanogénica de las Muestras Tratadas con Sulfato de Aluminio	
Figura 3.5. Volumen de biogás producido durante el tiempo con las muestras tratadas con $Al_2(SO_4)_3$	46
Figura 3.6. Producción de Metano en las muestras tratadas con $Al_2(SO_4)_3$	47
Figura 3.7. Velocidad específica de CH_4 a diferentes dosis de $Al_2(SO_4)_3$	48
3.3.2.2.1 Actividad Metanogénica de las Muestras Tratadas con Cloruro Férrico	
Figura 3.8. Volumen de biogás producido con las muestras tratadas con $FeCl_3$	51
Figura 3.9. Producción de Metano en las muestras tratadas con $FeCl_3$	51
Figura 3.10. Velocidad específica de producción de CH_4	52
3.3.3.1. Potencial de hidrógeno (pH)	
Figura 3.11. pH de los Reactores.....	54
3.3.3.2. Demanda química de oxígeno total (DQO_T)	
Figura 3.12. Concentración de DQO_T en los reactores	55
3.3.3.3. Grasas y aceites	

Figura 3.13. Concentración de grasas y aceites en los reactores	57
3.3.3.4.1. Sólidos suspendidos totales (SST)	
Figura 3.14. Concentración de SST en los Reactores.....	58
3.3.3.4.2. Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	
Figura 3.15. Concentración de SSV de los Reactores	59
Figura 3.16. Influentes y Efluentes de los reactores UASB y BAPF	61
Figura 3.17. Influentes y Efluentes de los reactores UASB y BAPF después de 10 min de sedimentación.....	61
3.3.3.5. Producción de Biogás	
Figura 3.18. Producción de Biogás por día	62
Figura 3.19. Reactores BAPF conectados a las columnas Mariotte de solución salina	62
Figura 3.20. Reactores UASB y BAPF después de 60 días	62
Figura 3.21. Producción de Biogás en R ₁	64
Figura 3.22. Producción de Biogás en R ₂	64

INDICE DE TABLAS

Capítulo I Introducción, Justificación y Objetivos

1.1.4. Manejo de los desechos y descarga de los residuos generados

Tabla 1.1. Datos de insumos y salidas en el proceso de recepción para porcinos y bovinos ..	7
Tabla 1.2. Datos de insumos y salidas en el proceso de sacrificio para porcinos, bovino y aves	7
Tabla 1.3. Datos de insumos y salidas en el proceso de remoción de cuero, depilación y desplumado	7
Tabla 1.4. Datos de insumos y salidas en el proceso de evisceración para porcinos, bovinos y aves	8
Tabla 1.5. Datos de insumos y salidas del tracto gastrointestinal para porcinos y bovinos	8

1.1.6.1. Composición del agua residual de rastro

Tabla 1.6: Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de rastros	10
Tabla 1.7. Composición típica de un agua residual procedente de rastros de aves	10

1.1.7. Legislación

Tabla 1.8. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos en la descarga de aguas residuales en aguas y bienes Nacionales	11
---	----

Capítulo II Materiales y Métodos

2.1.1. Técnica para Determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Tabla 2.1. Preparación de las diferentes concentraciones para la Curva Patrón de Glucosa	24
Tabla 2. 2. Absorbancias para cada concentración de la Curva Patrón de Glucosa.....	24

2.3.1. Actividad Metanogénica del Inóculo

Tabla 2.3. Condiciones del Diseño Experimental	30
Tabla 2.4. Medio de Cultivo Balch (1979)	31

Capítulo III Resultados y Discusión

3.1. Caracterización del agua de rastro

Tabla 3.1. Valores promedio de la caracterización del agua residual de rastro en cada uno de los muestreos realizados	39
Tabla 3.2. Intervalo de variación en los valores de la caracterización del agua residual de rastro	39

3.2. Inóculo

Tabla 3.3. Valores Promedio de la caracterización del agua residual del inóculo.....	40
Tabla 3.4. Volumen de biogás desplazado durante la cinética.....	41
Tabla 3.5. Porcentaje de CH ₄ y CO ₂ que se obtuvo en el comatograma en la muestra del Inóculo	41
3.3.1. Pretratamiento Mecánico	
Tabla 3.6. Eficiencia de remoción de grasas y aceites, SST y DQO _T utilizando Agitación como pre-tratamiento	43
3.3.2.1. Pretratamientos con Sulfato de Aluminio (Al₂(SO₄)₃)	
Tabla 3.7. Eficiencia de remoción de grasas y aceites y DQO _T y utilizando Al ₂ (SO ₄) ₃ como pre-tratamiento	44
Tabla 3.8. Eficiencia de remoción de SST y SSV utilizando Al ₂ (SO ₄) ₃ como pre-tratamiento	44
3.3.2.1.1. Actividad Metanogénica de las Muestras Tratadas con Sulfato de Aluminio	
Tabla 3.9. Composición y porcentaje del biogás producido con diferentes dosis de Al ₂ (SO ₄) ₃	48
3.3.2.2. Pretratamientos con Cloruro Férrico (FeCl₃)	
Tabla 3.10. Eficiencia de remoción de grasas y aceites y DQO _T utilizando FeCl ₃ como pre-tratamiento.....	49
Tabla 3.11. Eficiencia de remoción de SST y SSV utilizando FeCl ₃ como pretratamiento	50
3.3.2.2.1 Actividad Metanogénica de las Muestras Tratadas con Cloruro Férrico	
Tabla 3.12. Composición y porcentaje del biogás producido con diferentes dosis de FeCl ₃ ..	53
Tabla 3.13. Eficiencias de remoción y porcentaje de CH ₄ y CO ₂ en las muestras tratadas con el FeCl ₃ en el lote 2.....	53
3.3.3.2. Demanda química de oxígeno total (DQO_T)	
Tabla 3.14. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de DQO _T	56
3.3.3.3. Grasa y aceites	
Tabla 3.15. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de grasa y aceites.....	57
3.3.3.4.1. Sólidos suspendidos totales (SST)	
Figura 3.16. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de SST	59
3.3.3.4.1. Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	
Figura 3.17. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de SSV	60
3.3.3.5. Producción de Biogás	
Tabla 3.18. Composición y porcentaje del biogás producido en los efluentes	63

AGV	Ácidos grasos volátiles
AgSO ₄	Sulfato de Plata
Al ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de Aluminio
AR	Agua residual
BAPF	Bioreactor Anaerobio de Película Fija
°C	Grado Centígrado
CH ₄	Metano
CO ₂	Bióxido de Carbono
D	Día
DAF	Flotación por aire disuelto
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días
DQO _T	Demanda Química de Oxígeno Total
DQO _S	Demanda Química de Oxígeno Soluble
F _c	Valor crítico para F
FeCl ₃	Cloruro Férrico
Gf	Gradiente de velocidad
H	Horas
HCl	Acido Clorhídrico
H ₂ SO ₄	Acido Sulfúrico
HgSO ₄	Sulfato Mercúrico
K ₂ CrO ₇	Dicromato de potasio
L	Litro
M	Molar
mg/L	Miligramos por litro
mg/L-d	Miligramos por litro por día
mL	Mililitros
mm	Milímetros
Na	Sodio
NH ₃	Amonio
NH ₄ OH	Hidróxido de amonio
nm	Nanómetro
NT	Nitrógeno total
pH	Potencial de Hidrógeno
psi	Pounds per Square Inch (libra/pulgada cuadrada)
P	Fósforo
PT	Fósforo total
rpm	Revoluciones por minuto
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
TRH	Tiempo de retención Hidráulico
UASB	Reactor de lecho de lodos de flujo ascendente
µL	Micro litros
VCO	Velocidad de carga orgánica

Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. México D.F.
María Luisa Vianey Flores Gómez (2008). Tesis de Especialización en Biotecnología.
Efecto de los tratamientos fisicoquímicos y biológicos en la digestión anaerobia de aguas residuales de rastro

En este trabajo se estudió los pretratamientos mecánico, químico y biológico para disminuir la carga orgánica en el agua residual de rastro (AR-R) y el efecto de éstos en la actividad metanogénica. Para los dos primeros tratamientos la actividad metanogénica se midió mediante cinéticas en cultivo por lote. El tratamiento mecánico consistió en emplear diferentes tiempos de agitación de 20-180 min, obteniéndose mejores eficiencias de remoción de sólidos suspendidos totales (SST) en tiempos prolongados con 58% y 60% de eficiencia para 120 y 180 min respectivamente, la mejor remoción de grasas y aceites se presentó a los 30 min con 39% de eficiencia y la demanda química de oxígeno (DQO_T) fue en 20 min con 19% de remoción. En el pretratamiento químico dos compuestos fueron seleccionados como coagulantes, sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) y cloruro férrico ($FeCl_3$). La mejor dosis con $Al_2(SO_4)_3$ fue a 300 mg/L, en la cual se obtuvo una remoción de; 79% en grasas y aceites, 67% en SST así como de 37% en la DQO_T ; el efecto de la actividad metanogénica en las muestras tratadas con este coagulante, no presentaron ninguna inhibición; por el contrario, se observó un aumento en la producción de biogás, la composición de CH_4 en el biogás fue del 81 % en todas las dosis probadas. Para el caso del $FeCl_3$ como coagulante, se presentaron diferencias significativas en todos los parámetros medidos en las diferentes dosis; La mejor dosis de remoción de grasa y aceites se observó a 300 mg/L con 65% de eficiencia, para los SST fue a 500 y 750 mg/L con eficiencias de 48 y 49% respectivamente y para la DQO_T fue a la concentración de 400 mg/L con 13.5%. Con este compuesto se presentó una disminución en la actividad metanogénica, presentando la composición más alta de CH_4 en el biogás en la dosis de 750 mg/L con 46%. El tratamiento biológico consistió en trabajar dos reactores en serie BAPF (Biorreactor Anaerobio de Película Fija) los primeros 60 días, la eficiencia de remoción de DQO durante este tiempo se presentó de 51 y 45% para R_1 y R_2 respectivamente, el parámetro de grasas y aceites en el R_1 se mantuvo en un promedio de 34.4%, el R_2 presentó eficiencias constantes de 38.5, 41.7 y 31.8%, la eficiencia de los SST en el R_1 estuvo de 33 a 42%, no obstante la eficiencia disminuyó conforme al tiempo hasta 33%. El biogás no se pudo medir correctamente en ninguno de los reactores durante los primeros 60 días de operación por los problemas que implicó tener las columnas Mariotte, debido a esto se decidió cambiar éstas por contadores electrónicos de biogás y el R_1 por un reactor del tipo UASB (Reactor de lecho de lodos de flujo ascendente), con este cambio las eficiencias de DQO disminuyeron a 21 y 32% par R_1 y R_2 respectivamente, la remoción de grasas en el R_1 disminuyó hasta 16.9% y el segundo alcanzó 35.8%, la remoción de SST aumentó ligeramente a 45% en el primer reactor, sin embargo en el segundo la eficiencia disminuyó hasta 10.9%, el promedio de biogás producido fue de 2.9 L/d y 1.7 L/d para R_1 y R_2 respectivamente con una composición de 82.5 y 98.8% de CH_4 . En el día 85 de operación el AR del influente se pretrató con 300 mg de $Al_2(SO_4)_3$, con ésto aumentaron las eficiencias de remoción de DQO con 25 y 44% para R_1 y R_2 respectivamente, la remoción de grasas y aceites fue de 33% y 37% y los SST fueron de 57 y 36%, no obstante la producción de biogás en el primer reactor disminuyó a 189 mL/d con una composición de 36.7% de CH_4 Y 63.2% de CO_2 . La composición del segundo reactor presentó un promedio de 3.9 L/d con un 82.7% de CH_4 . La adición del coagulante provocó la disminución del pH en el R_1 hasta valores menores de 6.6 causando una disminución de la actividad Metanogénica.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

JUSTIFICACIÓN

OBJETIVOS

1.1. Marco Teórico

El procesamiento y manufactura de productos animales para el consumo humano (carne y productos lácteos) o para otras necesidades humanas (cuero), conduce inevitablemente a la producción de desechos, causando contaminación en el agua, aire y suelo. La mayoría de los procesos en rastros, curtiembres y plantas lecheras requieren de grandes volúmenes de agua (Johons, 1995), ésta se utiliza para el propósito general de limpieza. La concentración y composición de los contaminantes en las aguas residuales depende de la naturaleza de los procesos involucrados, por lo que requieren tratamientos eficientes para que no afecten al medio ambiente (FAO, 2002).

1.1.1. Rastros y mataderos

Los rastros y mataderos comprende las instalaciones, que se destinan al sacrificio de animales que posteriormente serán consumidos por la población como alimento; la diferencia entre ellos radica, en que La NOM-194-SSA1-2004, establece que la distinción entre rastro y matadero está en función del volumen de matanza de los establecimientos, considerándose como rastros aquellos que faenen como mínimo 168 animales de ganado mayor (bovinos y equinos), 336 animales de ganado menor (cerdos, ovinos y caprinos), 5,000 aves o una combinación entre las diferentes especies, semanalmente (COFEPRIS, 2006).

1.1.1.1. Rastros en México

En México los estados que presentan mayor cantidad de rastros y mataderos son; Guanajuato, Jalisco, Edo. de México, Chiapas, Veracruz y Michoacán; mientras que los estados con menos establecimientos son; Baja California, Campeche, Durango, Nuevo León, Oaxaca y Zacatecas.

Los estados que presentan la mayor actividad en cuanto al sacrificio anual de bovinos son; Jalisco, México, Veracruz y Guanajuato; quienes aportan el 45%. El estado de Aguascalientes fue el que presentó el mayor sacrificio anual de aves. Los estados de Yucatán, México, Jalisco y Guanajuato, representan el 53% de porcinos. México, Guanajuato y Jalisco fueron los estados en donde se presentó la mayor parte del sacrificio anual de ovinos y caprinos, significando, aproximadamente, el 70% a escala nacional en el 2005 (figura 1).

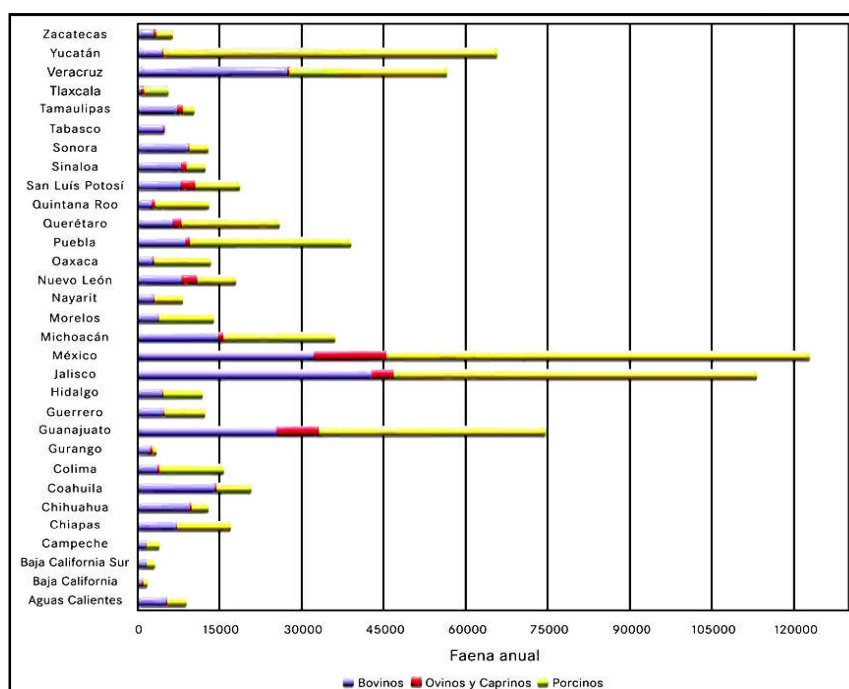


Figura 1: Distribución de la faena anual de bovinos, porcinos, ovinos y caprinos por estado (COFEPRIS, 2006)

1.1.2. Riesgos de contaminación

Los rastros son de las actividades socioeconómicas que generan aguas residuales, que en la mayoría de los casos se descargan sin un tratamiento previo a los cuerpos de agua (ríos, lagos, mares, presas, embalses, etc.). La descarga directa de éstas sin tratamiento causa malos olores, pobreza de oxígeno en el agua y problemas sanitarios y medioambientales. Estas descargas afectan la calidad del agua de los cuerpos receptores limitando su disponibilidad o aprovechamiento posterior, también promueven la eutrofización caracterizado por el incremento de las plantas acuáticas, disminución del O₂ disuelto en el agua y variabilidad del pH (FAO, 2002).

Existe una gran variedad de rastros y mataderos que varían desde simples planchas de sacrificio hasta muy modernos. Dentro de estos rastros son producidas grandes cantidades de desperdicios consumibles y no consumibles, la mayoría de los cuales podrían ser procesados y utilizados más adelante, pero este no es siempre el caso. Las aguas residuales generadas por los rastros usualmente contienen altos niveles de materia orgánica, los principales contribuyentes de la carga orgánica en estos efluentes, son; piel, pelo, huesos, plumas, sangre, grasa, manteca, alimento no digerido, estiércol, orina, proteína soluble y partículas (Al-Multairi y col. 2004), estos productos secundarios son frecuentemente descargados en aguas superficiales. La pobre calidad del sacrificio, la ausencia de equipos para el procesamiento de los productos secundarios, las pequeñas cantidades de los mismos y el bajo valor final, contribuyen a la producción de desechos en los rastros. Algunos rastros usan grandes volúmenes de agua caliente y

vapor para limpiar y esterilizar cadáveres, lo que genera aguas residuales con altas temperaturas (Massé, 2001).

El agua residual es también descargada directamente sobre la tierra cultivada con la intención de eliminar el desecho mientras se irrigan y fertilizan los suelos, sin embargo al no tener un tratamiento previo puede originar un aumento en la cantidad de organismos patógenos (*Salmonella* spp., *Shigella* spp.), además de contener, entre otros elementos, huevos de parásitos y quistes de amibas, así como residuos de plaguicidas (presentes en el alimento de los animales), cloro (limpieza de instalaciones), salmuera, etc.; resultando ser un contaminante potencial del suelo y el agua (COFEPRIS, 2006).



Figura 2. Descarga de aguas residuales

1.1.3. Consumo de agua potable

Los rastros y mataderos emplean agua potable para las diferentes etapas del proceso de obtención de la carne, aproximadamente el 30% de los rastros, y el 18% de los mataderos, utilizan agua obtenida de pozos de extracción.

El agua promedio que se utiliza por animal sacrificado es de 1,000 L para animales mayores (bovinos, caballos, etc.), 450 litros para porcinos, 100 L para ovinos y caprinos, así como 20 litros para aves (COFEPRIS 2006).

El agua potable es un insumo indispensable en un rastro o matadero, ya que se requiere en los diferentes pasos del proceso: La siguiente figura (1.3) muestra el proceso tradicional de sacrificio de animales, en cada una de las etapas se generan residuos.

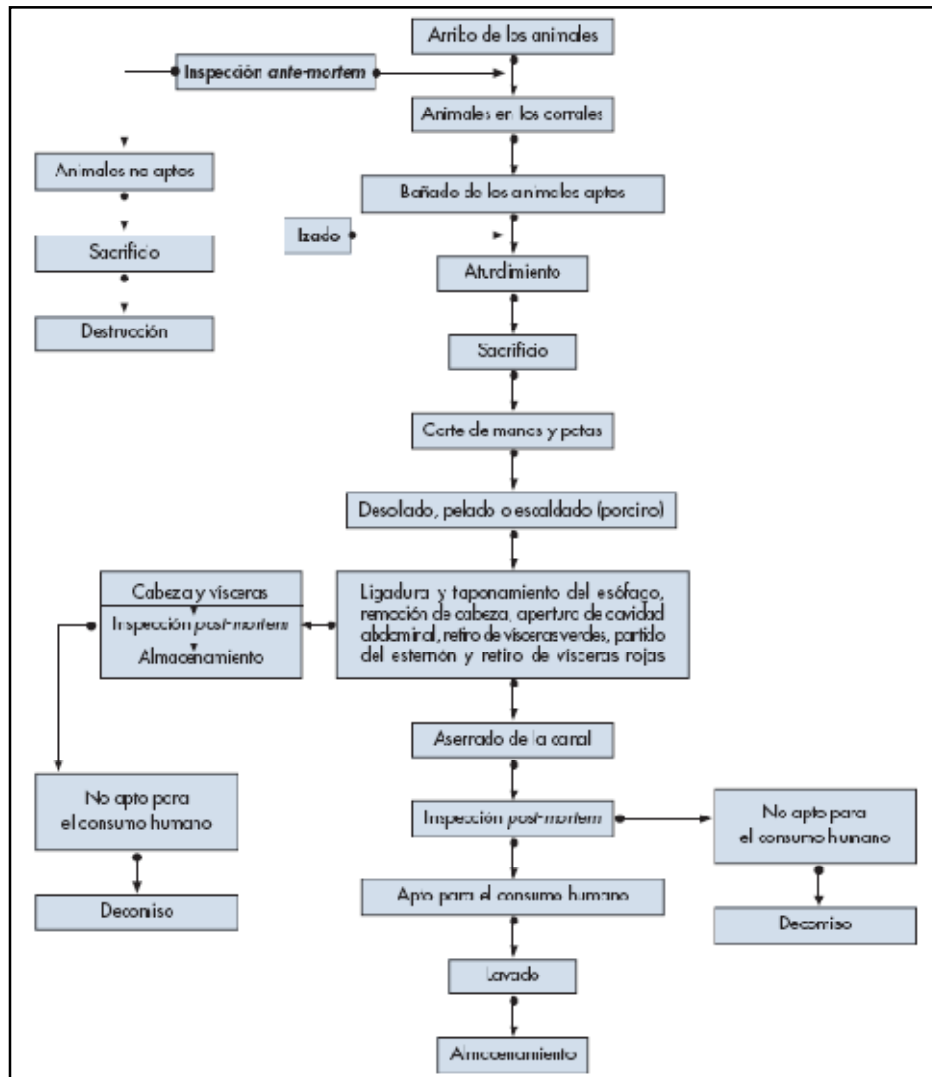


Figura 1.3. Diagrama del proceso de sacrificio de bovinos, porcinos, caprinos, ovinos y equinos (COFEPRIS, 2006).

En México los estados que más consumo de agua registran por el sacrificio de animales son; Jalisco (13.2%), Estado de México (12.3%), Aguascalientes (11.6%), Guanajuato (8.9%), Veracruz (7.4%) y Yucatán (5.7%) (COFEPRIS, 2006).

1.1.4. Manejo de los desechos y descarga de los residuos generados

Según Martínez 2005, la calidad del agua residual de rastro depende de los siguientes factores:

1. Captura de sangre: la eficiencia en la retención de sangre durante el sangrado del animal es considerada la medida más importante para reducir la DBO.
2. Uso del agua: la economía del agua usualmente se traduce en un incremento en la concentración de contaminantes.

3. El tipo de matanza del animal: la DBO es más alta en aguas en mataderos de bovinos que en mataderos de cerdos y aves.

En México diariamente se eliminan 121,294 litros de sangre procedente del faenado de animales, la cual no es aprovechada y equivale a la contaminación generada por 80,782,037 L de residuos cloacales.

La sangre representa alrededor del 5% al 7% del peso vivo de un cerdo o de un bovino, pudiéndose recuperar hasta un 70% a 80% durante el desangrado, quedando el resto depositado en órganos y tejidos. En el caso de las aves la sangre se considera como el 10% del peso vivo con una recuperación del 30% al 50%.

La separación y recuperación de la sangre es muy importante porque es el residuo más contaminante del agua, sin embargo, no es un procedimiento rutinario, tiene un contenido orgánico muy alto, con lo que se estima que produce una DBO_5 de 0.14 a 0.18 kg por kg de sangre. Si la sangre es desechada en el agua, los procesos de tratamiento tendrán menor eficacia, ya que la presencia de sangre disminuye su efectividad, sobre todo en los procedimientos de coagulación (COFEPRIS, 2006). También contribuye en el incremento del nitrógeno en el efluente, lo que puede llegar a causar la eutricación en los cuerpos de agua.

Los factores que afectan el consumo de agua son las prácticas de limpieza, el tamaño de la planta, la modernidad del tipo de proceso, nivel de automatización, la variedad de especies que se sacrifican e incluso, el tipo de usos y costumbres con los que estén familiarizados los trabajadores.

La composición de las aguas residuales de un rastro o matadero depende, fundamentalmente, de la especie de animal que se procesa, la carga orgánica es mayor en la del ganado vacuno, que la de cerdos y esta a su vez de aves.



Figura 1.4. Animales que comúnmente se sacrifican en los rastros.

Las tablas 1.1 a 1.5 muestra los insumos y los residuos comúnmente que se generan en cada una de las etapas del proceso de sacrificio de animales, estas tablas no incluyen la cantidad de agua que se utiliza para la limpieza de las instalaciones, porque ésta varía dependiendo del tipo de residuos que se arrastran, aunque con seguridad está compuesta por sangre, orina, heces, pelo, pluma, grasa, detergentes y desinfectantes, etc.

Tabla 1.1. Datos de insumos y salidas en el proceso de recepción para porcinos y bovinos

ESPECIE	INSUMOS	SALIDAS	
RECEPCIÓN			
Porcino (peso vivo 100 kg)	Agua para lavado de transporte 15 L	Agua residual	15 L
		DBO ₅	1333.3 mg/L
		Desecho sólido	1.5 Kg
Bovino (peso vivo 250 kg)	Agua para lavado de transporte 75 L	Agua residual	75 L
		DBO ₅	1333.3 mg/L
		Desecho sólido	5 Kg

Tabla 1.2. Datos de insumos y salidas en el proceso de sacrificio de porcinos, bovinos y aves

ESPECIE	INSUMOS	SALIDAS	
SACRIFICIO			
Porcino (peso vivo 100 kg)	Agua 6 L	Peso de la canal	95 Kg
		Sangre	4 L
		Agua residual	6 L
		DBO ₅	200,000 mg/L
Bovino (peso vivo 250 kg)	Agua 7 L	Peso de la canal	238 Kg
		Sangre	12 L
		Agua residual	7 L
		DBO ₅	200,000 mg/L
Aves (peso vivo 2.38 kg)	Agua ND	Peso de la canal	2.146 Kg
		Sangre	0.05 L
		Agua residual	ND
		DBO ₅	200,000 mg/L

Tabla 1.3. Datos de insumos y salidas en el proceso de remoción de cuero, depilación y desplumado

ESPECIE	INSUMOS	SALIDAS	
REMOCIÓN DE CUERO, DEPILACIÓN Y DESPLUMADO			
Porcino (peso vivo 100 kg)	Peso de la canal desangrada 95 Kg	Peso de la canal sin piel	93 Kg
	Agua 60 L	Agua residual	60 L
		DBO ₅	5,000 mg/L
	Gas (combustible) 0.5 m ³	Pelo de cerdo	1 Kg
		Padecería (piel, grasa, musculo)	1 Kg
Bovino (peso vivo 250 kg)	Canal desangrada 238 Kg	Canal sin piel	207 Kg
		Cuero	15 Kg
		Cabeza, pesuña, cola, etc.	16 Kg

	Agua 5 L	Músculos subcutáneos	3 Kg
		Agua residual	5 L
		DBO₅	10,000 mg/L
Aves (peso vivo 2.38 kg)	Canal desangrada 2.146 Kg	Canal sin plumas	1.995 Kg
		Plumas	0.151 Kg
	Agua ND	Agua residual	0.046 mg/L
		DBO₅	ND

Tabla 1.4. Datos de insumos y salidas en el proceso de evisceración de porcinos, bovinos y aves

ESPECIE	INSUMOS	SALIDAS	
EVISCERACIÓN			
Porcino (peso vivo 100 kg)	Peso de la canal sin piel 93 Kg Agua 40 L	Canal de cerdo eviscerada y partida	74 Kg
		Tracto intestinal	10 Kg
		Pedacería y órganos comestibles	3 Kg
		Subproductos	5.5 Kg
		Agua residual	40 L
		DBO₅	1,250 mg/L
Bovino (peso vivo 250 kg)	Peso de la canal de res sin cuero 207 Kg Agua 100 L	Canal de bovino eviscerada y partida	125 Kg
		Tracto intestinal	60 Kg
		Pedacería y órganos comestibles	9 Kg
		Subproductos	12 Kg
		Agua residual	100 L
		DBO₅	1,200 mg/L
Aves (peso vivo 2.38 kg)	Peso de la canal de ave sin plumas 1.995 Kg	Canal de ave parcialmente eviscerada	1.625 Kg
		Vísceras no comestibles	0.369 Kg
		Agua residual	ND
		DBO₅	0.035 mg/L

Tabla 1.5. Datos de insumos y salidas del tracto gastrointestinal para porcinos y bovinos

ESPECIE	INSUMOS	SALIDAS	
TRACTO GASTROINTESTINAL			
Porcino (peso vivo 100 kg)	Tracto gastrointestinal 10 Kg Agua 50-100 L	Tracto gastrointestinal lavado	10 Kg
		Agua residual	50 – 100 L
		DBO₅	2,000-3,000 mg/L
Bovino (peso vivo 250 kg)	Tracto gastrointestinal 30 Kg Agua 300-500 L	Tracto gastrointestinal lavado	30 Kg
		Agua residual	300 – 500 L
		DBO₅	3,000-3,333.3 mg/L
	Contenido ruminal 50 Kg Agua 200 L	Líquido ruminal	10 Kg
		Contenido ruminal sólido	40 Kg

		Agua residual	200 L
		DBO ₅	2,500 mg/L

Fuente: COFEPRIS 2006, *ND. Información no disponible

1.1.5. Descarga de aguas residuales

El volumen de aguas residuales generadas está directamente relacionado con la cantidad de agua utilizada, se estima que un 80% a 95% del agua que se usa se desecha, sin embargo, otros estudios sugieren un rango de 97% a 100%, pues consideran como producto de desecho el agua contaminada que se evapora y la que se utiliza en la manufactura de subproductos. Los volúmenes de agua consumidos por animal sacrificado a lo largo de todo el proceso se especifican en un promedio de 1,000 L para animales mayores (bovinos, caballos, etc.), 450 litros para porcinos, 100 L para ovinos y caprinos, así como 20 litros para aves (FAO, 1994). No obstante COFEPRIS plantea 887 L para animales mayores y 221 para porcinos.

1.1.5.1. Composición del agua residual de rastro

Los principales indicadores de la calidad del agua residual es la concentración de materia orgánica que se expresa, comúnmente, como demanda química de oxígeno (DQO o COD por sus siglas en inglés Chemical Oxygen Demand), o como Demanda Bioquímica de Oxígeno al día 5 (DBO₅ ó BOD₅ por su nombre en inglés).

El nitrógeno presente en el agua residual de rastro proviene, de manera general, del amonio de la orina y del excremento, la naturaleza del amonio (NH₃) dependerá del pH que presente el agua residual. Si el pH es alcalino, los compuestos del agua y de amonio se unen y forman hidróxido de amonio (NH₄OH). La sangre es una de las fuentes más importantes de nitrógeno, y se expresa como nitrógeno total (NT)

El fósforo (P) se origina a partir del contenido estomacal no digerido, pero también puede generarse si la sangre se procesa para elaboración de subproductos.

El sodio (Na) proviene del excremento, del alimento presente en los estómagos de los animales, así como de los procesos de rendimiento y de encurtido.

La materia orgánica que contiene el agua residual se origina en todos los procesos de la planta, ya que el agua está en contacto con las canales, excremento y sangre, entre otros elementos.

Como ya se mencionó anteriormente las características del agua residual en cuanto a su composición varía dependiendo de los tres factores que Martínez y col. 2005 especificaron, no obstante, COFEPRIS, 2006, caracteriza las aguas residuales por especie (Tabla 1.6).

Tabla 1.6: Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de rastros

PARÁMETRO (mg/L)	ESPECIE		
	PORCINOS	BOVINOS	AVES
DBO ₅	1250	2000	1550
DQO	2500	4000	2500
SS	700	1600	ND
NT	150	180	150-400
PT	25	27	16-50
Grasas y aceites	150	270	ND
pH	7.3	7.2	ND

Fuente: COFEPRIS 2006, *ND. Información no disponible

Sin embargo la variabilidad de los datos es amplia, Del Pozo, y col. 2002, muestran los intervalos de variación de los parámetros más significativos de la composición de las aguas residuales de rastro exclusivamente de aves, en la siguiente Tabla.

Tabla 1.7. Composición típica de un agua residual procedente de rastros de aves

PARÁMETRO (mg/l)	Intervalo de variación	Intervalo habitual
DBO	500 – 4600	1600 – 3000
DQO _{total}	500 – 11000	4200 – 8500
DQO _{soluble}	800 – 10000	1100 – 1600
Aceites y Grasas	50 – 200	100 – 200
SST	200 – 6000	1300 – 3400
NKT	40 -700	110 – 150
N-NH _x	3 – 300	60 – 90
PT	6 – 120	20 – 30
Alcalinidad	350 – 800	350 - 500

1.1.6. Legislación

En la Legislación Mexicana las descargas de aguas residuales se estipulan bajo las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996) que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales y en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Para el propósito de las aguas residuales en general, la tabla 1.8 representa los límites máximos permisibles para los parámetros de contaminantes básicos.

Tabla 1.8. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos en la descarga de aguas residuales en aguas y bienes Nacionales (NOM-001-SEMARNAT-1996)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																						
PARÁMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				SUELO							
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)		HUMEDALES NATURALES (B)			
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.		
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40	
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia Flotante (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente
Sólidos Sedimentables (m/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2	N.A.	N.A.
Sólidos Suspendedos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125	N.A.	N.A.
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150	N.A.	N.A.
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

P. D. = Promedio Diario; P. M. = Promedio Mensual; N. A. = No es aplicable.

(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

Otra Norma Oficial Mexicana aplicable para los rastros y mataderos es la NOM-004-SEMARNAT-2003. Protección ambiental, lodos y biosólidos, límites máximos permisibles.

1.1.7. Tratamiento del Agua Residual

Cuando los valores de DQO en los efluentes no supera la concentración de 2000 mg/L, suelen utilizarse procesos aerobios, sin embargo los efluentes de rastros contienen altos niveles de materia orgánica en tan altas concentraciones que los tratamientos aerobios son limitados por el alto consumo de energía que necesitan para la aireación (Del Pozo, 2002), sin embargo en los sistemas anaerobios se obtienen altas eficiencias de remoción de carga orgánica a bajos costos de operación (Caixeta, 2002). Por cada Kg de DQO eliminado por el metabolismo bacteriano, vía aerobia (lodo activado) requerirá de 1 kwh de energía eléctrica para el equipo de aeración, mientras que la vía anaerobia producirá el equivalente de 3 kwh como energía química acumulada en el CH₄, y esta puede ser convertida en una máquina de combustión acoplada a un generador eléctrico de eficiencia media (20%), lo que resulta en 0.6 kwh de energía eléctrica/kg de DQO removido. También en los sistemas aerobios cerca del 50% del

carbono contenido en el sustrato se convierte a biomasa y el otro 50% pasa a CO_2 (Montalvo, 2002).

1.1.7.1. Tratamiento Anaerobio

Se denomina digestión anaerobia a la secuencia de procesos metabólicos que originan la degradación de sustancias orgánicas en ausencia de oxígeno molecular para dar como productos una serie de compuestos cuyo grado de reducción impide su uso posterior por microorganismos anaerobios. En este proceso el 95% pasa a la producción de biogás (metano y dióxido de carbono) que puede utilizarse como energético y sólo el 5% es convertido a biomasa; por lo que es comúnmente la aplicación de un proceso anaerobio previo a un sistema aerobio ya que mejora la sedimentabilidad del lodo.

El biogás es el producto generado de la degradación anaerobia de la materia orgánica y es un gas que contiene CH_4 (>50%) y CO_2 (<50%), el cual posee además trazas de nitrógeno (N_2), hidrógeno (H_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S), vapor de agua, amoníaco (NH_3) y compuestos aromáticos como escatol y catecol, la figura 1.5 muestra el proceso de la digestión anaerobia con múltiples interacciones.

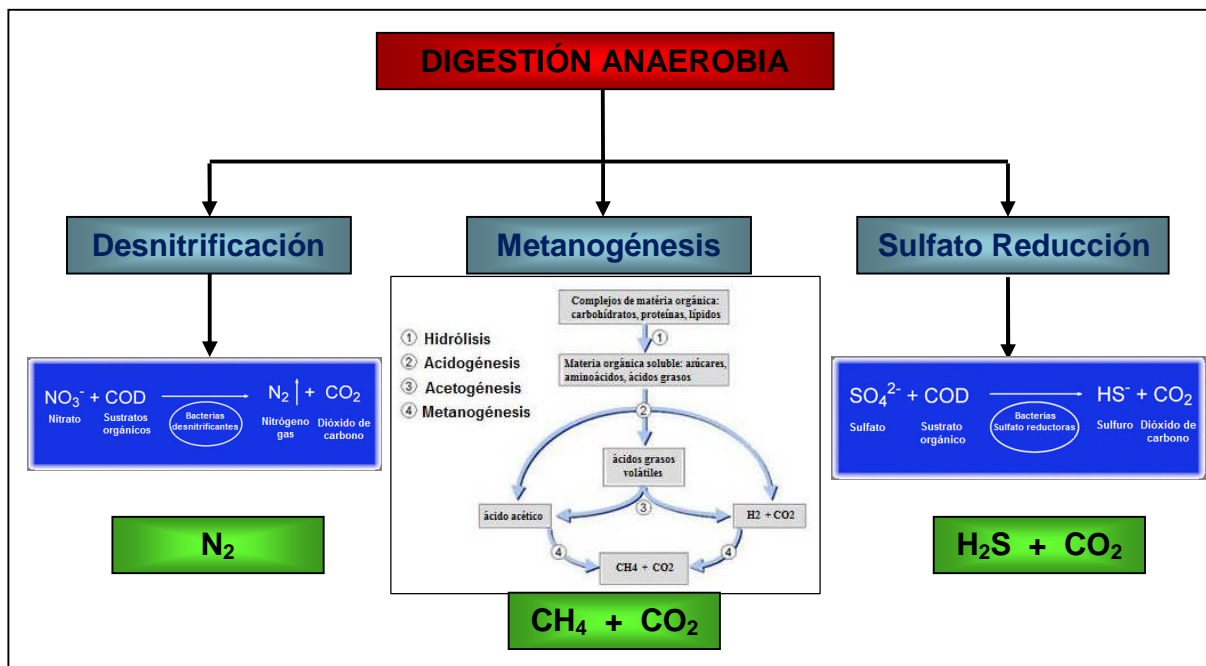


Figura 1.5. Esquema del proceso anaerobio con múltiples etapas

1.1.7.2. Proceso de Digestión Anaerobia

La digestión efectiva de la materia orgánica a metano requiere del metabolismo coordinado y combinado de diferentes grupos de microorganismos los cuales pueden ser diferenciados sobre la base de los sustratos que utilizan y los productos metabólicos

finales formados, el proceso biológico de producción de CH₄ se describe principalmente en la Metanogénesis (en una sola etapa, en dos etapas o en mutietapas).

La digestión anaerobia en varias etapas sucesivas:

1. Hidrólisis o licuefacción: Etapa en que los compuestos orgánicos son solubilizados por enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas que actúan en el exterior celular por lo que se consideran exoenzimas, en esta etapa se convierten los polímeros en sus respectivos monómeros.
2. Acidogénesis: Aquí los productos son convertidos en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono principalmente.
3. Acetogénesis: Se le conoce como acidogénesis intermedia en la cual los productos correspondientes son convertidos en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono.
4. Metanogénesis: En esta etapa a partir del ácido acético o de mezclas de H₂ Y CO₂, se produce CH₄, también se puede formar a partir del ácido fórmico y metanol.

1.1.7.3. Reactores Anaerobios

Los reactores anaerobios se pueden agrupar en dos tipos: los reactores de baja tasa (primera generación) y los de alta tasa (segunda y tercera generación). Los reactores de baja tasa se han utilizado desde principios del siglo pasado, son rústicos generalmente sin agitación, no disponen de sistemas eficaces de retención de sólidos por lo que el tiempo de retención hidráulico (TRH) y el tiempo de retención de sólidos son parecidos y son altos, se utilizan para tratar efluentes líquidos (fosa séptica, tanques imhoff, lagunas anaerobias) o lodos (digestores convencionales). Los reactores de alta tasa fueron desarrollados a finales de los sesentas, pero sus aplicaciones industriales empezaron diez años más tarde, son procesos avanzados tecnológicamente, que incorporan el concepto de biomasa fija, ya sea sobre soportes o mediante la formación de flóculos densos que se retienen por sedimentación, su principal campo de aplicación ha sido las aguas residuales de la industria alimentaria. En los reactores de segunda generación, el tiempo de retención de sólidos es mayor que el TRH, a este grupo pertenecen el filtro anaerobio de flujo ascendente o descendente, los reactores de lecho fijo con flujo ascendente o descendente, los reactores de lecho fluidizado o expandido, el UASB, y EGSB (Martínez y col. 2005).

1.1.7.4. Digestor Anaerobio de Flujo Ascendente con Manto de Lodo (UASB)

Reactor desarrollado por G. Lettinga y col. 1983, y el más aplicado a escala real. La particularidad distintiva de éste es la retención de biomasa en su interior sin necesidad de ningún medio de soporte, gracias a la formación de gránulos o "pellets", lo que lo

hace más económico y le da ventajas técnicas sobre otros reactores. Soporta altas cargas orgánicas (20 Kg DQO/m³d) y los costos de inversión son mas bajos al no requerir un medio de soporte para la adhesión de los microorganismos, la principal limitante del proceso es la formación lenta de los gránulos, sensible a aguas que forman precipitados, riesgo de flotación de los gránulos durante re arranques e inoculaciones (figura 1.6).

En el reactor UASB existen tres zonas que son:

1. Zona de lecho de lodos, en la cual se concentran los microorganismos que van a biodegradar la materia orgánica presente en el agua residual.
2. Zona donde se encuentran dispersos los microorganismos a lo largo del UASB.
3. Zona de separación gas-líquido-sólido.

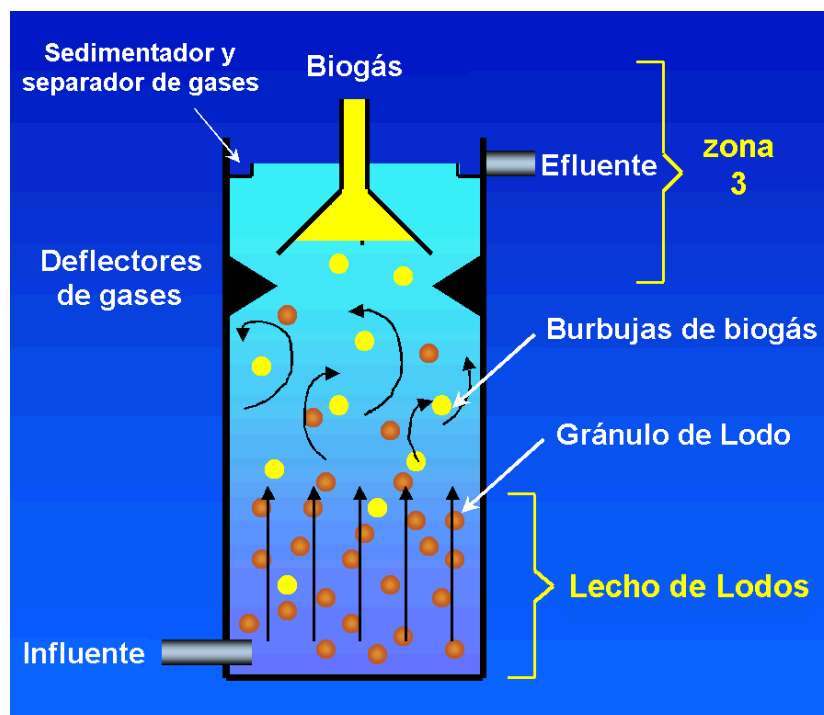


Figura 1.6. Reactor UASB

1.1.7.5. Reactor Anaerobio de Película Adherida ó Fija (BAPF)

Se han desarrollado varios procesos anaerobios de película bacteriana adherida, tres de estos procesos son; 1) el proceso de flujo ascendente, 2) el proceso de lecho fijo y flujo descendente y 3) el proceso de lecho fluidizado.

El proceso de lecho fijo y flujo descendente es similar al de flujo ascendente, una de las diferencias es que el medio usado para la adhesión de la masa bacteriana se acomoda

en sentido vertical con espacios grandes entre ellos, en comparación con el flujo ascendente. Gracias a los espacios mas grandes hay menos taponamientos (Crites, 2000).

Los reactores de película fija adherida han sido desarrollados utilizando diferentes soportes como son plásticos. Los tubos corrugados de plástico para un lecho empacado permiten una alta tasa de área de superficie/volumen que reducen los problemas de taponamiento, distribuye el aire, agua y limita la transferencia de masa (figura 1.7).

En el reactor anaerobio de lecho fluidizado la masa bacteriana crece sobre un medio granular de tamaño pequeño, el líquido que va a ser tratado se introduce de manera uniforme en el fondo del reactor. La velocidad del líquido debe ser suficiente para fluidizar el lecho, por lo que suele ser necesario recircular parte del efluente. La tasa de alimentación superficial del líquido es suficiente para limitar el crecimiento de biomasa sobre el medio de soporte.

Los sistemas biológicos de cultivo inmovilizado pueden incrementar la eficiencia de los sistemas de tratamiento porque permiten mucho mas carga orgánica para procesarse por volumen de reactor dado, producen menos sólidos biológicos, presentan alta retención de la biomasa, el crecimiento de los microorganismos no requieren para su mantenimiento altas concentraciones de biocatálisis dentro del reactor, desarrollo de nichos ecológicos o zonas y descenso en la sensibilidad a bajas temperaturas (Martínez y col, 2005).

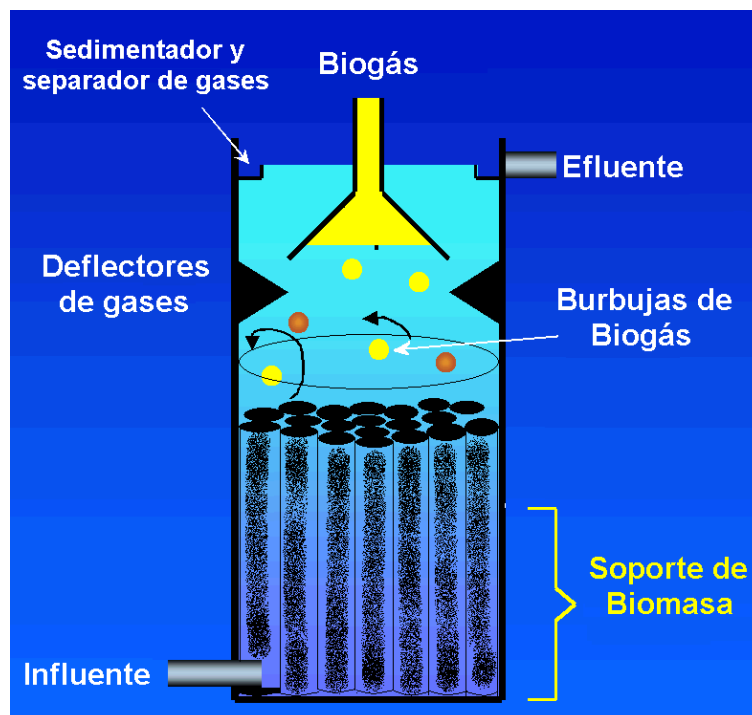


Figura 1.7. Reactor de película Fija

1.2. Antecedentes

Hasta el momento, en México existe poca información sobre los métodos de tratamiento de aguas residuales procedentes de rastros, así como de una legislación que reglamente las descargas procedentes de esta actividad. La calidad del agua residual depende de la cantidad de contaminantes que contenga, esta cifra determinará el costo, método y lugar de tratamiento.

1.2.1. Estudios sobre el tratamiento de aguas residuales procedente de rastros y mataderos.

Sangodoyin y Agbawhe 1992, realizaron un estudio ambiental de la contaminación de aguas subterráneas (pozos) y superficiales por la contaminación de los efluentes de cinco rastros en Nigeria, encontraron 2410 mg/L de DQO y 13,100 mg/L de ST en el efluente de los rastros, a 500 m de la descarga la corriente decayó en la concentración de los parámetros en forma exponencial, para el caso del agua del pozo ubicado a 250 m del rastro, se encontraron altos niveles de DQO, Ca^{2+} , Cl^- y NO_3^- .

Johons 1995, realizó un análisis de los diversos tratamientos que se aplican a las aguas residuales de rastro, analizó el progreso de los tratamientos principalmente de los anaeróbicos por la alta velocidad de remoción de los nutrientes, sin embargo pocos datos se encontraron concernientes a la minimización de los desechos en los rastros, la información permite conocer y entender los problemas que se tienen al tratar los efluentes de esta industria.

Mittal 2006, realizó un compendio de los tratamientos que se han publicado para las aguas residuales de rastro y mataderos, incluye los tres tipos de tratamientos, 1) tratamientos primarios, como son separación por flotación, cribado, flotación de aire disuelto (DAF) y equalización. 2) tratamientos secundarios, remoción de materia orgánica utilizando lagunas, sistema de lodos activados, aeración extendida, zanjas de oxidación y reactores secuenciales batch. 3) tratamientos terciarios, remoción de N y P o sólidos suspendidos o la combinación de ellos.

1.2.2. Tratamientos primarios.

Núñez y col. (1999b), estudiaron el proceso de coagulación-floculación en aguas residuales de rastro, utilizando tres compuestos: FeCl_3 , Al_2SO_4 y Cloruro de poliamonio (PACI-1 y PACI-2). En el cual trabajaron ajustando la dosis de los compuestos y el pH. Los resultados obtenidos para la remoción de DQO_T fueron de 45 a 75%, ya que con la mayoría de los compuestos variaron ampliamente debido a la influencia del pH, siendo los mejores resultados a pH 5 con dosis de, 200 mg/L de Al_2SO_4 con un 58% de remoción de DQO; 400 mg/L de FeCl_3 con un 50% de remoción de DQO, 200 mg/L de PACI-1 con una 55% remoción de DQO y 200 mg/L de PACI.2 con 75% de remoción de DQO.

Reali y col. (2001a) realizaron un estudio sobre la aplicación del sistema DAF con la aplicación de un coagulante y un polímero con objeto de tratar las aguas residuales domésticas para disminuir la carga de DQO. Obteniendo los mejores resultados con FeCl_3 a una dosis de 65 mg/L y con 7 mg/L del polímero. Las condiciones del sistema DAF fueron de 15 min con un gradiente de velocidad (Gf) de 80 s^{-1} . Los requerimientos de aire para los procesos variaron desde 9.5 a 19 g de aire/ m^3 a una presión de 450 kPa, siendo los mejores resultados de remoción con cloruro férrico de 95% en SST, 85% de DQO, y el 95% de fosfatos. La utilización del polímero catiónico presentó 74% de remoción de SST y 75% de DQO.

Reali y col. (2001b) estudiaron el mismo sistema pero con coagulante y polímero juntos como pretratamiento a un reactor anaerobio UASB. Cuando el reactor fue operado en estado estacionario la dosis FeCl_3 fue 30 mg/L, y del polímero catiónico de 0.4 mg/L; Obteniendo con estas dosis una remoción global del sistema del 79% en DQO, 86% de fosfato y 98% de turbiedad (NTU).

Wang y col. (2002), estudiaron la aplicación de un coagulante-floculante; sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, con cloruro de polialuminio (PACls). El experimento consistió en encontrar las mejores dosis para que el tratamiento tuviera la mejor remoción de DQO.

Al-Multairi y col. (2004), realizaron un estudio en el cual examinaron la adición de un polímero conocido comercialmente como Praestol y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulantes en el efluente de una planta que trata aguas residuales procedentes de rastro, siendo sus principales objetivos; remover turbiedad, DQO, SS y SDT así como evaluar las mejores dosis de los coagulantes. La mejor eficiencia de remoción de SS fue obtenido en las concentraciones de 300 a 400 mg/L, alcanzando una remoción del 99% con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y 96% con 30 mg/L para el polímero, aunque este último produjo un lodo mas compactado que el aluminio.

1.2.3. Tratamientos primario-secundario.

Manjunath y col. (1999), estudiaron el desempeño de un reactor UASB al tratar aguas residuales de rastro con y sin pretratamiento. El proceso de flotación por aire disuelto (DAF) fue el sistema utilizado como tratamiento preliminar, esta unidad redujo el 50% de la DQO, por lo que los autores concluyeron; que sistema DAF-UASB es factible para tratar las aguas residuales de los rastros.

Del Nery y col. (2001), también estudiaron un sistema primario por flotación con aire disuelto (DAF), con objeto de reducir las grasas, aceites y sólidos suspendidos en aguas residuales procedentes de una granja avícola, obteniendo rendimientos de hasta 50% de remoción de la DQO, el cual permitió remover sólidos finos y grasas, para que el tratamiento biológico fuera más eficiente. Después alimentaron a dos reactores UASB con el agua residual pretratada, la carga en el influente fue de 2,695 mg DQO/L, la velocidad de la carga orgánica (VCO) fue de 0.5 Kg DQO/ $\text{m}^3 \cdot \text{dia}$, los reactores

operaron por 144 días, durante este tiempo se redujo la carga hasta un 80% en DQO y la concentración de los ácidos grasos volátiles AGV, estuvieron por debajo de 100 mg/L

1.2.4. Tratamientos secundarios.

Couillard y col. (1989), evaluaron el efecto de procesos termofílicos en un reactor anaerobio, sobre el tratamiento de aguas residuales de rastro donde sacrifican cerdos, el cultivo de la mezcla de bacterias fue mantenido a una temperatura de 52-58 °C, en un reactor con alimentación semi-continua, se operó a un TRH de 6, 12, 18, 24 y 30 h, la remoción de DQO a 52°C fue de 93% para todos los tiempos de retención, a la temperatura de 58°C se obtuvo una remoción de 86% de DQO, con un tiempo de retención de 6 h.

Borja y col. (1995), estudiaron el desempeño de un reactor híbrido con cama de lodos y un filtro para tratar aguas residuales de rastro. El reactor operó a 35°C con la variación de la carga orgánica de 5-45 Kg DQO/L/d y la concentración del influente fue de 2450 mg DQO/L, obteniéndose una remoción del 96% de la DQO, por lo que se concluyó que el filtro en el reactor fue altamente eficiente por la retención de la biomasa, obteniendo un rendimiento en la acumulación de la biomasa de 0.029 g SSV / g DQO y con una velocidad de producción de metano en condiciones estándar de 6.91/L/d.

Ruíz y col. (1997), estudiaron la degradación del agua residual de rastro en dos reactores; un UASB y un AF (filtro anaerobio), ambos reactores trabajaron con un volumen de 2 L y fueron operados a 37°C, el promedio del contenido orgánico fue de 8000 mg/L de DQO, de los cuales 70% fue proteína, el contenido de sólidos totales representó del 15 a 30% de la DQO. El reactor UASB trabajó con velocidades de carga entre 1-6 Kg DQO/m³/d, la remoción de la DQO fue del 90%. El reactor AF con similares velocidades de carga orgánica obtuvo menores eficiencias, por lo que concluyeron que el sistema UASB mostró mejor desempeño dando mayor porcentaje de eficiencias para la remoción de DQO.

Núñez y Martínez. (1999a), estudiaron la degradación de las aguas residuales procedentes de rastros en un reactor de lecho granular expandido (EGSB), bajo condiciones mesofílicas (35°C), el reactor fue inoculado con lodos granulares de un reactor anaerobio de la industria cervecera. El promedio de remoción de la DQO fue de 67%, de SST del 90% y de las grasas del 85%, de una carga de 15 kg DQO/m³ d, con un TRH de 5 h.

Messé y col. (2000a), estudiaron el tratamiento de las aguas residuales de rastro en un reactor ASBR (reactor anaerobio en lote secuenciado) a 30°C, la carga de alimentación estuvo entre 6908-11,500 mg/L de DQO, del cual obtuvieron una remoción de 90-96%, la composición del metano en el biogás fue de 75%.

Messé y col. (2001), estudiaron el efecto de la temperatura en el tratamiento de las aguas residuales de rastro en un reactor ASBR (reactor anaerobio en lote secuenciado), las temperaturas a la que operó el reactor fueron de 30, 25 y 20 °C, el

reactor pudo soportar todas las cargas orgánicas, pero la remoción de DQO disminuyó conforme la temperatura bajó, obteniendo una remoción de; 90.8, 88.7 y 84.2%, con una alta actividad metanogénica ya que obtuvieron 0.37, 0.34 y 0.12 (g CH₄-DQO/g SSV/d).

Caixeta y col. (2002), estudiaron el tratamiento de aguas residuales de rastro en un reactor UASB y concluyeron que las mejores eficiencias se lograron al realizar los tres sistemas de tratamiento de aguas residuales (primario-secundario, terciario). El reactor operó durante 80 días, se alimentó con agua residual colectada después de un pretratamiento (cribado-flotación y equalización). El promedio de remoción que obtuvieron después del reactor UASB fue de 77-79% para DQO, 95% de DBO₅ y 81-86% de SST.

Del Pozo y Diez. (2000), evaluaron el rendimiento de dos reactores anaerobios de película fija (AFFR, por sus siglas en inglés) sin un soporte, para llevar a cabo la digestión anaerobia de aguas residuales de rastro donde sacrifican aves, el experimento se llevó a cabo para estudiar la influencia de la variación de; la carga orgánica, tiempo de retención hidráulico (TRH), la variación de la DQO del influente, temperatura, recirculación, dirección del flujo y operación intermitente. El rango de remoción de DQO fue de 85-95%, donde se alcanzaron velocidades de carga orgánica de 8 Kg DQO/m³d hasta 35 Kg DQO/m³d, obteniéndose eficiencias de 55-75%, por lo que alcanzaron fácilmente la estabilización.

Del Pozo y col. (2005a), estudiaron en un reactor aerobio- anaerobio de película fija la degradación del agua residual de rastro, el reactor operó a una temperatura de 25°C, las eficiencias de la materia orgánica en este reactor fue de 93% de DQO, la eficiencia de nitrógeno removido fue de 67%, también se llevó a cabo el proceso de nitrificación-desnitrificación, sin embargo el último estuvo limitado por la concentración del oxígeno disuelto en la zona anaerobia.

Del Pozo y col. (2005b), evaluaron la influencia del contenido de sangre en agua residual de rastro en un reactor anaerobio de película fija. El reactor fue operado a 20°C, las velocidades de carga orgánica se incrementaron de 1.8 - 9.2 Kg DQO/m³/d, el TRH fue de 5-9 h. El estudio concluyó que la eficiencia de remoción de la materia orgánica disminuyó de 70 a 54% dependiendo de las concentraciones de sangre en el influente.

Martínez y col. (2005), estudiaron la degradación de aguas residuales de rastro en un reactor anaerobio de película fija a diferentes cargas orgánicas, alcanzando eficiencias de remoción de DQO_T del 70%, y de aceites y grasas del 38%, sin embargo la eficiencia en la producción de metano estuvo limitada por la concentración de grasas y aceites en el influente del reactor.

La organización mundial de la salud señala que en América Latina y el Caribe solo el 19% de las aguas residuales colectadas en alcantarillados, reciben algún tratamiento antes de ser vertidas en los cuerpos de agua.

El alto contenido de grasa en las aguas residuales de rastros (> 200 mg/L), representa un problema durante el tratamiento biológico de estas aguas disminuyendo la eficiencia global del sistema.

Existen diferentes métodos físicos, químicos o biológicos que son utilizados como tratamientos primarios para la remoción de grasas en estas aguas residuales, sin embargo, para alcanzar altas eficiencias se emplean grandes concentraciones de químicos que alteran la composición del efluente haciendo más difícil su tratamiento por un método biológico. Hasta la fecha no existe suficiente información sobre el efecto de las grasas provenientes de estas aguas residuales en los sistemas de digestión anaerobia.

Es por esto que en este trabajo, se pretende evaluar el efecto de la grasa y materia orgánica, en la metanización de aguas residuales de rastro.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar diferentes métodos para la remoción de DQO, SST y grasas y aceites previos a la digestión anaerobia de aguas residuales de rastro.

Objetivos específicos

- Evaluar la remoción de grasa y aceites, DQO y SST de aguas residuales de rastro por medio de diferentes tiempos de agitación.
- Evaluar la remoción de grasa y aceites, DQO, y SST de aguas residuales de rastro empleando sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) y cloruro férrico ($FeCl_3$).
- Evaluar mediante cinéticas en cultivo por lote el efecto de los pretratamientos químicos sobre la actividad metanogénica.
- Evaluar la remoción de grasa y aceites, DQO y SST de aguas residuales de rastro y su efecto en la producción de metano en dos reactores anaerobios en serie.

CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Estandarización de Técnicas analíticas

2.1.1. Técnica para Determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para calcular la Demanda química de oxígeno (DQO) en cada prueba, se utilizó el método colorimétrico (Standard methods APHA., 1995). Para la realización de la técnica se ocupan dos soluciones; la solución digestora y la solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata. Se prepararon como se describe a continuación.

2.1.1.1 Solución Digestora.

Se seca durante dos horas a 103 °C , 50 g de K_2CrO_7 , se enfría posteriormente en un desecador y se pesan 42.25 g; por otro lado se pesan 33.3 g de $HgSO_4$. En un matraz aforado, se disuelve el dicromato de potasio en 500 mL de agua destilada, se añade el sulfato mercúrico, y se adiciona muy lentamente 167 mL de H_2SO_4 en baño de hielo. Cuando la mezcla se enfría se disuelve lentamente y se afora a un litro con agua destilada.

2.1.1.2. Solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata.

Se pesa suficiente sulfato de plata para una proporción de 5.5 g $AgSO_4$ /Kg de H_2SO_4 . Para calcular la cantidad exacta se considera el peso específico y la pureza del ácido sulfúrico. En un matraz aforado de 1 L, se agregan 300 mL de ácido agregando el sulfato de plata ya pesado. Se deja en reposo unos o dos días para que se disuelva, completando después el volumen restante del ácido sulfúrico. Por cada 2.5 L de ácido sulfúrico se debe agregar 26.03 g de $AgSO_4$.

2.1.1.3. Preparación de las muestras

En un tubo HACH con tapa de rosca se agregaron 2.0 mL de la muestra a analizar, en otro tubo se agregan 2.0 mL de agua destilada (para el blanco), se les añade 1 mL de la solución digestora, se adiciona lentamente 2 mL de la solución de ácido con plata, se tapan los tubos y se homogeniza la muestra agitando suavemente. Se colocan los tubos en una parrilla para digestión durante 2 h a una temperatura de 150 °C. Posteriormente, una vez fríos se leen en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 620 nm, ajustando a cero con el blanco.

Se realizó una curva patrón con glucosa en concentraciones de 0-1500 mg/L, para conocer las concentraciones reales de la muestra, donde se obtuvo la ecuación de recta (Figura 2.1.).

La solución patrón de glucosa fue de 1500 mg/L, la cual se preparó disolviendo 150 mg de glucosa en un matraz aforado de 100 ml.

A partir de la solución patrón, se realizaron diluciones con agua destilada para tener intervalos de concentración de 0 a 1500mg/L, como se muestra en la Tabla 2.1. Utilizando la siguiente fórmula. $C_1V_1 = C_2V_2$

Tabla 2.1. Preparación de las diferentes concentraciones para la Curva Patrón de Glucosa

Volumen Total (μL)	Volumen Solución Patrón (μL)	Volumen H ₂ O destilada (μL)	Concentración (mg/L)
2000	0	2000	0
2000	130	1870	97.5
2000	330	1670	247.5
2000	460	1540	345
2000	660	1340	495
2000	860	1140	645
2000	1000	1000	750
2000	1330	670	997.5
2000	1660	340	1245
2000	2000	0	1500

Las muestras se realizaron por triplicado con un volumen total de 2000 μL, las cuales se colocaron en los tubos HACH y se les agregó las dos soluciones para la realización de la digestión siguiendo el procedimiento anteriormente mencionado; La lectura de la absorbancia se midió a una longitud de onda de 620 nm en un espectrofotómetro SPECTRONIC INSTRUMENT modelo 20D+.

El promedio de los datos obtenidos en la Curva Patrón de Glucosa correspondientes a las absorbancias para cada concentración se muestran en la siguiente Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Absorbancias para cada concentración de la Curva Patrón de Glucosa

Concentración (mg/L)	Promedio de Absorbancia
0	0.000
97.5	0.054
247.5	0.124
345	0.177
495	0.257
645	0.311
750	0.367
997.5	0.480
1245	0.574
1500	0.694

Se graficó la absorbancia en función de la concentración Figura 2.1 de la cual se obtuvo por regresión lineal la ecuación de la recta y el coeficiente R^2 . Esta ecuación se utilizó durante todo este trabajo para calcular las concentraciones de DQO en las diferentes pruebas.

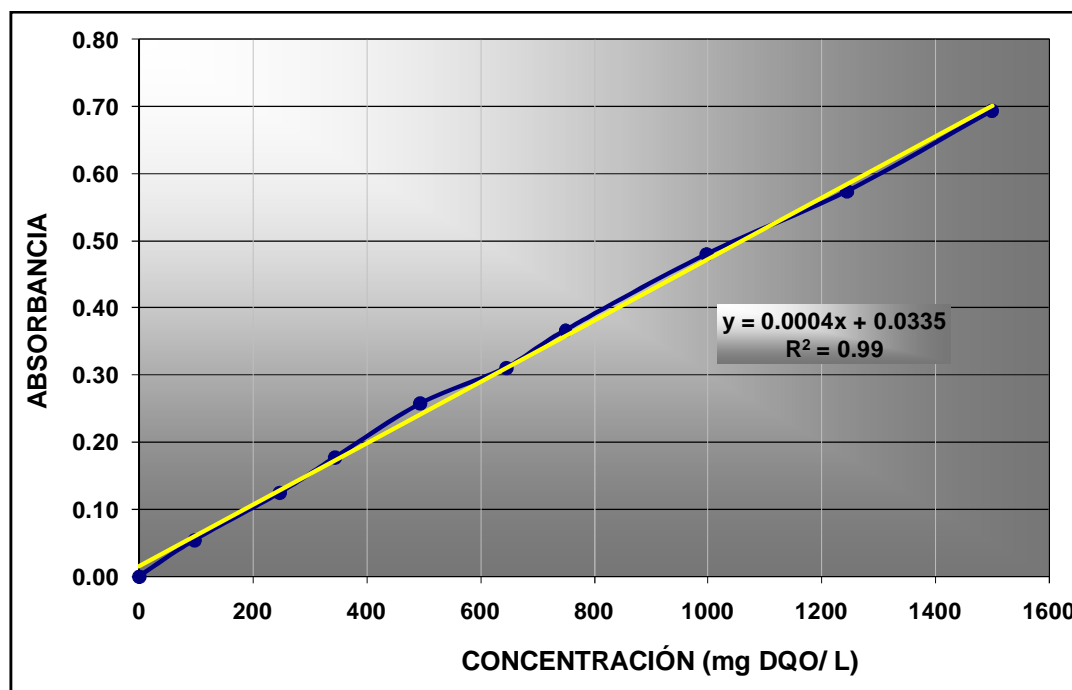


Figura 2.1. Curva Patrón de DQO

2.1.2. Técnica para Determinar la Concentración de Grasas y Aceites

La medición cuantitativa de la concentración de grasas y aceites se basó en la utilización del método de extracción soxhlet (Standard methods APHA., 1995). En el cual se utilizan dos soluciones;

Solución de ácido clorhídrico 1 M

Para calcular la cantidad exacta se considera el peso específico y la pureza del ácido clorhídrico. En un matraz aforado de 100 ml, se agregan 8.58 ml del ácido.

Solución de tierra de diatomeas 10 %.

Disolver 10 g de tierra de diatomeas en 100 mL de H₂O destilada.

La técnica requirió de la utilización del equipo de Extracción de grasas Goldfish, marca Labconco con seis unidades, condensadores de metal y tres botones de control de temperatura, Figura 2.2, el cual incluye dedales de porcelana, tubos de vidrio para muestra, tubos de recuperación y vasos de vidrio.

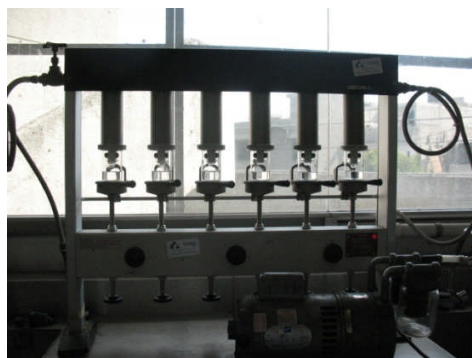


Figura 2.2. Equipo Extractor de Grasas Goldfisch

El método consistió en poner a peso constante el vaso de vidrio en una estufa de secado a 105 °C y después de 2 h, se deja enfriar en un desecador para ser pesado, este peso es el inicial. Para la preparación de la muestra se tomaron 20 mL y se colocaron en un vaso de precipitados, la muestra se acidificó con HCl 1M hasta alcanzar un pH de 2, posteriormente se agregaron 20 mL de solución de tierra de diatomeas. La muestra se filtró utilizando; papel filtro whatman número 1, un matraz kitasato y embudo buchner conectado a la bomba de vacío, la muestra que quedó sobre el papel filtro se colocó dentro del dedal de porcelana, y si algo de la muestra cayó sobre el embudo ésta se limpió con algodón húmedo con hexano que también se introdujo en el dedal. El dedal se colocó dentro del tubo para muestras de vidrio y este último se sujeta en las abrazaderas internas del extractor, después el vaso previamente pesado se le agregó 60 mL de hexano que también se sujeta con una apretadera al extractor. El aparato de extracción de grasas y aceites trabaja por 4 h tiempo en el cual se realiza varios ciclos de destilación. Después del tiempo transcurrido se quitó el tubo de vidrio para muestra que contiene el dedal y se colocó el tubo de vidrio de recuperación en el cual se recuperó el solvente (hexano), posteriormente el vaso se quitó y se dejó enfriar, cuando estuvo a peso constante, se pesó.



Figura 2.3. Extracción de grasas en el equipo

La fórmula (2.1) que se utilizó para medir la concentración de grasas y aceites durante todo el trabajo, se basa en los pesos inicial y final del vaso de vidrio (antes y después de la extracción) El residuo que queda en el vaso después de la extracción debe estar libre de solvente y es el que comprende a las grasas y aceites.

$$\text{mg de grasa y aceites /L} = \frac{(P_{\text{inicial}} \text{ en mg} - P_{\text{final}} \text{ en mg}) * (1000)}{\text{ml muestra}}$$

Fórmula 2.1.

2.1.3. Técnica para Determinar Sólidos Totales (ST) y Sólidos Volátiles (SV)

2.1.3.1. Sólidos Totales

La determinación tanto de los sólidos totales (ST) como de los sólidos volátiles (SV) se llevó a cabo por los métodos del Standard methods APHA., 1995 (sólidos totales secos a 103-105°C y sólidos volátiles y fijos incinerados a 550°C).

Los sólidos totales es el término aplicado al primer residuo material que se deja en un crisol, vaso o filtro después de una simple evaporación, secados a una temperatura definida. En el laboratorio se utilizaron los siguientes materiales; crisol de porcelana, parrilla de agitación y calentamiento con temperatura controlada, de 103-105°C, mufla a una temperatura de 550°C, desecador de vidrio y balanza analítica.

El método consistió en pesar (P_1) los crisoles completamente secos antes de que fueran utilizados, cuando estos estuvieron a peso constante. Las pesadas se realizaron siempre a temperatura ambiente y para evitar que no hubieran absorbido humedad se colocaron en el desecador esto se consiguió después de que estuvieron en la estufa a una temperatura de 103-105°C por 2 h.

En un crisol de porcelana se tomaron 10 mL de muestra y se dejó evaporar en una parrilla hasta que la mayor parte del líquido se evaporó, después se colocó en la estufa a una temperatura de 103-105°C por 2 h; posteriormente se realizó el ciclo de secado, enfriado, desecado y pesado hasta que el peso constante fuera obtenido (P_2), o hasta que el peso cambiara menos del 4% o 0.5 mg. El cálculo de los ST se muestra en la siguiente fórmula.

$$\text{mg ST /L} = \frac{(P_2 \text{ en mg} - P_1 \text{ en mg}) * (1000)}{\text{ml muestra}}$$

Fórmula 2.2.

2.1.3.2. Sólidos Volátiles

La muestra resultante de los ST (determinación anterior) se sometió durante 15 min a ignición en una mufla a la temperatura de 550°C. Usualmente el tiempo de ignición es de 15 a 20 min por 200 mg de residuo. Después que los crisoles estuvieron en la mufla, se enfriaron hasta 103 °C en la estufa durante aproximadamente 30 min, posteriormente se realizó el ciclo de secado, enfriado, desecado y pesado hasta el peso constante (P_3) nuevamente se calcularon los sólidos volátiles (SV) mediante la fórmula 2.3 y se expresan en mg/L.

$$\text{mg SV /L} = \frac{(P_2 \text{ en mg} - P_3 \text{ en mg}) * (1000)}{\text{ml muestra}}$$

Fórmula 2.3.

2.1.4. Técnica para Determinar Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

2.1.4.1. Sólidos Suspendidos Totales

La determinación tanto de los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) en este trabajo se basa en los métodos del Standard methods APHA., 1995 (sólidos suspendidos totales secos a 103-105°C y sólidos volátiles y fijos incinerados a 550°C).

En el laboratorio para la realización de este método se utilizaron los siguientes materiales; charolas de aluminio, papel filtro de microfibras de vidrio whatman GF/C, bomba de vacío, matraz kitasato y embudo buchner, estufa a una temperatura de 103-105°C, mufla a una temperatura de 550°C, desecador de vidrio y balanza analítica.

El método consistió en secar en la estufa a una temperatura de 103-105°C por 2 h el papel filtro de fibra de vidrio GF/C, posteriormente se enfrió y se pesó. Las pesadas se realizaron siempre a temperatura ambiente y para evitar que no hubieran absorbido humedad se colocaron en el desecador esto se consiguió después de que estuvieron hasta que el peso constante fuera obtenido (P_1), o hasta que el peso cambiara menos del 4% o 0.5 mg.

Se tomó un volumen de muestra conocido que para esta tesis se trabajaron 5 y 10 ml, la muestra se filtró por medio de vacío a través del papel filtro de fibra de vidrio que fue secado y pesado previamente. Una vez que se llevó a cabo la filtración en su totalidad el papel filtro se colocó en la estufa a una temperatura de 103-105°C por 2 h; posteriormente se realizó el ciclo de secado, enfriado, desecado y pesado hasta que el peso constante fuera obtenido (P_2), El cálculo de los SST se muestra en la siguiente fórmula.

$$\text{mg SST /L} = \frac{(P_2 \text{ mg} - P_1 \text{ mg}) * (1000)}{\text{ml muestra}}$$

Fórmula 2.4.

2.1.4.2. Sólidos Suspendidos Volátiles

Nuevamente la muestra resultante de la determinación anterior se sometió durante 15 min a ignición en una mufla a una temperatura de 550°C. Después que el papel filtro se enfrió hasta 103 °C en la estufa durante aproximadamente 30 min posteriormente se

realizo el ciclo de secado, enfriado, desecado y pesado hasta que el peso constante (P_3). El cálculo de los sólidos volátiles se muestra en la siguiente fórmula.

$$mg \text{ SSV } /L = \frac{(P_2 \text{ en mg} - P_3 \text{ en mg}) * (1000)}{ml \text{ muestra}}$$

Fórmula 2.5.

2.2. Agua residual

El agua residual de rastro fue proporcionada por el “Rastro Frigorífico La Paz, S. A de C. V.” ubicado en el Estado de México, el cual sacrifica ganado vacuno y porcino. El rastro sacrifica tres días a la semana (lunes, miércoles y viernes); reses por las mañanas y cerdos durante el medio día-tarde. Los días martes, jueves y sábados sólo sacrifica uno de los dos tipos de ganado. El muestreo se realizó durante el periodo comprendido de los meses de marzo a diciembre de 2007, el agua residual fue recolectada de un registro ubicado dentro de las instalaciones del rastro que captura todas las descargas del área de sacrificio de animales (Figuras 2.4 y 2.5).



Figuras 2.4 y 2.5. Registro donde se recolectó el agua residual de rastro en diferentes días de muestreo

El agua residual fue precolada en el sitio utilizando un tamiz de malla número 150 con abertura de 0.105 mm para eliminar sólidos (paja, viseras, piel, cebo, pelo, etc.) Figura 2.6. En el laboratorio el agua residual se mantuvo en refrigeración durante la alimentación del reactor y para la toma de muestras que se utilizaron para la realización de las cinéticas.



Figura 2.6. Agua residual pre colada

2.3. Inóculo

El inóculo utilizado en el presente trabajo fue un lodo metanogénico granular proveniente de la Central de Malta de “Cervecería Cuauhtémoc Moctezuma, S. A. de C. V.”. El cual fue caracterizado en su contenido de sólidos y su actividad metanogénica.



Figura 2.7. Lodo metanogénico granular

2.3.1. Actividad Metanogénica del Inóculo

Para medir la actividad metanogénica del inóculo así como las de las muestras tratadas con los coagulantes se realizaron cinéticas en cultivo por lote por duplicado, La tabla 2.3 muestra las condiciones experimentales por medio de las cuales se llevaron a cabo las cinéticas incluyendo al inóculo, para éste se sustituyó el agua residual por medio de Balch con acetato (Balch y col. 1979).

Tabla 2.3. Condiciones del Diseño Experimental

Parámetro	Valor
V_T (ml)	40
Temperatura °C	35
Atmósfera	N_2
Relación (gDQO/gSSV)	1
Muestra/Medio V (ml)	35
pH	7.0

El medio de cultivo Balch se preparó siguiendo el procedimiento de la Tabla. 2.4, después se colocó en botellas serológicas de 50 mL, se taparon con septos de goma y se sellaron con aros de aluminio. Durante la preparación del medio de cultivo se trabajó con una atmósfera de nitrógeno, una vez cerradas las botellas se procedió a realizar un cambio de atmósfera inyectando a través del septo una mezcla de N_2/CO_2 . Posteriormente las botellas fueron esterilizadas a 15 psi durante 15 min, de acuerdo a la técnica Hungate (1969). El cambio de color de la resazurina indicó las condiciones reducidas (anaerobias).

Tabla 2.4. Medio de Cultivo Balch (1979)

Solución Mineral 1	50 ml
Solución Mineral 2	50 ml
Solución de Oligoelementos	10 ml
Solución de Vitaminas	10 ml
Solución de Cloruro de Níquel	10 ml
Solución de Sulfato Ferroso	1 ml
Solución Mineral 1: K ₂ HO ₄ 6.0 g/L	
Solución Mineral 2: (g/L) KH ₂ PO ₄ 6.0; (NH ₄)SO ₄ 6.0; NaCl 12.0; MgSO ₂ ·7H ₂ O 2.6; CaCl·2H ₂ O 0.16	
Solución de Oligoelementos: Disolver 1.5 g de nitrilotriacético en 950 ml de agua destilada y ajustar el pH a 6.5 con KOH diluido, adicionar (g); MgSO ₄ ·7H ₂ O 3.0; MnSO ₄ ·2H ₂ O 0.5; NaCl 0.5; FeSO ₄ ·7H ₂ O 0.1; CoSO ₄ ó CoCl ₂ 0.1; CaCl·2H ₂ O 0.1; ZnSO ₄ 0.1; CuSO ₄ ·5H ₂ O 0.01; AlK(SO ₄) ₂ 0.01; H ₃ BO ₃ 0.01; Na ₂ MoO ₄ ·4H ₂ O 0.01	
Solución de Vitaminas: (mg/L) Biotina 2.0; Ácido fólico 2.0; Pirodoxina 10.0; Tiamina 5.0; Riboflavina 5.0; D,L-ácido pantoteico 5.0; B ₁₂ 0.1; Ácido p-amino benzoico 5.0; Ácido lipoico 5.0	
Solución de Cloruro de Níquel: 0.5 g/L	
Solución de Sulfato Ferroso: 2.0 g/L	

Las botellas serológicas con el medio de Cultivo Balch reducido fueron inoculadas con 5 mL de lodo, Las condiciones que se siguieron fueron las descritas en la tabla 2.3; La cinética se llevó a cabo durante un periodo de 72 horas.

La producción del biogás sé midió por medio del desplazamiento de solución saturada de NaCl (250 g/L, pH 2.5 y rojo de metilo como indicador), contenida en botellas serológicas.

El biogás contenido en las botellas serológicas, fue medido en cuanto a su composición por medio de un cromatógrafo de gases GOW MAC 550 con detector de conductividad térmica, una columna de carboxiphere 80/100, una T col = 140°C, T iny =150°C, T det = 200 °C, utilizando helio como gas acarreador a un flujo de 30 mL/min.

Para la conversión de los mL de biogás producidos a unidades de actividad metanogénica (g DQO-CH₄/g SSV) se utilizó la Fórmula 2.4. Después que se calculó la actividad metanogéna, se graficaron los valores obtenidos contra el tiempo (Figura 2.8).

$$\text{Actividad Metangénica (g DQO - CH}_4\text{/g SSV)} = \frac{\frac{(\text{L de Biogás}) * (\text{L de CH}_4)}{0.34 \left(\frac{\text{g (DQO - CH}_4\text{)}}{\text{L CH}_4} \right)}}{(29 \text{ g SSV}_{\text{inóculo}}) * (0.005 \text{ L}_{\text{inóculo}})}$$

Fórmula 2.6.

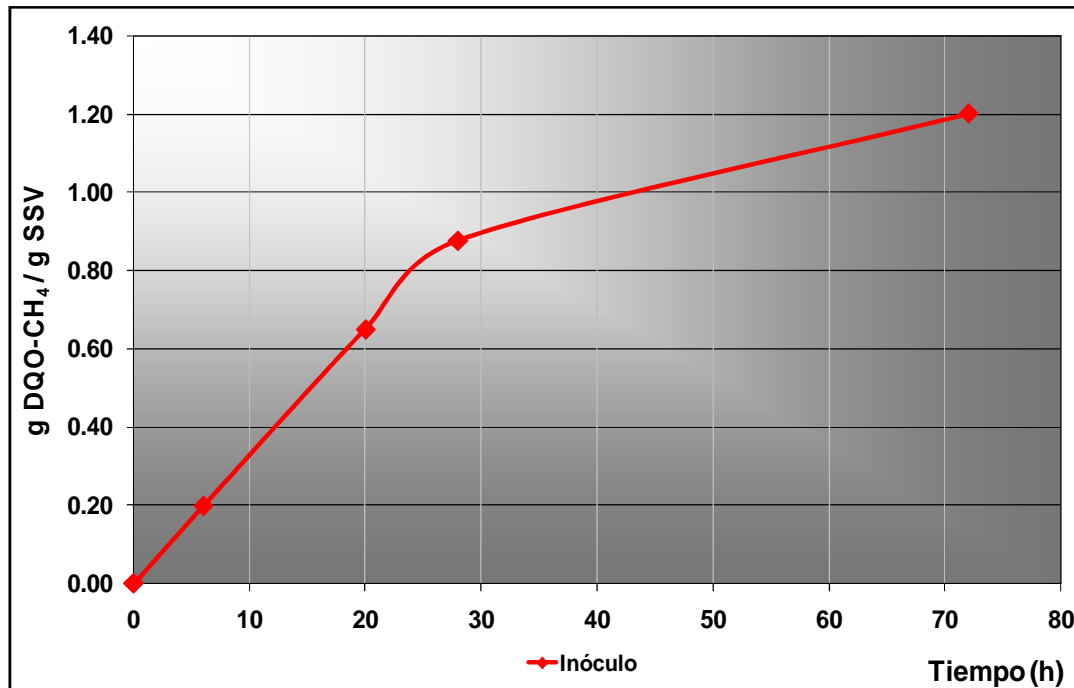


Figura 2.8. Rendimiento de Producción de Metano.

A partir de la figura se calculó la velocidad específica de producción de metano por medio de la pendiente.

2.4. Pretratamientos

Cada diseño experimental (pretratamiento) fue planteado para mejorar la eficiencia de remoción de Grasas y aceites, DQO, ST y SST. Para este trabajo se utilizaron tres métodos; el mecánico, el químico y el biológico.

Cada lote de agua residual procedente de rastro, así como el agua residual después de los pretratamientos, se caracterizaron dentro de los parámetros anteriormente mencionados y fueron medidos de acuerdo a las técnicas del Standard methods (APHA, 1995).

2.4.1. Pretratamiento Mecánico

El pretratamiento del método mecánico consistió en implementar agitación a seis matraces erlenmeyer que contenían un volumen de 200 mL de agua residual de rastro, que se agitaron a una velocidad de 150 revoluciones por minuto (rpm). Se utilizó una Incubadora Orbital Shaker marca New Brunswick modelo G24 con control de tiempo y temperatura (Figura 2.9). La temperatura del experimento fue de 25° C (T ambiente), y se varió el tiempo de agitación; 0, 20, 30, 45, 60, 120 y 180 min.



Figura .2.9. Equipo que se utilizó en el pretratamiento mecánico

2.4.2. Pretratamientos Químicos

Se trabajó con dos compuestos químicos; sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y cloruro férrico FeCl_3 , que se emplearon como coagulantes a diferentes dosis.

El método consistió en colocar un volumen de 200 mL de agua de rastro en matraces erlenmeyer y agregar el coagulante. Las concentraciones que se adicionaron para el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ fueron de; 0, 300, 400, 500, 750 y 1000 mg/L, y para el FeCl_3 fueron de; 0, 100, 300, 400, 500 y 750 mg/L. Posteriormente se agitaron en la Incubadora Orbital por un periodo de 30 min a temperatura ambiente (25°C) y 150 rpm (Figura 2.10).

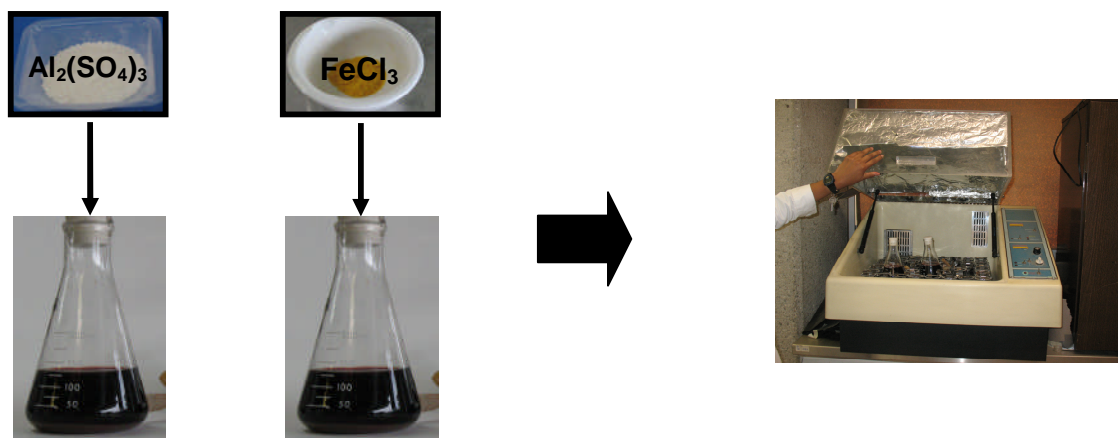


Figura 2.10. Procedimiento que se realizó en el pretatamiento químico

Después del pretratamiento a la muestra, se obtuvieron dos fases, el sobrenadante se separó del precipitado que son los sólidos que coagularon/flocularon para cada dosis probada (Figura 2.11).

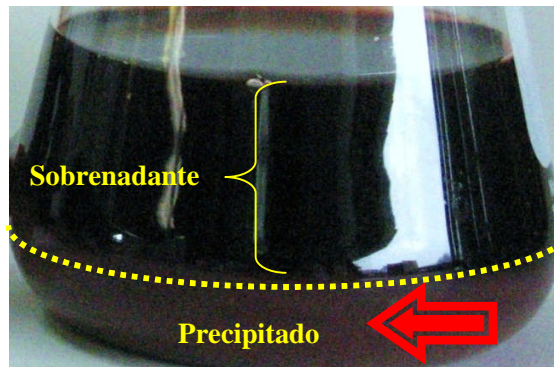


Figura 2.11. Fases que se obtuvieron después del pretratamiento en el agua residual

2.4.2.1. Cinéticas en cultivo por lote

Después de los pretratamientos químicos, las muestras que se obtuvieron en la fase sobrenadante fueron las que se utilizaron para la evaluación de la actividad metanogénica mediante cinéticas en cultivo por lote para cada concentración de coagulante estudiado.

Las cinéticas con el agua pretratada con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ se realizaron por un periodo de 72 h, a una temperatura de 35°C , en botellas serológicas con atmósfera de N_2 , y un volumen total de 40 mL (35 mL de agua residual de rastro previamente tratada con sulfato de aluminio y 5 mL de inóculo).

Las cinéticas con el agua pretratada con FeCl_3 se realizaron por un periodo de 120 h, las características del experimento así como de las condiciones del trabajo fueron similares a la cinéticas realizadas con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

La producción de biogás de ambas cinéticas fue medida por el desplazamiento en solución salina (Figura 2.12), y la composición se midió en un cromatógrafo de gases GOW MAC 550 con detector de conductividad térmica, una columna de carbophenol 80/100, una $T_{\text{col}} = 140^\circ\text{C}$, $T_{\text{iny}} = 150^\circ\text{C}$, $T_{\text{det}} = 200^\circ\text{C}$, utilizando helio como gas acarreador a un flujo de 30 mL/min.

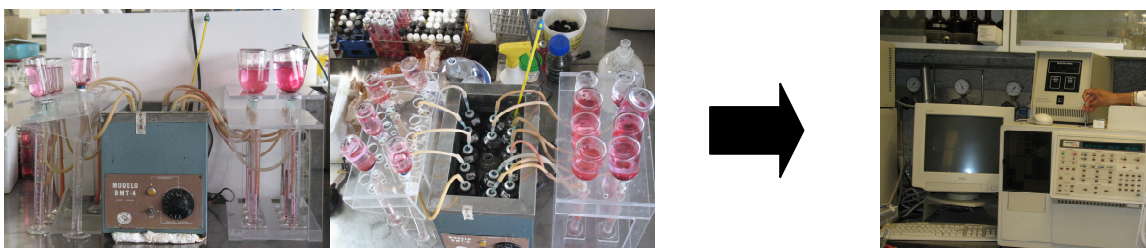


Figura 2.12. Cinéticas en cultivo por lote. Procedimiento y equipo que se realizó para medir la composición de biogás

2.4.3. Pretratamiento Biológico

Este método consistió en instalar dos biorreactores anaerobios de película fija (BAPF_s) en serie, que fueron operados por un periodo de 60 días. El relleno del reactor estuvo conformado por tubos corrugados de PVC de 40 cm de altura y 2 cm de diámetro, arreglados en forma vertical como acarreador de biomasa (Martínez y col. 2005). El R₁ fue alimentado con agua residual de rastro sin ningún tratamiento previo, el efluente del R₁ fue el Influyente del R₂, como se muestra en la Figura 2.13. Se realizaron muestreos de los influentes y efluentes (100 ml) cada tercer día y se analizó la DQO, grasas y aceites, sólidos totales y sólidos suspendidos de acuerdo a los métodos estandarizados (APHA, 1995). El pH se midió utilizando un Potenciómetro Corning pH/ion modelo 455. El flujo y la producción de biogás fueron medidos manualmente. Para la medición del biogás se utilizó una columna de vidrio Mariotte, que contenía una solución saturada de NaCl, la cual se preparó agregando 250 g de NaCl a un litro de agua destilada, posteriormente se acidificó hasta un pH de 2 con ácido clorhídrico HCl y finalmente se agregó el indicador de pH rojo de metilo. El biogás producido desplazó a la columna líquida, con la altura y diámetro interno de cada una de las columnas se calculó el volumen (Martínez y col. 2005). Para conocer la composición del biogás se tomó una muestra de éste y se inyectó 0.1 ml en un cromatógrafo de gases GOW MAC 550 con detector de conductividad térmica y helio como gas acarreador.

Dentro del equipo utilizado se requirieron dos bombas peristálticas, que alimentaron a los reactores desde los botes de 10 L, y dos columnas de vidrio Mariotte. Los reactores trabajaron a tiempos de TRH de 1 d, los volúmenes de trabajo para los reactores fueron de; 1.5 L para el R₁ y de 1.6 L para el R₂, ambos reactores operaron a una temperatura de 32-35 °C.

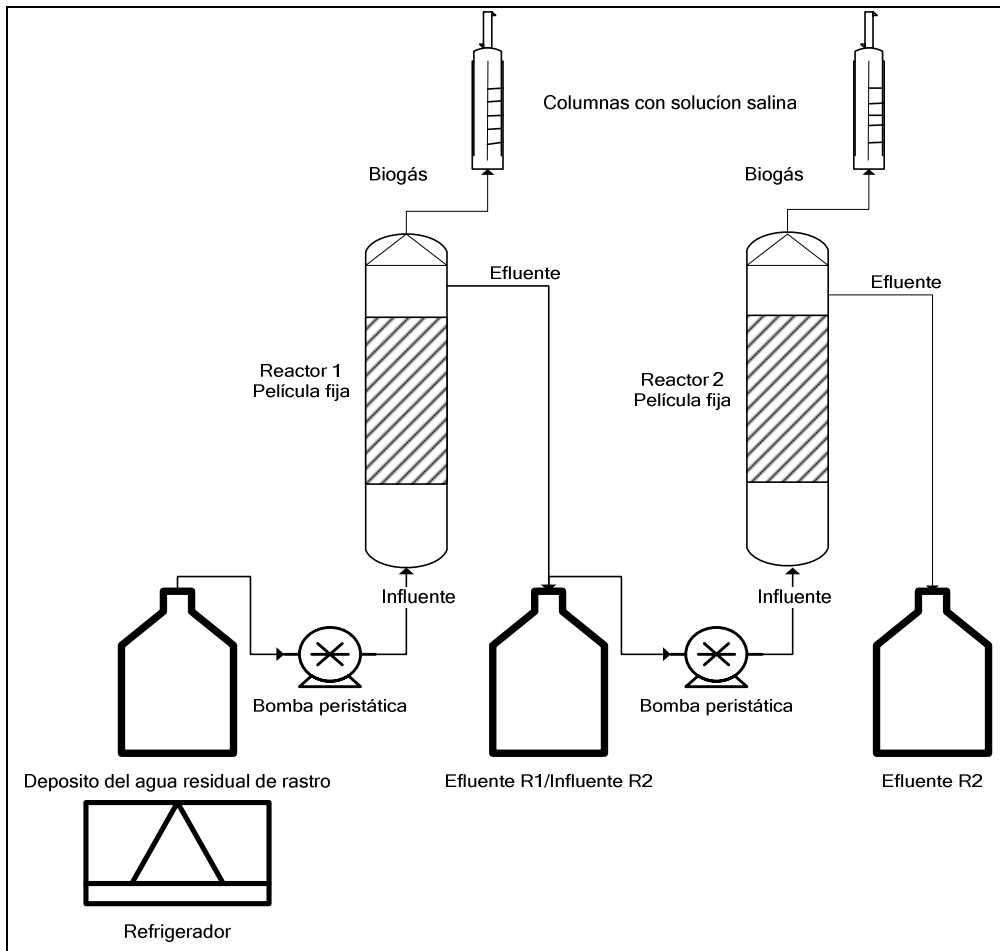


Figura 2.13. Diagrama de los reactores de película fija utilizados en la depuración de aguas residuales de rastro

Sin embargo después de 60 días de operación se decidió cambiar el R₁ de película fija por un UASB, debido a problemas de operación al medir biogás y DQO, así como también, las columnas de vidrio Mariotte con solución salina fueron reemplazadas por contadores electrónicos de biogás. El volumen de trabajo del R₁ fue de 1.7 L, el reactor operó con tres fases; una fase líquida correspondiente al agua residual, una fase sólida que consistió en el lodo metanogénico granular (inóculo) y la biomasa presente en el reactor y una fase de biogás (Caixeta, y col. 2002). El R₂ continuó operando como biorreactor de película fija (BAPF) con un volumen de trabajo de 1.5 L (Figura 2.14).

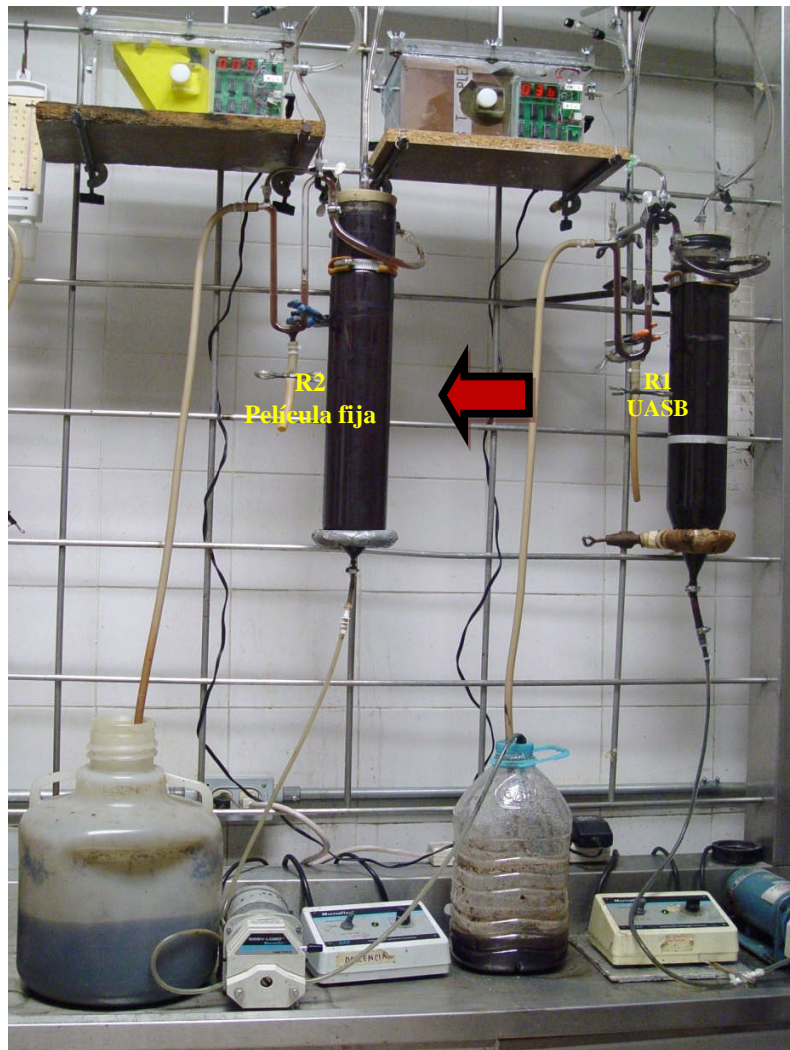


Figura 2.14. Diagrama de los reactores en serie UASB y BAPF

Sin embargo, como se seguían teniendo problemas de operación al medir biogás principalmente por la gran cantidad de sólidos que contienen las aguas residuales de rastro, se decidió pretratar el agua residual antes de que alimentara al reactor R₁. Para el pretratamiento químico del agua residual se utilizó 300 mg/L de Al₂(SO₄)₃ como coagulante, por lo que en el día 85 de operación, los reactores se alimentaron con agua residual de rastro previamente pretratada.

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización del agua de rastro

Los valores promedio de la caracterización del agua residual de nueve muestreos realizados en el “Rastro Frigorífico La Paz”, durante el periodo comprendido de los meses de marzo a diciembre del año 2007 se muestra en la Tabla 3.1, en la que se representan los meses y días en las cuales se obtuvo cada una de las muestras, para cada uno de los lotes.

Tabla 3.1. Valores promedio de la caracterización del agua residual de rastro en cada uno de los muestreos realizados

MUESTREOS		Grasas y Aceites	ST	SST	SSV	DQO _T	pH
Día (semana)	Fecha	mg G y A/L	mg ST/L	mg SST/L	mg SSV/L	mg DQO _T /L	
L	23/04/2007	341.25	----	2850	2725	15200	7.0
L	14/05/2007	280	8850	3310	2810	13250	7.05
Mi	13/06/2007	165	10730	8180	7620	19018.7	7.1
V	06/07/2007	180	-----	1940	2080	15150	7.0
V	07/09/2007	400	-----	3575	3332	16400	7.3
Mi	26/09/2007	200	9960	9860	8480	20325	7.05
V	19/10/2007	165	9125	2900	2760	10862	6.8
Mi	07/11/2007	290	11150	2640	2680	14600	6.9
Mar	04/12/2007	230	8420	1535	1595	8100	6.7
Promedio	-----	250	9727	4088	3787	14767	6.9
DESV EST	-----	83.34	1088.3	2896.1	24.74.9	3774.8	.017
CV	-----	33.32	11.1	70.8	65.3	25.56	2.49

*DESVEST- Desviación estándar, CV- Coeficiente de variación, L-Lunes, Mar-Martes, Mi-Miércoles, V-Viernes.

Tabla 3.2. Intervalo de variación en los valores de la caracterización del agua residual de rastro

Parámetro (mg/L)	Intervalo de Variación
DQOT	8000 - 20000
Aceites y Grasas	150 - 400
SST	1500 - 4720
ST	7000 - 11000
pH	6.8 -7.4

La Tabla 3.2. muestra el amplio intervalo de variación en los diferentes parámetros medidos, esto se atribuye principalmente a los días, horario, y estación del año en que se muestreó.

Estas diferencias no sólo se atribuyen como ya se mencionó, a que el agua residual que se obtiene del sacrificio del ganado vacuno contribuye en el aumento de la concentración de DQO, si no que también el rastro del cual se obtuvo el agua residual no es una empresa moderna, ya que ellos no recuperan o separan todos sus productos secundarios y éstos son vertidos directamente en sus propios sistemas de drenaje al momento del lavado. Aunque la piel y huesos no son vertidos; algo de la sangre, grasa y pelo principalmente que se genera al matar los animales, se descargan sobre el sistema de drenaje, tiene un registro a cielo abierto donde desazolvan todos los sólidos. La separación de los sólidos se realiza por medio de una rejilla que impide el paso de éstos a través del flujo (Figura 3.1), la rejilla, no es suficiente para capturar todos los sólidos, mas aún cada vez que se reinicia el sacrificio de animales y las primeras aguas residuales del lavado que llegan hasta este lugar tienen una alta concentración de sangre. La acumulación de los sólidos (materia orgánica) durante los ciclos de sacrificio de animales; el día y hora de muestreo también contribuyó a que el agua residual esté más concentrada.



Figura 3.1. Secuencia del flujo de agua residual de rastro a través del registro a cielo abierto.

3.2. Inóculo

3.2.1. Caracterización del Inóculo

El inóculo (lodo granular anaerobio), se utilizó en las cinéticas en cultivo por lote y en los reactores, la Tabla 3.3 muestra el contenido de sólidos del inóculo.

Tabla 3.3. Valores Promedio de la caracterización del agua residual del inóculo

Parámetro	Valor
g SST/L	36.2
g SSV/L	29
g ST/L	45.2
g SV/L	31.2
pH	7.0

3.2.2. Actividad metanogénica del Inóculo

Se realizó las cinéticas en cultivo por lote (por duplicado), para medir la actividad metanogénica del inóculo, siguiendo las condiciones experimentales de la tabla 2.3.

La producción del biogás durante las 72 horas que permaneció la cinética se muestran en la (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Volumen de biogás desplazado durante la Cinética

Tiempo (h)	Volumen (mL)
0	0
6	14
20	46
28	62
70	84

El biogás que se generó se midió en cuanto a su composición, la tabla 3.5 muestra el porcentaje de CH₄ y CO₂ producidos durante la cinética.

Tabla 3.5. Porcentaje de CH₄ y CO₂ que se obtuvo en el Comatograma en la muestra del Inóculo

Muestra	Porcentaje de Biogás (%)	
	CH ₄	CO ₂
Inóculo	69.827	30.173

Los datos obtenidos de actividad metanogénica (g DQO-CH₄/ g SSV) del inóculo se calcularon a partir de los mL de biogás producidos utilizando la Fórmula 2.4.

Después de calcular la actividad metanogénica, se graficaron los valores obtenidos con respecto al tiempo (Figura 3.2), se observa el máximo rendimiento obtenido de 1.2 a las 72 h.

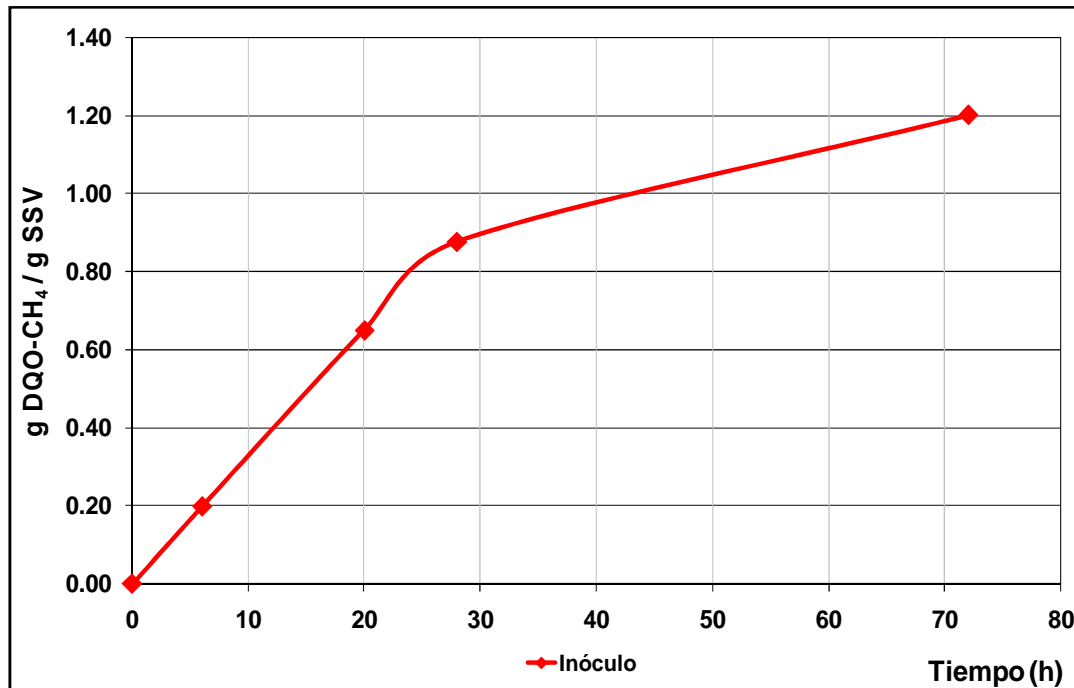


Figura 3.2. Rendimiento de Producción de Metano.

A partir de estos resultados (figura 3.2) se calculó la velocidad específica de producción de metano que fue de **0.76 (g DQO/g SSV* día)**.

3.3. Pretratamientos

3.3.1. Pretratamiento Mecánico

Debido a que los lotes de agua residual que se traían del rastro sedimentaban a lo largo de los días cuando éstos eran almacenados en el refrigerador (aunque el agua hubiera sido tamizada previamente), se optó realizar un pre-tratamiento mecánico para observar si éste servía como un método de remoción. Los resultados se muestran en la Tabla 3.6. Se observa los datos obtenidos para cada tiempo de agitación y las diferencias que existen en cada uno de los parámetros analizados (grasas y aceites, SST y DQO_T).

En el estudio se tomó como muestra control, la prueba de 0 min de agitación a la cual se le midieron los parámetros de grasas y aceites, SST, SSV y DQO_T, a partir de la cual se compararon los valores obtenidos para los demás tiempos de agitación en los mismos parámetros. Los sólidos presentaron mejor eficiencia de remoción en tiempos prolongados de agitación, obteniéndose 58 y 60 % de eficiencia a tiempos de agitación de 120 y 180 min respectivamente. Por el contrario la mejor eficiencia de remoción para la DQO_T se presentó a los 20 min de agitación con 19% de eficiencia. Y para la mejor remoción de grasas y aceites se obtuvo a los 30 min de agitación con un 39 % de eficiencia.

Tabla 3.6. Eficiencia de remoción de grasas y aceites, SST y DQO_T utilizando Agitación como pre-tratamiento.

Agitación	Grasas y Aceites		SST	SSV	DQO _T		pH
T (min)	mg G y A/L	Eficiencia (%)	Eficiencia (%)		mg DQO _T /L	Eficiencia (%)	
0	850	0	0	0	9100	0	7.3
20	645	24	34	24	7400	19	7.3
30	515	39	35	20	8000	12	7.3
45	605	29	42	30	8725	4	7.3
60	720	15	55	42	8350	8.2	7.3
120	785	8	58	44	8325	9	7.3
180	790	7	60	45	7825	14	7.3

3.3.2. Pretratamientos Químicos

Como ya se mencionó en la metodología se utilizaron dos compuestos sulfato de aluminio y cloruro férrico para llevar a cabo los pretratamientos químicos, sin embargo también se agitaron las muestras para que los coagulantes fueran mezclados homogéneamente. El tiempo de agitación fue de 30 min este tiempo se seleccionó con forme a los datos obtenidos del pretratamiento mecánico de la mejor eficiencia de remoción de grasas y aceites, ya que éstas pueden influir negativamente en la producción de metano, según lo reporta Martínez y col. 2005.

Después que se llevó a cabo el pretratamiento en las muestras de agua residual para cada dosis de los coagulantes examinados se obtuvo dos fases un sobrenadante y un precipitado como se muestran en las Figuras 3.2 y 3.3. La medición de los parámetros (grasa y aceites, DQO_T, SST y SSV), se realizaron en las muestras que correspondieron al sobrenadante para todas las pruebas.

3.3.2.1. Pretratamientos con Sulfato de Aluminio (Al₂(SO₄)₃)

El agua residual de rastro que se utilizó para cada prueba se obtuvo del mismo lote. La diferencia entre la muestra control y la de 0 mg/L, consistió en que la muestra control fue el agua residual de rastro sin que se le hubiera dado ningún tratamiento mecánico o químico. Y la muestra de 0 mg/L no se le agregó Al₂(SO₄)₃, pero si se sometió al pretratamiento mecánico agitándola por 30 min al mismo tiempo que a las restantes muestras.

Los datos obtenidos en las eficiencias de remoción para grasas y aceites y DQO_T al haber utilizando sulfato de aluminio como pretratamiento, se muestran en la Tabla 3.7, donde se observó que a la dosis de 300 mg/L de Al₂(SO₄)₃ se obtuvo una eficiencia de

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

remoción de 79% para grasas y aceites; y la mejor remoción de DQO_T se obtuvo en las dosis de 500 y 750 mg/L con 40% de eficiencia para ambas dosis.

Tabla 3.7. Eficiencia de remoción de grasas y aceites y DQO_T y utilizando Al₂(SO₄)₃ como pre-tratamiento.

Dosis Al ₂ (SO ₄) ₃ mg/L	Grasa y Aceites		DQO _T		pH
	mg G y A/L	Eficiencia (%)	mg DQO _T /L	Eficiencia (%)	
Control	290	0	13250	0	7.66
0	130	55	8869	33	7.66
300	60	79	8363	37	7.43
400	200	31	9406	29	7.76
500	95	67	7950	40	7.47
750	105	64	7956	40	7.70
1000	140	52	10663	20	7.64

La Tabla 3.8 resume los resultados obtenidos de las eficiencias de remoción al medir los parámetros de SST y SSV, al haber utilizado sulfato de aluminio como coagulante. Los datos muestran que no existe una diferencia significativa en cuanto a las eficiencias de remoción para las diferentes dosis evaluadas. Esto se observa al comparar los datos que para el caso de los SST las mejores remociones se obtuvieron a las dosis de 300 y 750 mg/L con 67 y 68% eficiencia respectivamente; y para el caso de los SSV se presentó la eficiencia mas alta de 62% en la dosis de 1000 mg/L.

Tabla 3.8. Eficiencia de remoción de SST y SSV utilizando Al₂(SO₄)₃ como pre-tratamiento.

Dosis Al ₂ (SO ₄) ₃ mg/L	SST		SSV		pH
	mg SST/L	Eficiencia (%)	mg SSV/L	Eficiencia (%)	
Control	3310	0	2810	0	7.66
0	1490	55	1440	49	7.66
300	1080	67	1120	60	7.43
400	1200	64	1180	58	7.76
500	1280	61	1220	57	7.47
750	1070	68	1100	61	7.70
1000	1210	63	1080	62	7.64

Se eligió la mejor dosis en base a los resultados de las eficiencias de remoción en los parámetros medidos y con el criterio de optimizar la cantidad de químico así como la de no afectar la actividad metanogénica; En la dosis de 300 mg/L se obtuvo una remoción de; 79% en grasas y aceites, 60% en SST fueron de 37% en la DQO_T, aunque en algunos parámetros (SST y DQO_T) las eficiencias fueron un poco más altas en los pretratamientos con mayor concentración de coagulante, no fue una diferencia significativa, por lo que la mejor dosis del coagulante fue a esta concentración, lo que coincide con los trabajos de Al-Multairi y col. (2004).

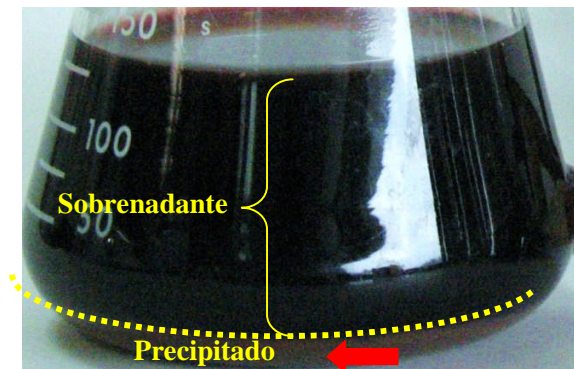


Figura 3.3. Muestra tratada con el pretratamiento mecánico

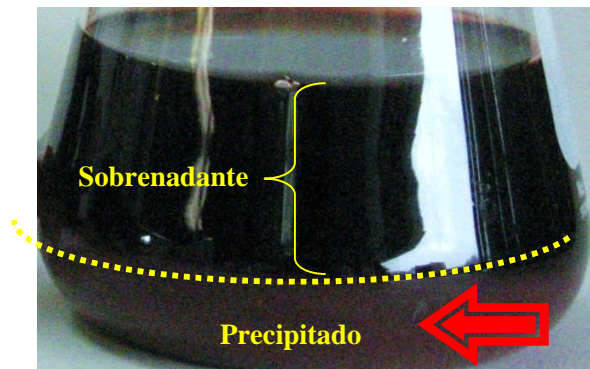


Figura 3.4. Muestra tratada con 750 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

En las figuras 3.3 y 3.4 se comparan visualmente la cantidad de sólidos que precipitan para dos pretratamientos; el mecánico con 30 min de agitación y el químico con dosis de 750 mg/L del coagulante sulfato de aluminio.

3.3.2.1.1. Actividad Metanogénica de las Muestras Tratadas con Sulfato de Aluminio

Para medir la actividad metanogénica de las muestras tratadas con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ se realizaron cinéticas en cultivo por lote por duplicado, se siguieron las condiciones experimentales de la Tabla 2.3.

La figura 3.5 presenta el volumen de biogás producido durante las horas que se llevaron a cabo las cinéticas para cada dosis examinada; así como de una muestra control a la cual no se le agregó coagulante pero si se sometió al mismo tiempo de agitación.

Se observa que las dosis de 300, 750 y 1000 mg/L fueron las que presentaron mejor producción de biogás, al compararla con la muestra control.

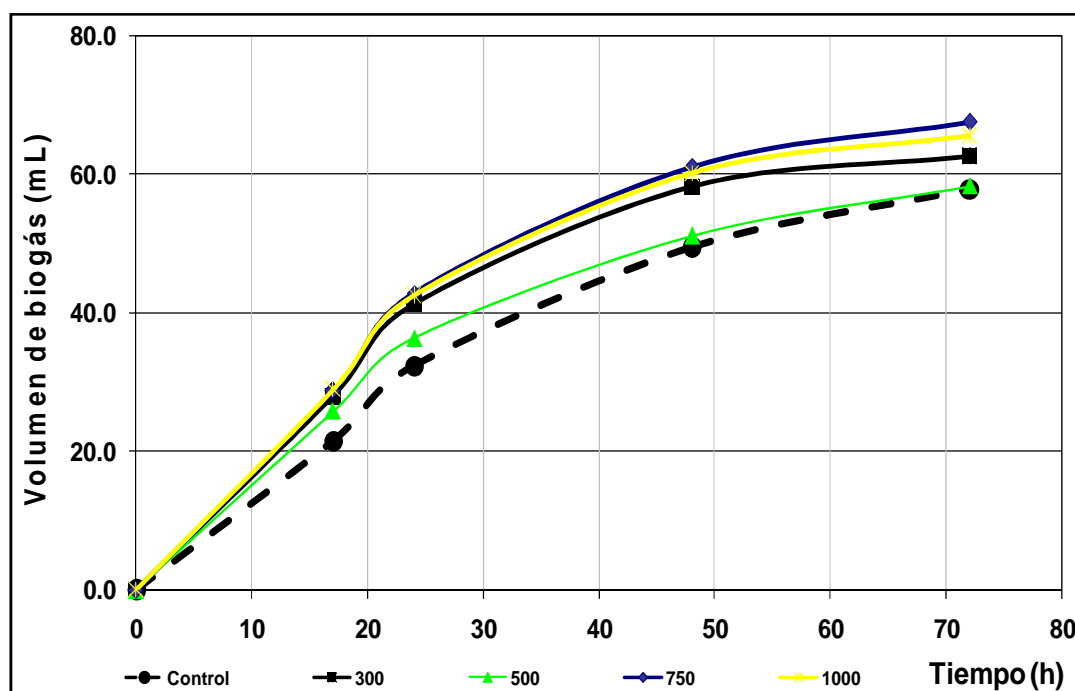


Figura 3.5. Volumen de biogás producido durante el tiempo con las muestras tratadas con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

En la figura 3.5 se observa que el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, no influye negativamente en la producción de biogás, por el contrario se observa un ligero aumento en todas las dosis probadas con respecto a la muestra control (0 mg/L), indicando que el sulfato de aluminio causa un efecto positivo en la actividad metanogénica.

Al utilizar la Fórmula 2.6 se convirtieron los mL de biogás a g DQO- CH_4 / g SSV. Los valores se muestran en la figura 3.6.

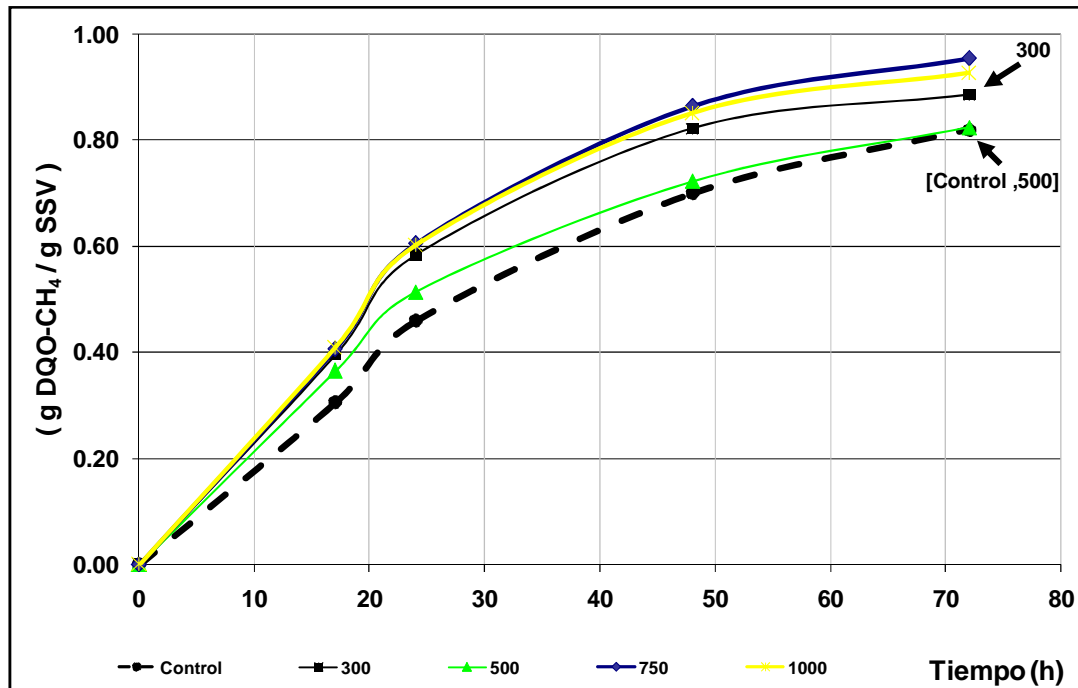


Figura 3.6. Producción de Metano en las muestras tratadas con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Se calcularon las pendientes de las curvas (velocidad específica de producción de metano) de la figura 3.6 para obtener la actividad Metanogénica (Figura 3.7).

Las actividades metanogénicas que se observaron en cada dosis fueron muy similares, ya que se obtuvieron valores entre 0.41 – 0.43. En la muestra control se obtuvo un valor de 0.35, siendo este menor que las muestras que fueron tratadas con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (Figura 3.7).

Con relación a las dosis de sulfato de aluminio agregadas en los pretratamientos no existe una diferencia significativa entre los diferentes tratamientos, debido a que los datos estadísticos muestran que la $F < F_c$ ($11.1 < 18.5$), por lo tanto no hay un efecto significativo entre la mayor concentración del coagulante (1000 mg/L) y la menor dosis (300 mg/L) en la actividad metanogénica (Figura 3.7). Lo que si se observa es que el sulfato de aluminio favorece esta actividad.

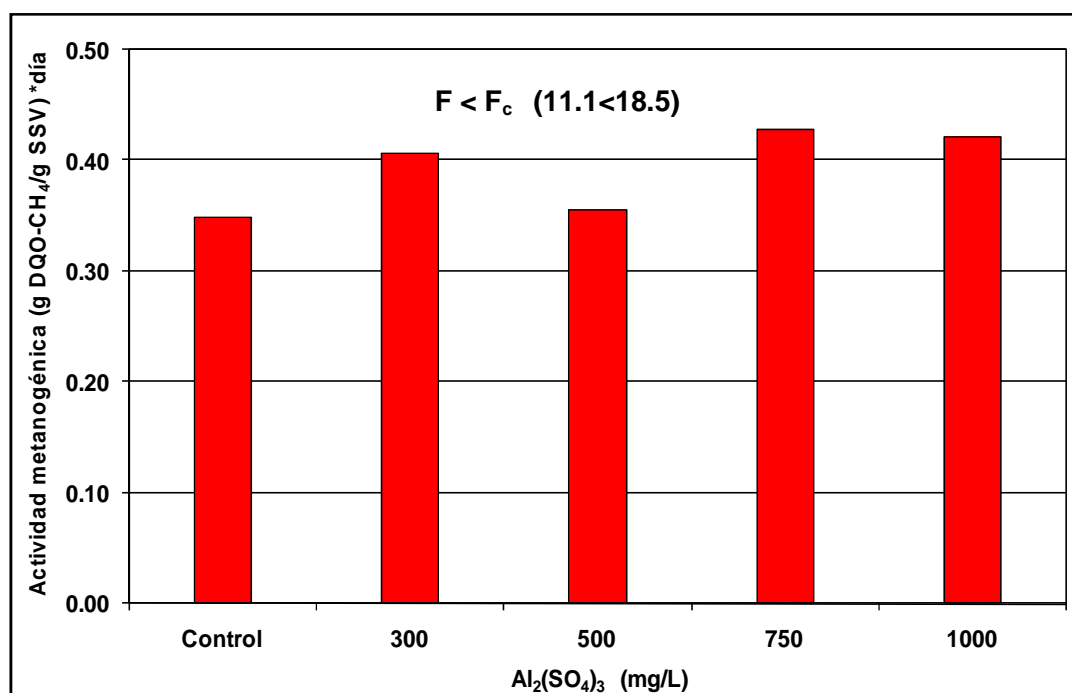


Figura 3.7. Velocidad específica de CH₄ a diferentes dosis de Al₂(SO₄)₃.

En la Tabla 3.9 se muestra la composición del biogás y del porcentaje de metano y bióxido de carbono que se produjo en las muestras a las diferentes dosis probadas. Se puede observar que todos los tratamientos tuvieron un porcentaje mayor de producción de CH₄ que CO₂.

En todas las muestras a las que se agregó sulfato de aluminio presentaron un porcentaje mayor de metano, todas alcanzaron un porcentaje mayor de 81% de metano, en comparación con la muestra control en la que se obtuvo un 79%, por lo que el pretratamiento no afectó la actividad Metanogénica.

Tabla 3.9. Composición y porcentaje del biogás producido con diferentes dosis de Al₂(SO₄)₃

Muestra Dosis Al ₂ (SO ₄) ₃ mg/L	Porcentaje (%)	
	CH ₄	CO ₂
Control	79.8	20.2
0	80.5	19.4
300	81.6	18.36
500	82.3	17.7
750	81.5	18.5
1000	82.4	17.6

3.3.2.2. Pretratamientos con Cloruro Férrico (FeCl₃)

Los resultados de los parámetros analizados como grasas y aceites y DQO_T utilizando el coagulante FeCl₃ se presentan en la Tabla 3.10, se observa que existen diferencias en los resultados entre las diferentes dosis empleadas del coagulante. La mayor remoción de de grasa y aceites fue utilizando 300 mg/L del coagulante con 65% de eficiencia, y 9% de eficiencia en la remoción de DQO_T, la dosis a la cual se obtuvo la mayor remoción de éste fue a 400 mg/L con una eficiencia del 13.5%, estos resultados coinciden con los obtenidos por Nuñez y col. (1999b), que observaron que utilizando cloruro férrico como coagulante la remoción de DQO variaba en su eficiencia debido al pH, pero a la misma dosis sólo se obtuvo un 47% de eficiencia en la remoción de grasas y aceites.

Es de notarse también que este lote de agua residual contenía una mayor carga orgánica que el lote utilizado con Al₂(SO₄)₃, por lo tanto el contenido de sangre fue mayor.

Tabla 3.10. Eficiencia de remoción de grasas y aceites y DQO_T utilizando FeCl₃ como pretratamiento.

Dosis FeCl ₃	Grasa y Aceites		DQO _T		pH
	mg G y A/L	Eficiencia (%)	mg DQO _T /L	Eficiencia (%)	
Control	150	0	44075	0	6.8
0	90	40	39950	9	6.8
100	100	33	41075	7	6.64
300	52.5	65	40050	9	6.72
400	79.2	47	38125	13.5	6.53
500	62.9	58	40750	8	6.43
750	65	57	42400	4	6.49

Las mejores dosis para la remoción de SST se presentaron en 500 y 750 mg/L con eficiencias de 49 y 48% respectivamente y para el caso de los SSV se obtuvo 46 % para las mismas dosis (Tabla 3.11). A pesar de que en las muestras tratadas con una mayor concentración de cloruro férrico se obtuvieron las mayores eficiencias de remoción no es una diferencia significativa si se comparan con los resultados que se obtuvieron en la muestras con menor dosis de coagulante.

Tabla 3.11. Eficiencia de remoción de SST y SSV utilizando FeCl₃ como pre-tratamiento.

Dosis FeCl ₃ mg/L	SST		SSV		pH
	mg SST/L	Eficiencia (%)	mg SSV/L	Eficiencia (%)	
Control	8180	0	7620	0	6.8
0	4630	43	4500	41	6.8
100	6745	18	6695	12	6.64
300	4556.7	44	4510	41	6.72
400	4610	44	4540	40	6.53
500	4210	49	4130	46	6.43
750	4230	48	4110	46	6.49

Al comparar los resultados que se obtuvieron en el pretratamiento químico usando cloruro férrico se observó que a la dosis de 300 mg/L se obtuvo una remoción de 65% en grasas y aceites, 44% en SST así como de 9% en la DQO_T, al compararlas con el pretratamiento químico utilizando sulfato de aluminio las eficiencias fueron menores. En el caso de los SST y DQO_T las mejores eficiencias fueron a concentraciones altas del coagulante pero con la desventaja de que el pH disminuyó a valores por debajo de 6.6.

3.3.2.2.1 Actividad Metanogénica de las Muestras Tratadas con Cloruro Férrico

El efecto del cloruro férrico en la actividad metanogénica en las diferentes pruebas tratadas, muestran una ligera disminución en la producción de biogás, esto se puede observar en la figura 3.8, ya que existe un ligero aumento en el volumen de biogás producido con respecto al tiempo en la muestra control que fue el agua residual de rastro sin coagulante y sin agitación a diferencia de la muestra cero (0) a la cual no se le agregó FeCl₃ pero si se sometió al pretratamiento mecánico. Todas las muestras que fueron sometidas al pretratamiento químico en relación a la prueba control muestran una ligera disminución en la producción de biogás.

La muestra control fue la que produjo mas mL de biogás en la que se alcanzó 59.4 mL. De las muestras tratadas con el coagulante, la dosis de 100 mg/L fue la que produjo más biogás con 57.1 mL, y todas las demás dosis no alcanzaron valores mayores de 54 mL.

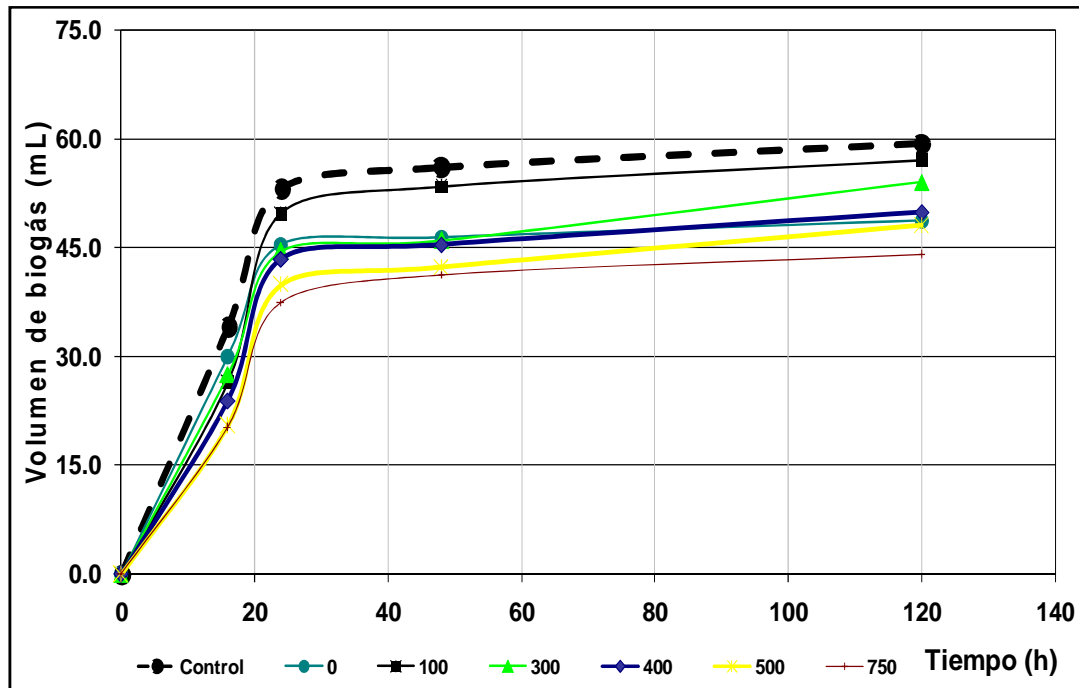


Figura 3.8. Volumen de biogás producido con las muestras tratadas con FeCl_3 .

En la Figura 3.9 se observa la producción de metano de las muestras pretratadas con el coagulante FeCl_3 , se calculó con la fórmula 2.6. La muestra control obtuvo el mejor rendimiento de 0.374, la diferencia entre las dosis no fue muy amplia ya que se presentaron en el rango de 0.30 - 0.36 (gDQO- CH_4 /g SSV).

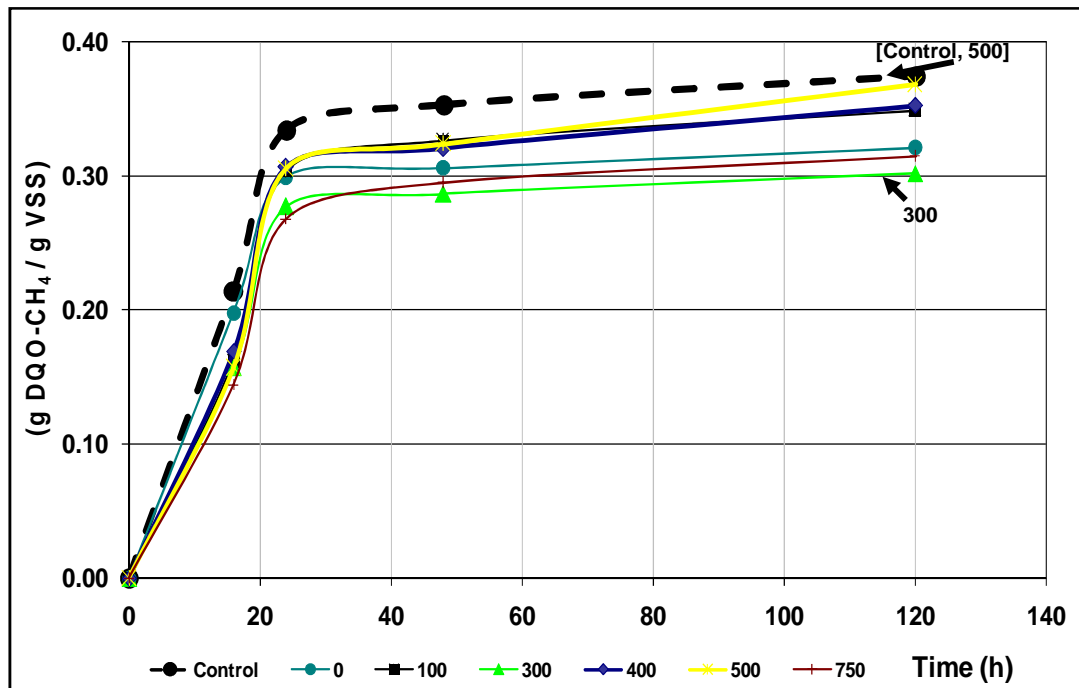


Figura 3.9. Producción de Metano en las muestras tratadas con FeCl_3 .

Los valores que se obtuvieron para las velocidades específicas de producción de metano se muestran en la figura 3.10. La velocidad máxima que se obtuvo se presentó en la muestra control en la que se alcanzó un valor de 0.332 unidades (g DQO/gSSV * día), para las pruebas que se trataron con FeCl₃ presentaron velocidades similares (0.26 a 0.29) pero con valores menores al control.

Con relación a las dosis agregadas existe una diferencia significativa entre los tratamientos, debido a que los datos estadísticos muestran que la $F > F_c$ ($7.6 > 4.7$), por lo tanto hay un efecto significativo entre la mayor concentración del coagulante (750 mg/L) y el control (0 mg/L) en la velocidad de producción de biogás (Figura 3.10).

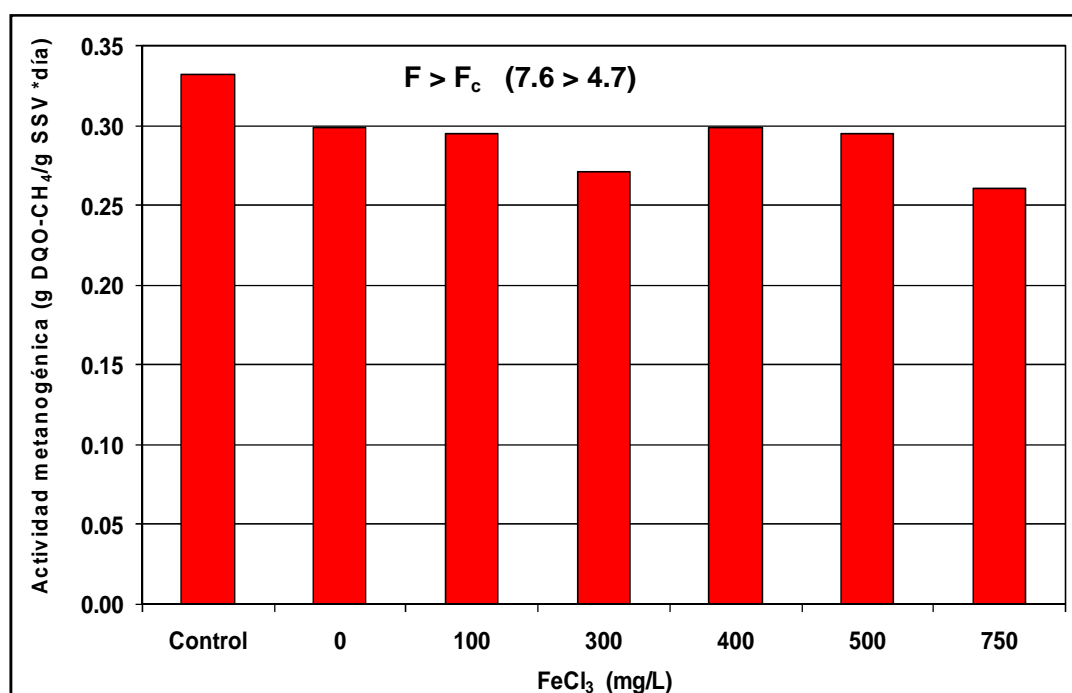


Figura 3.10. Velocidad específica de producción de CH₄.

La composición del biogás se muestra en la tabla 3.12, en la cual se puede observar que en las dosis de 500 y 750 mg/L existe un porcentaje mayor de producción de CH₄ con 46 y 48% respectivamente al compararla con la muestra 0 mg/L (sin el coagulante), las muestras restantes presentaron porcentajes similares de 30 a 34%. En todas las muestras se observó un porcentaje mayor de CO₂ que de CH₄, indicando que la actividad metanogénica no se vio favorecida probablemente por la disminución del pH y también por la alta concentración de sangre en el agua residual que se utilizó en la realización de las cinéticas (Del Pozo y col, 2005b).

Tabla 3.12. Composición y porcentaje del biogás producido con diferentes dosis de FeCl₃

Muestra	Porcentaje (%)	
	CH ₄	CO ₂
Dosis FeCl ₃ mg/L		
Control	31.1	68.9
0	32.5	67.4
100	30.2	69.8
300	32.2	67.8
400	34.9	65.1
500	46.0	54.0
750	48.9	51.1

Debido a estos resultados se decidió evaluar otro lote de agua residual que fuera similar en carga orgánica al lote utilizado en el sulfato de aluminio. Los resultados se resumen en la tabla 3.13.

Tabla 3.13. Eficiencias de remoción y porcentaje de CH₄ y CO₂ en las muestras tratadas con en FeCl₃ en el lote 2.

Muestra	DQO _T		Grasa y aceites		ST		SST		Biogás		
	C	η	C	η	C	η	C	η	Biogás	CH ₄	CO ₂
Dosis FeCl ₃ mg/L	mg/L	(%)	mg/L		mg/L	(%)	mg/L	(%)	mL	(%)	
Control	16712	0	165	0	10730	0	2180	0	57	51.1	48.9
0	15425	8	95	42	9060	16	1560	28	53	60.6	39.4
100	15150	9	30	82	8060	25	1700	22	64	73.2	26.8
300	13912	17	25	85	9040	16	1940	11	66	75.3	24.7
400	13662	18	N.D.	N.D.	8170	24	1680	23	64	69.9	30.1
500	14012	16	40	76	8090	25	1740	20	61	70.2	29.8
750	13812	17	50	70	8020	25	1720	21	71	69.7	30.3

*C - Concentración, N.D.- No determinado, η - Eficiencia.

En este lote se observa que la composición del porcentaje de biogás cambió siendo mayor para metano que bióxido de carbono, sin embargo la producción en mL fue similar a la del lote 1 (Figura 3.8). Las eficiencias de remoción para grasa y aceites fueron mayores que en el lote 1, también las eficiencias de remoción de la DQO fueron ligeramente mayores, reflejando que la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual no fue la limitante en la actividad metanogénica. La presencia del FeCl₃ no mostró ninguna diferencia en la remoción de ST ya que se observó el mismo porcentaje de remoción en bajas y altas dosis, no obstante la remoción de SST fue afectada por el coagulante, siendo que la muestra 0 a la que no se le agregó el cloruro férrico pero si agitó obtuvo la mayor remoción.

3.3.3. Tratamiento Biológico

El tratamiento biológico se llevó a cabo en un inicio en dos reactores de película fija (BAPF), Martínez y col. (2005); sin embargo debido a los problemas que se tuvieron en la operación (medición de biogás y DQO) por la alta concentración de sólidos, se optó por cambiar uno de los reactores (R_1) a los 60 días, substituyéndolo por un reactor UASB, que en la literatura se reporta como el reactor más utilizado en el tratamiento anaerobio de éste tipo de aguas (Rodríguez-Martínez y col. 2002), debido a que los sólidos siguieron siendo un problema para la medición de biogás y la alta concentración de DQO en el efluente de los reactores; se optó en el día 85 de operación pretratar el agua residual con $Al_2(SO_4)_3$ a la dosis de 300 mg/L que fue la que presentó mejores resultados en las cinéticas en cultivo por lote.

3.3.3.1. Potencial de hidrógeno (pH)

La figura 3.11 muestra el pH de los reactores en serie a lo largo del experimento. Se puede observar que mientras no se agregó coagulante, el pH permaneció constante en valores de 7 - 8, sin embargo cuando se adicionó 300 mg/L de $Al_2(SO_4)_3$ al AR como pretratamiento se presentó una disminución del pH por debajo de 7 en el efluente del R_1 , hasta valores de 6.3, el cual afectó la producción y composición del biogás en este reactor (figura 3.17).

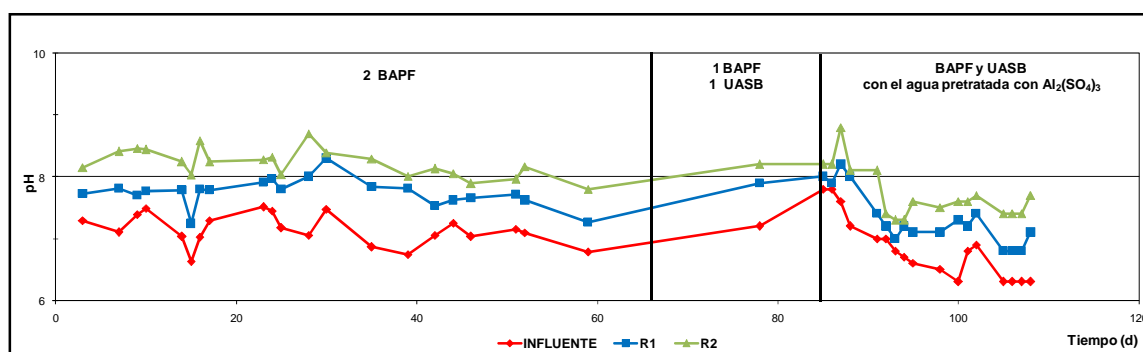


Figura 3.11. pH de los Reactores

3.3.3.2. Demanda química de oxígeno total (DQO_T)

La concentración de DQO siempre fue variable debido a que los lotes de agua que alimentaban al R_1 no fueron homogenizados, es decir no se estableció una carga orgánica del influente, esto se puede ver en los valores de la tabla 3.1 que indica el promedio de la caracterización del agua residual de rastro en cada uno de los lotes muestreados. La concentración de este parámetro se siguió durante 110 días de operación para el influente y los efluentes de los reactores R_1 y R_2 , y se muestran en la figura 3.12.

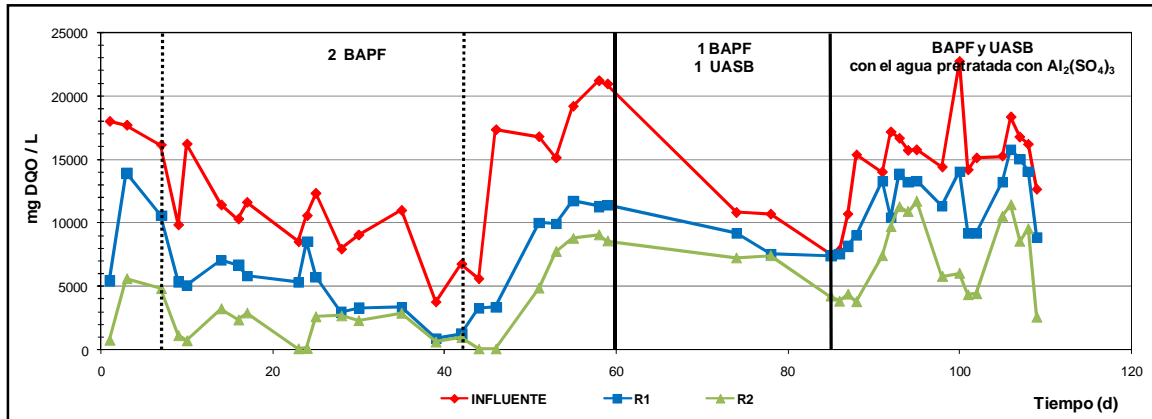


Figura 3.12. Concentración de DQO_T en los reactores

El cálculo de la eficiencia para la remoción de DQO_T , grasas y aceites y sólidos entre el influente y el efluente de cada reactor se cálculo siguiendo la siguiente fórmula.

$$\% \text{ de Eficiencia} = \left(\frac{DQO_{\text{INFLUENTE}} - DQO_{\text{EFLUENTE}}}{DQO_{\text{INFLUENTE}}} \right) * 100 \quad \text{Fórmula 3.1}$$

La tabla 3.14 muestra los valores promedio de la concentración de la DQO_T en los diferentes periodos de operación. Los periodos que se presentan en la tabla corresponden al mismo lote de agua residual alimentado, debido a que la concentración es similar, también se observa las eficiencias para cada uno de estos puntos Se puede observar que a pesar de que se cambió el tipo de reactor debido a la gran variabilidad de carga orgánica en los lotes alimentados, las eficiencias de remoción también variaron.

La eficiencia de DQO_T (Tabla 3.14) para el reactor R_1 durante los primeros siete días alcanzó un 47.8% y durante el periodo de 7-60 días se mantuvo en un rango del 50 %. Para el reactor R_2 se observa las eficiencias en los periodos (0-60 días), siendo de 60% la máxima en los primeros 42 días y disminuyendo hasta 45.3% en el periodo de 42-60 días. Cuando se cambió el R_1 por un UASB (60-85 días), la eficiencia en el reactor disminuyó a 21.3 % y el R_2 alcanzó solamente 32%. Cuando se adicionó el coagulante (85-110 días) la eficiencia del reactor R_1 aumentó ligeramente alcanzando 25.5%, la eficiencia del R_2 también aumento hasta 44.1%.

Tabla 3.14. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de DQO_T

MUESTRA	DÍAS DE OPERACIÓN				
	0 - 7	7 - 42	42 - 60	60 - 85	85 - 110
	mg DQO _T / L				
AR	15618.8	10549.0	15356.3	13195.8	19909.5
AR+C	-----	-----	-----	-----	15315.0
IR ₁	15618.8	10549.0	15356.3	13195.8	15315.0
ER ₁	8406.3	5476.0	7776.6	9395.8	10702.3
IR ₂	8406.3	5476.0	7776.6	9395.8	10702.3
ER ₂	3248.4	1819.3	5006.7	6535.4	6260.8
EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LA DQO _T (%)					
ηR ₁	47.8	50.2	51.2	21.3	25.5
DESV EST	23.8	18.3	18.8	21.7	11.9
ηR ₂	62.5	60.6	45.3	32.0	44.1
DESV EST	16.4	29.3	33.9	15.3	17.8

AR-agua residual, AR+C-agua residual pre-tratada con el coagulante, IR-influyente del reactor, ER-efluente del reactor, ηR-eficiencia del reactor.

3.3.3.3. Grasas y aceites

La figura 3.13 muestra la concentración de grasas y aceites de los 110 días que se siguió el muestreo, se observa una gran variabilidad en los datos como en el parámetro de DQO, esto se debió probablemente a las diferencias de concentración entre los lotes; no obstante después de los 85 días de operación por la adición del coagulante los valores de grasas y aceites disminuyen tanto en el influente como en el efluente de los reactores.

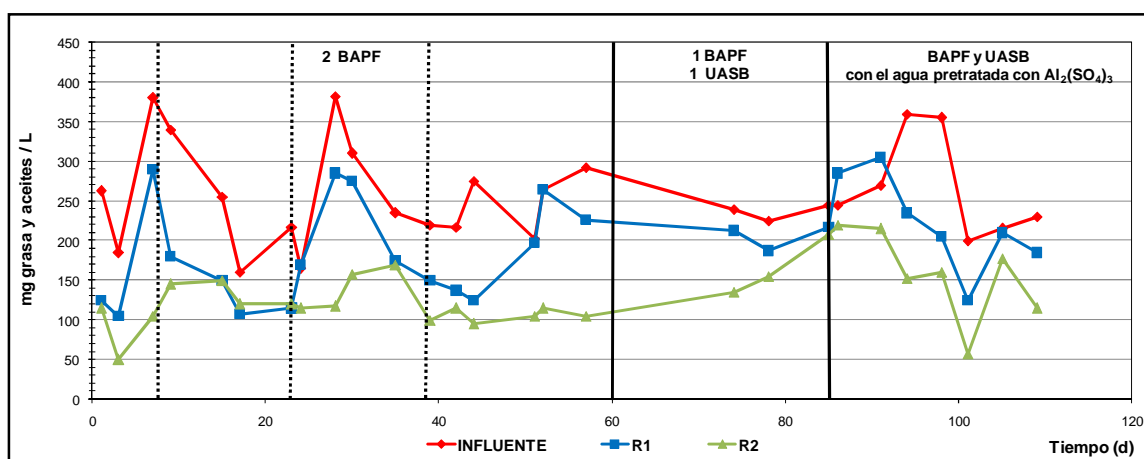


Figura 3.13. Concentración de grasas y aceites en los reactores

Las eficiencias de remoción de grasa se muestran en la tabla 3.15, donde se puede observar que durante los primeros 60 días de operación se obtuvieron valores constantes en los dos reactores, para el reactor R₁ fue de 28.6 a 39.8%, y para el reactor R₂ de 38.5 a 41.7%. Cuando se cambió el reactor BAPF por el UASB disminuyeron las eficiencias en ambos reactores, obteniendo 16.9% para el R₁ y 35.8% para el R₂, pero después que se agregó el coagulante las eficiencias aumentaron para ambos reactores de 16.9 a 33.5% para R₁ y el R₂ presentó 37.2% al final del experimento.

Tabla 3.15. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de grasa y aceites.

MUESTRA	DÍAS DE OPERACIÓN					
	0 - 7	7 - 25	25 - 40	40 - 60	60 - 85	85 - 110
	mg grasas y aceites / L					
AR	275.8	295.0	299.6	251.2	252.5	386.4
AR+C	-----	-----	-----	-----	-----	286.2
IR ₁	275.8	295.0	299.6	251.2	252.5	286.2
ER ₁	173.3	213.3	225.0	159.8	208.9	187.5
IR ₂	173.3	213.3	225.0	159.8	208.9	187.5
ER ₂	90	121.6	123.3	103.7	131.7	121.2
EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE GRASA Y ACEITES (%)						
ηR ₁	39.8	34.4	28.6	36.4	16.9	33.5
DESV EST	14.7	11.8	9.8	13.5	5.5	9.8
ηR ₂	40.6	38.5	41.7	31.8	35.8	37.2
DESV EST	30.9	22.8	12.2	16.1	18.2	13.2

3.3.3.4. Sólidos

3.3.3.4.1. Sólidos suspendidos totales (SST)

La concentración de los SST se midió por 101 días; siguió la misma tendencia que en los parámetros anteriores, la variabilidad de la carga orgánica en el agua residual influyó en la variabilidad de los datos (figura 3.14).

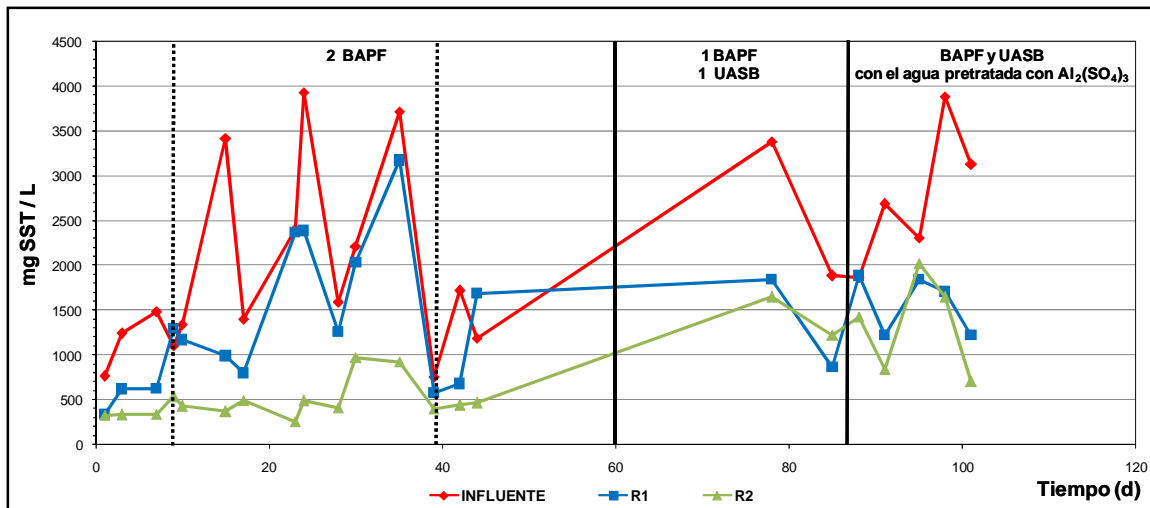


Figura 3.14. Concentración de SST en los Reactores.

La remoción de los SST presentó eficiencias similares durante los primeros 60 días en R₁ de 40%; en el R₂ las eficiencias fueron altas durante los primeros 40 días (52 y 63%), posteriormente disminuyeron hasta 33.4%. Cuando se cambió el reactor UASB la eficiencia aumentó ligeramente alcanzando 45.6 % en R₁, sin embargo disminuyó la eficiencia en el segundo reactor con sólo 10.9%. Después que se agregó el coagulante como pretratamiento se tuvieron mejores resultados porque las eficiencias aumentaron en ambos reactores con 57 y 36.9% para R₁ y R₂ respectivamente (Tabla 3.16).

Tabla 3.16. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de SST.

MUESTRA	DÍAS DE OPERACIÓN				
	0 - 10	10 - 39	40 - 60	60 - 85	85 - 101
	mg SST / L				
AR	1351.7	2563.3	1232.5	3380.0	4176.0
AR+C	-----	-----	-----	-----	2900.0
IR ₁	1351.7	2563.3	1232.5	3380.0	2900.0
ER ₁	801.7	1625.0	625.0	1840.0	1220.0
IR ₂	801.7	1625.0	625.0	1840.0	1220.0
ER ₂	363.3	515.8	415.0	1640.0	770.0
EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LOS SST (%)					
η_{R_1}	40.3	33.7	42.0	45.6	57.7
DESV EST	23.9	22.2	26.4	6.3	4.5
η_{R_2}	52.1	63.8	33.4	10.9	36.9
DESV EST	9.9	13.9	3.0	14.3	8.1

3.3.3.4.1. Sólidos suspendidos volátiles (SSV)

La concentración de los SSV siguió la misma trayectoria que los SST, en la figura 3.15 se muestra la medición de la concentración de este parámetro durante 101 días.

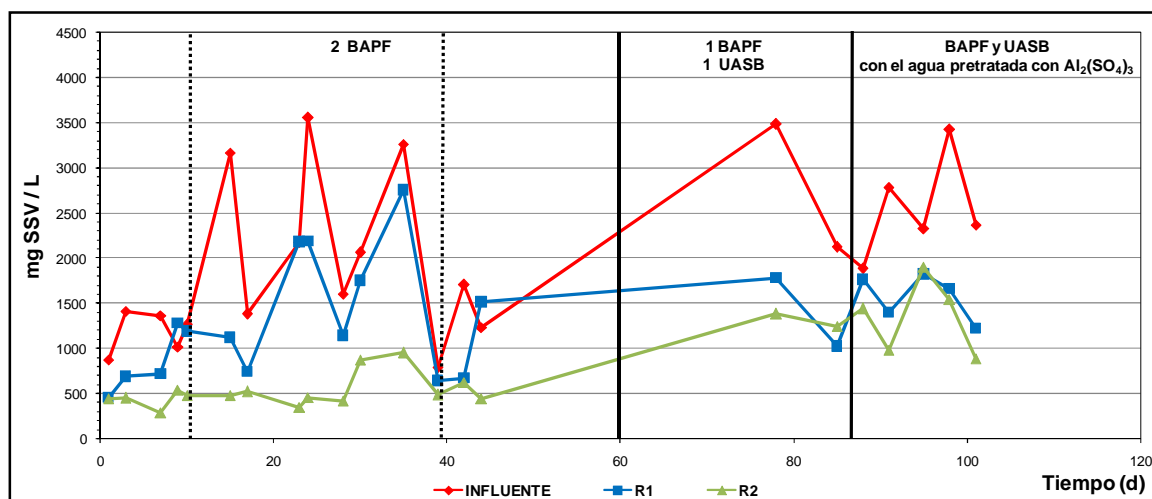


Figura 3.15. Concentración de SSV de los Reactores.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante los primeros 40 días, las eficiencias de remoción de SSV para R_1 estuvieron por arriba del 30.7 %, y para R_2 se presentaron las mas altas en todo el experimento con 51.6 y 57.9%, sin embargo las eficiencias disminuyeron para ambos reactores en el periodo de 40-60 días con 18 y 24% respectivamente, posteriormente se cambió el reactor (60 días), y la eficiencia del primer reactor (UASB) aumentó hasta 48.9%, y R_2 se mantuvo con 22.5%. Después del día 85 cuando se agregó el coagulante, las eficiencias para ambos reactores fueron de 49.8 y 28 % (Tabla 3.17).

Tabla 3.17. Promedios y Eficiencias de las concentraciones de SSV.

MUESTRA	DÍAS DE OPERACIÓN				
	0 - 10	10 - 39	40 - 60	60 - 85	85 - 101
	mg SST / L				
AR	1343.3	2325.0	785.0	3480.0	4066.0
AR+C	-----	-----	-----	-----	2853.3
IR ₁	1343.3	2325.0	785.0	3480.0	2853.3
ER ₁	865.0	1552.9	640.0	1780.0	1426.7
IR ₂	865.0	1552.9	640.0	1780.0	1426.7
ER ₂	403.333333	595.0	485.0	1380.0	1133.3
EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LOS SSV (%)					
η_{R_1}	34.7	30.7	18.5	48.9	49.8
DESV EST	25.3	20.7	21.5	17.8	18.1
η_{R_2}	51.6	57.9	24.2	22.5	28
DESV EST	15.0	15.2	1.2	3.9	12.6

En la figura 3.16 se observa la diferencia entre el influente que se utilizó para alimentar al R_1 , y los efluentes de cada reactor; a la muestra del influente se le adicionó sulfato de aluminio (300 mg/L), el efluente del R_1 presentó una reducción en sólidos, éste se utilizó como influente del R_2 , el efluente de este reactor también mostró una disminución de sólidos y el color del agua residual fue más claro. En la figura 3.17 se observa las mismas muestras después de 10 min de sedimentación en la que se vio que la velocidad de sedimentación fue muy rápida y las característica de color en el agua residual de los efluentes se mostraron más claras.

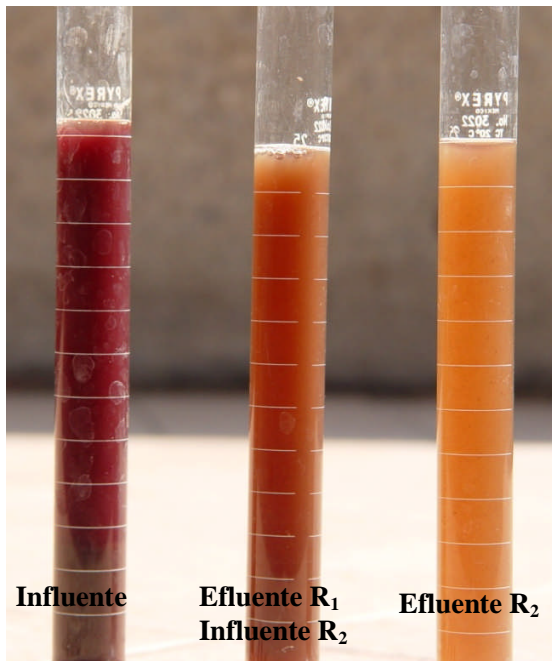


Figura 3.16. Influentes y Efluentes de los reactores UASB y BAPF

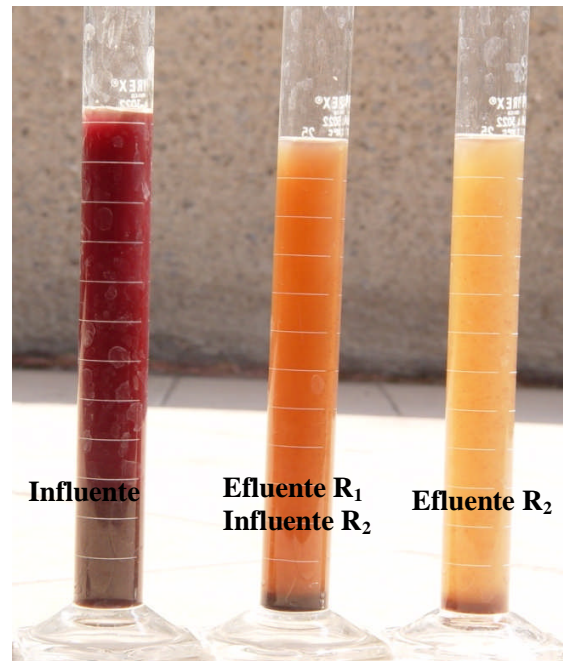


Figura 3.17. Influentes y Efluentes de los reactores UASB y BAPF después de 10 min de sedimentación

3.3.3.5. Producción de Biogás

La figura 3.18 muestra la producción de biogás de los efluentes (CH_4 y CO_2), se puede observar que existe una gran variabilidad en la producción durante los primeros 60 días debido a que las mediciones se realizaron por medio del desplazamiento en columnas Mariotte que contenían solución salina, las cuales presentaron muchos problemas en su operación, por lo que se optó cambiarlas por contadores electrónicos de biogás a partir del día 60 (figuras 3.19 y 3.20). Los datos obtenidos durante los 60 días, mostraron valores promedio de 2.5 L/d de biogás para R_1 y 1.6 L/d para R_2 , con una composición de CH_4 de 81.1 % en R_1 y 88.6% en R_2 (Tabla 3.18).

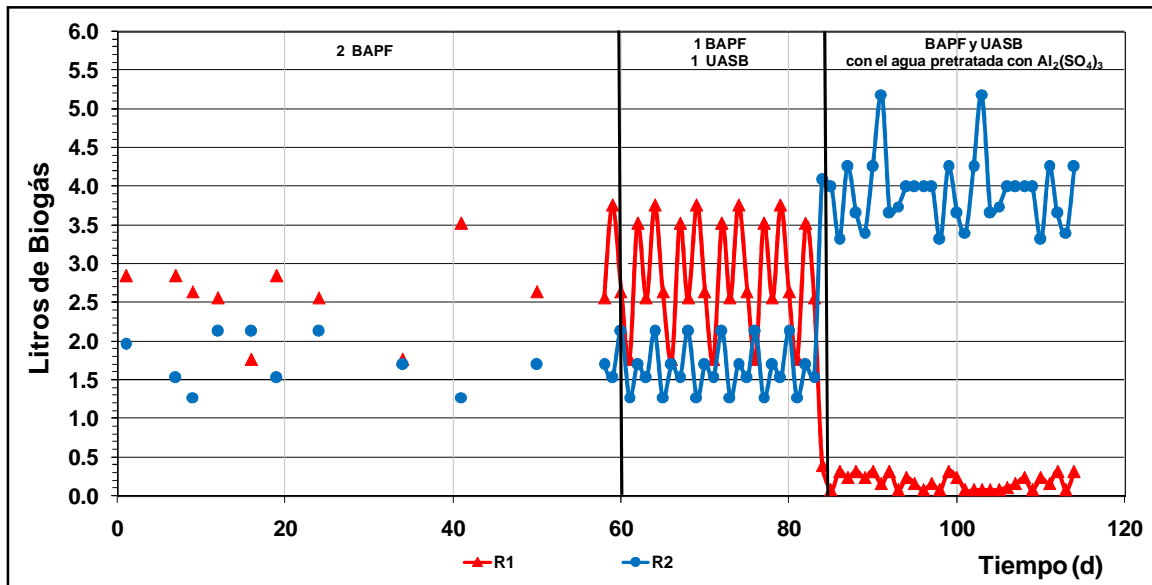


Figura 3.18. Producción de Biogás por día.

Después que se cambió el tipo de reactor, el promedio de biogás producido fue de 2.9 L/d y 1.7 L/d para R₁ y R₂ respectivamente, con una composición 82.5 % y 89.8% de CH₄. A partir del día 85 cuando se adicionó el coagulante la producción de biogás en R₁ disminuyó considerablemente (189 mL/d) y cambiando también la composición; 36.7 % de CH₄ y 63.2 % de CO₂, debido a la disminución del pH y a la presencia de altas concentraciones de sangre en el lote de AR que sirvió para alimentar el R₁, no obstante en el R₂ el pH aumentó, y se obtuvo una producción de biogás mayor con un promedio de 3.9 L/d con una composición de 82.7% de CH₄ y 17.2% de CO₂.



Figura 3.19. Reactores BAPF conectados a las columnas Mariotte de solución salina

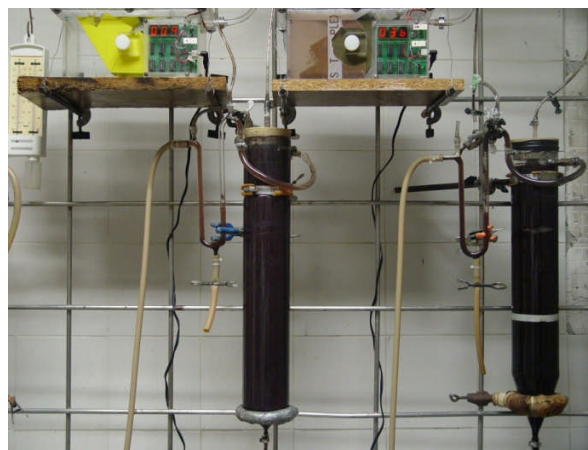


Figura 3.20. Reactores UASB y BAPF después de 60 días

La tabla 3.18 muestra el porcentaje promedio de metano y bióxido de carbono producido en los efluentes durante 110 días que se muestrearon los reactores. Una de las características importantes que se observa en los datos de R₁, fue que durante el periodo de 0-60 días cuando el reactor era del tipo BAPF, la composición de CH₄ fue de 81.1%, después que se realizó el cambio del reactor por UASB la composición fue muy similar obteniéndose 82.5% ligeramente mas alta, este cambio al parecer no afectó la composición ni la producción de biogás, también reflejándose este aumento en R₂. Sin embargo cuando se agregó el coagulante y el pH disminuyó se afectó la Metanogénesis. Montalvo y Guerrero, 2004 comentan que el rango de pH óptimo para la digestión anaerobia es de 6.8 a 7.2 y por debajo de 6.8 la metanogénesis se ve inhibida. La presencia de altas concentraciones de sangre disminuye considerablemente la eficiencia de la eliminación de la DQO como lo demuestran Del Pozo y col 2005b.

Tabla 3.18. Composición y porcentaje del biogás producido en los efluentes

0 a 60 días		
Reactor	Porcentaje (%)	
	CH ₄	CO ₂
R ₁	81.182	18.818
R ₂	88.624	11.376
60 a 84 días		
R ₁	82.547	17.453
R ₂	89.859	10.141
85 a 110 días		
R ₁	36.715	63.285
R ₂	82.732	17.268

Las figuras 3.21 y 3.22, muestran el metano y dióxido de carbono producidos en cada reactor. El R₁ muestra la mayor producción de CH₄ en el periodo de 60 a 85 días y la disminución de biogás después del día 85, obteniéndose en mayor proporción el CO₂.

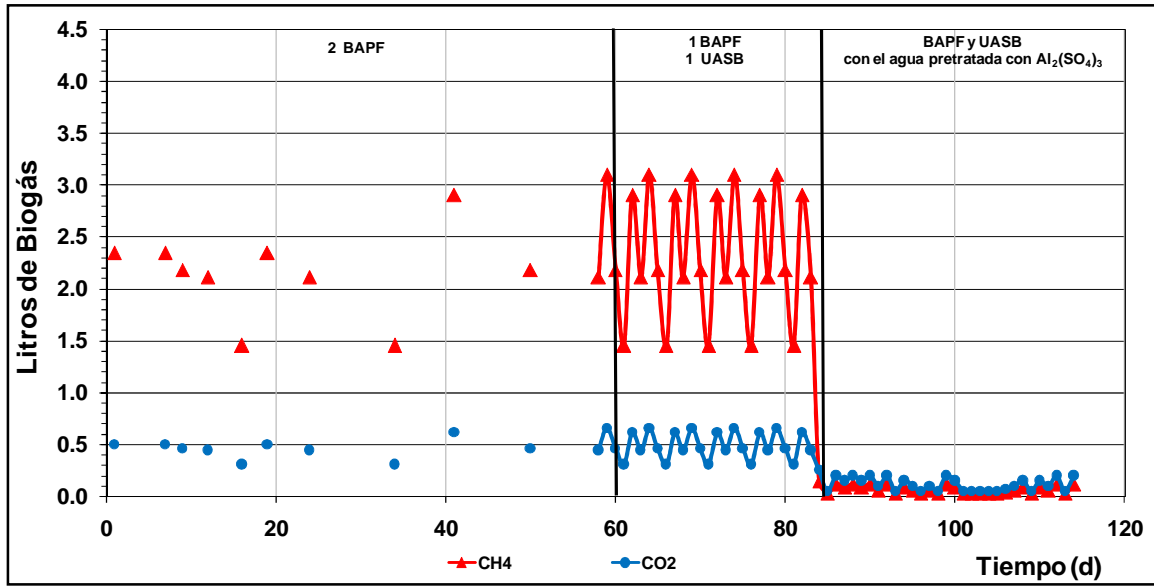


Figura 3.21. Producción de Biogás (CH₄-CO₂) en el R₁.

A lo largo de todo el experimento se observó en el R₂ una mayor producción de CH₄, incrementándose este en el día 85, al parecer favorecido por el coagulante.

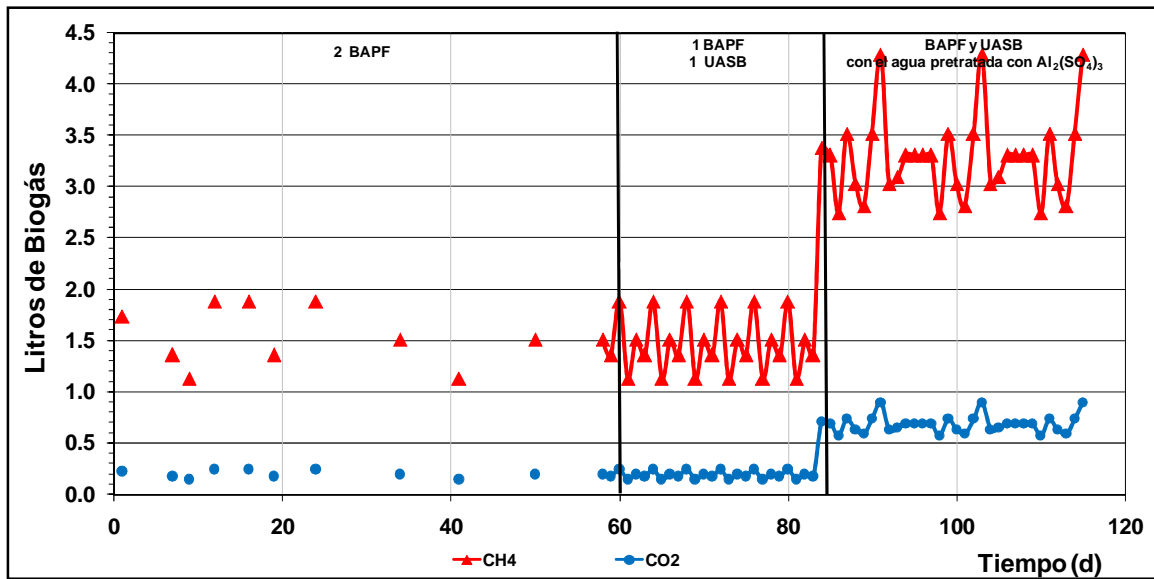


Figura 3.22. Producción de Biogás (CH₄-CO₂) en el R₂.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES

- **Del pretratamiento mecánico**

1. La mejor eficiencia de remoción de grasa y aceites y DQO_T , se presentó en tiempos cortos de agitación 20 y 30 min con eficiencias de 19 y 39% respectivamente.
2. Las mejores eficiencias de eliminación de SST y SSV fueron en tiempos largos de agitación, obteniéndose 58 y 60% a 120 min; 44 y 45% en 180 min, para ambos parámetros.

- **Del pretratamiento químico**

1. Las mejores eficiencias de remoción que se obtuvieron al utilizar el coagulante sulfato de aluminio, fueron;
 - Grasas y aceites: 79% a la dosis de 300 mg/L.
 - DQO_T : 40% para las dosis de 500 y 750 mg/L.
 - SST: 67 y 68% en las dosis de 300 y 750 mg/L respectivamente.
2. Los mejores porcentajes de eliminación en el pretratamiento con cloruro férrico fueron;
 - Grasa y aceites: 65% a 300 mg/L.
 - DQO_T : 13.5% a 400 mg/L.
 - SST: 48 y 49 % a las dosis de 500 y 750 mg/L respectivamente.

- **Actividad metanogénica de las muestras tratadas con los coagulantes**

1. La actividad metanogénica se vio favorecida en presencia de sulfato de aluminio.
2. La producción de biogás con sulfato de aluminio estuvo formada por 82% de CH_4 y 18% de CO_2 .
3. El efecto del cloruro férrico en la actividad metanogénica mostró una ligera diferencia. La producción de CH_4 se vio afectada al parecer por la disminución del pH y por la concentración alta de sangre en el AR.
4. El porcentaje de metano y dióxido de carbono en el biogás en presencia de $FeCl_3$ fue de 35% de CH_4 Y 65% de CO_2 en promedio.
5. La mayor remoción de grasas y aceites en el lote 2 se obtuvo el la dosis de 300 mg/L con un eficiencia de 85%, y el porcentaje de metano fue de 75%.

- **Tratamiento Biológico**

- **Para el reactor 1 (R₁):**

1. La mejor eficiencia de remoción de la DQO_T fue de 50% durante los primeros 60 días de operación.
2. El cambio del reactor afectó la remoción de la DQO_T hasta 21.3%
3. La mejor eficiencia de remoción de grasas y aceites, así como de los SST y SSV, se alcanzó después de que se agregó el coagulante con eficiencias 33.5, 57.7 y 49.8 % respectivamente.
4. La producción de biogás fue de 2.9 L/d con una composición de 82.5% de CH₄ después del cambio del R₁ por un UASB.
5. Con la adición del coagulante la producción de biogás disminuyó considerablemente a 189 mL/d con una composición de 36.7% de CH₄ y 63.2% de CO₂.

- **Para el reactor 2 (R₂):**

1. Durante el primer periodo de operación se alcanzaron las mejores eficiencias para DQO_T y SSV con 60 y 57.9% respectivamente.
2. Las mejores eficiencias de remoción de grasas y aceites así como de los SST se alcanzó después de que se adicionó el coagulante, siendo de 37.2 y 36.9% respectivamente.
3. Después que se adicionó el coagulante la producción de biogás promedio fue de 3.9 L/d con una composición de 82.7% de CH₄ y 17.2% de CO₂

CAPÍTULO V

RECOMENDACIONES

- Para el tratamiento de las aguas residuales de rastro es recomendable realizar un pre-tratamiento antes del tratamiento biológico anaerobio debido a las altas concentraciones de materia orgánica que contienen dichas aguas.
- El pre-tratamiento químico utilizando sulfato de aluminio como coagulante es factible en las aguas residuales de rastro, sin embargo se deben cuidar ciertos aspectos que afectan la actividad metanogénica, como la disminución del pH por lo que si esto sucediera podría neutralizarse el pH del agua residual.
- Otro factor importante que debe tomarse en consideración es la concentración de sangre por lo que se podría realizar una caracterización de proteína previa al pre-tratamiento químico.

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health association (APHA), (1995), Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 th edn, Washington D. C.

Al-Mutairi N. Z., Hamoda M. F., Al-Ghusain I. (2004), "Coagulant selection and conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant". *Bioresource Technology*. N° 95, pp 115-119.

Balch, W. E., Fox, G.E., Magrum, L.J., Woese, C. R. and Wolfe, R. S. (1979), "Methanogens: Reevaluation of a unique biological group". *Microbiology Review*. N° 43, pp 260-296.

Borja R., Banks C. J. and Wang Z. (1995), "Performance of a hybrid anaerobic reactor, combining a sludge blanket a filter, treating slaughterhouse wastewater". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* N° 43, pp 151-357.

Caixeta C. E. T., Cammarota M. C. and Xavier A. M. F. (2002), "Slaughterhouse wastewater treatment evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor". *Bioresource Technology*. N° 81, pp 61-69.

COFEPRIS Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. (2005), "Guía para la administración de rastros y mataderos municipales" México D. F., octubre, 24pp.

COFEPRIS Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. (2006), "Evaluación de los riesgos de los rastros y mataderos municipales" México D. F., julio, 32pp.

Couillard D. Garipey S. and Tran F. T. (1989), "Slaughterhouse effluent treatment by thermophilic aerobic process". *Water Research*. Vol. 23, N° 5, pp 573-579.

Crites R. (2000), "Procesos anaerobios de película bacterial: Sistemas de manejo de aguas residuales ". Colombia, 497 pp.

Del Nery V., Damlanovic M. H. Z. D Barros F. G. (2001), "The use upflow anaerobic sludge blanket reactors in the treatment of poultry slaughterhouse wastewater". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 44, N° 8, pp. 83-88.

Del Pozo R., Diez V., and Beltrán S. (2000), "Anaerobic pre-treatment of slaughterhouse wastewater using fixed-film reactors". *Bioresource Technology*. N° 71, pp 143-149.

Del Pozo R., Diez V., and Salazar G. (2002), "Star-up of a pilot- scale anaerobic fixed film reactor at low temperature treating slaughterhouse wastewater". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 46, pp. 215-221.

Del Pozo and R., Diez V. (2005a), "Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment". *Water Research*. Vol. 39, pp. 1114-1122.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Del Pozo R., Diez V., Salazar G. and Espinoza J. J. (2005b), "The influence of influent distribution and blood content of slaughterhouse wastewater on the performance of an anaerobic fixed-film reactor". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (1994), Manual para la instalación del pequeño matadero modular.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2002) Utilidad para la ganadería y el medio ambiente, Septiembre, Roma Italia.

Hungate, R. E. (1969), "A roll tube method for cultivation of strict anaerobes". *Methods in Microbiology 3B*, 117-132.

Johons M. R. (1995), "Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review". *Bioresource Technology*. N° 54, pp 203-216.

Lettinga G., Roersma R. and Grin P. (1983), "Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor". *Biotechnol. Bioeng.* ; Vol.25 Issue 7

Martínez López G. (2005), "Actividad microbiana de un reactor anaerobio de película fija que depura aguas residuales de matadero". Tesis de doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana-I y Universidad de Burgos, España. 126 pp.

Manjunath N. T. Mehrotra I. and Mathur R. P. (2000), "Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system". *Water Research*. Vol. 34, N° 6, pp 1930-1936.

Massé D. I. and Massé Lucie. (2000a), "Treatment of slaughterhouse wastewater in anaerobic sequencing batch reactors". *Canadian Agricultural Engineering*. Vol. 42, N° 3, pp 131-137

Massé D. I. and Massé L. and Bourgeois N. (2000b), "Anaerobic processing of slaughterhouse wastewater in a SBR ". *Agriculture and Agri-Food Canada*. J1M 1Z3, pp 375-387

Massé D. I. and Massé Lucie. (2001), "The effect of temperature on slaughterhouse wastewater treatment in anaerobic sequencing batch reactor". *Bioresource Technology*. N° 76, pp 91-98.

Massé L., Kennedy K. J., Chou S. (2001), "Testing of alkaline and enzymatic hydrolysis pretreatments for fat particles in slaughterhouse wastewater". *Bioresource Technology*. N° 77, pp 145-155.

Mittal G. S. (2006), "Treatment of wastewater from abattoirs before land application-a review". *Bioresource Technology*. N° 6, pp 1119-1135.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Montalvo S., Guerrero S. L. (2002), "Tratamiento anaerobio de residuos, producción de biogás". *Universidad Técnica Federico Santa María*. Chile 413 pp.

Norma Oficial Mexicana, NOM-194-SSA1-2004. Productos y Servicios. Especificaciones sanitarias en los establecimientos dedicados al sacrificio y faenado de animales para abasto, almacenamiento, transporte y expendio. Especificaciones sanitarias de productos. D.O.F 18 de septiembre de 2004.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996 Que Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2003 Protección ambiental, lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

Núñez L. A, and Martínez B. (1999a), "Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in an expanded granular ludge bed (EGSB) reactor". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 40, N° 8, pp. 99-106.

Núñez L. A., Fuente E., Martínez B., García P. A. (1999b). "Slaughterhouse wastewater treatment using ferric and aluminium salts and organic polyelectrolites". *Journal of Environmental Science and Health part A Toxic-Hazardous Substances and Environmental Engineering*. Vol. 34, N° 3, pp. 721-736.

Realí A. P. M., Campos J. R., Penetra R. G., (2001a), "Sewage treatment by anaerobic biological process associated with dissolved air flotation". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 43, N° 8, pp. 91-98.

Realí A. P. M., Penetra R. G., De Carvalho M. E. (2001b), "Flotation technique with coagulant and polymer application applied to the post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating sewage". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 44, N° 4, pp. 205-212.

Rodríguez-Martínez J., Rodríguez-Garza I., Pedraza-Flores E., Balagurusamy N., Sosa-Santillan G., Garza-García Y. (2002), "Kinetics oanaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflor anaerobic sludge blanket reactor". *Bioresource Technology*. Vol 85, pp 235-241.

Ruiz I., Veiga M. C., De Santiago P. and Blázquez R. (1997), "Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter". *Bioresource Technology*. Vol 60, pp 251-258.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Sangodoyin A. Y. and Agbawhwe O. M.. (1992), "Environmental study on surface and groundwater pollutants from abattoir effluent". *Bioresource Technology*. N° 41, pp 193-200.

Speece R. E. (1996), "Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters". *Published by Archae Press*. Nashville Tennessee, USA, 393 pp.

Wang Y., Guo H., Tang H., (2002), "Pilot testing of dissolved air flotation (DAF) in a highly effective coagulation-flocculation integrated (FRD) system". *Journal of Environmental Science and Health part A Toxic-Hazardous Substances and Environmental Engineering A37*, January, N°1, pp. 95-111.