



**UNIVERSIDAD MICHOACANA
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



MCIA
Maestría en Ciencias
en Ingeniería Ambiental
UMSNH

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
FACULTAD DE BIOLOGÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Evaluación de la capacidad de remoción de materia orgánica de las aguas
residuales de los rastros en un reactor UASB**

TESIS

que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

presenta la:

IBQ. CARMEN CECILIA GARCÍA CASTILLO

Director de Tesis:

Dr. José Apolinar Cortés

Codirectora de Tesis:

Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga

Morelia, Michoacán, Febrero del 2012.

RESUMEN

Las aguas residuales de los rastros generadas en el proceso de matanza de los animales están altamente contaminadas con materia orgánica (grasa, estiércol, pelambre, sangre, trozos de carne) y microorganismos patógenos. Estas provocan un grave problema ambiental y de salud pública cuando son descargadas sin tratamiento alguno al medio ambiente.

Dada esta problemática, en esta investigación se propone el empleo de un reactor UASB para el tratamiento de las aguas de rastro. El objetivo del presente proyecto es evaluar la capacidad de remoción de materia orgánica en un reactor UASB para tratamiento de aguas residuales de rastro. El estudio se llevó a cabo en el Frigorífico y Rastro de Morelia S.A. de C.V., de acuerdo al Convenio Especifico de colaboración firmado entre esta empresa y la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Para cumplir con los objetivos, se construyó un reactor UASB a escala piloto de polietileno de 1100 L, el cual fue colocado en una plataforma móvil.

Para el arranque del reactor se inoculó con 200 L de lodo anaerobio estable y se empleó la disminución progresiva del tiempo de retención hidráulico (TRH) a medida que el reactor respondió favorablemente en términos de las variables de control: la relación alfa (α) de alcalinidades, la relación STV/ST y la eficiencia de reducción de DQO.

Durante la operación del reactor, el proceso se monitoreó constantemente con la finalidad de evaluar el funcionamiento del mismo, midiendo los parámetros: pH, temperatura, alcalinidad, DQO, AGV y producción de biogás. El biogás generado fue colectado en una bolsa de volumen conocido. El reactor se mantuvo en operación por 127 días. El TRH se redujo de 40 días a 24 horas. Se lograron porcentajes de remoción de DQO de 75 a 90%. El color del agua residual disminuyó en un 51 y 80% a un TRH de 24 y 48 horas, respectivamente. El pH y la alcalinidad dentro del reactor se mantuvieron sin variaciones importantes y dentro de valores recomendados. El volumen de biogás generado fue en promedio 1.64 m³ por día. Se alcanzó la estabilización del reactor para tiempos de residencia hidráulica mayores a 48 horas.

DEDICATORIA

A mi familia:

Felipe, Carmen,

Fabián, Thalía, Andrea, Jacqueline y Paulito.

*Por compartir y comprobar la idea de que la voluntad y
decisión con que se transita por la vida, es trascendental para
lograr los sueños que con frecuencia parecen imposibles.*

INDICE

	Página
RESUMEN	ii
INDICE	iv
LISTA DE DIAGRAMAS	vii
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABLAS	ix
NOMENCLATURA	x
AGRADECIMIENTOS	xi
CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Generalidades	2
1.2. Justificación	5
1.3. Hipótesis	6
1.4. Objetivo general	6
1.5. Objetivos particulares	6
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO	7
2.1 Rastros	8
2.1.1. Tipos de rastros	8
2.1.2. Procedencia del agua en los rastros	9
2.1.3. Procesos que generan aguas residuales en los rastros	9
2.1.4 Contaminantes del agua residual de los rastros	12
2.2 Tratamiento de las aguas residuales de los rastros	13
2.3. Procesos anaerobios de tratamiento de aguas residuales	14
2.3.1. Digestión anaerobia	15
2.3.1.1. Descripción del proceso de digestión anaerobia	15
2.3.1.2. Consorcios microbianos de la digestión anaerobia	17
2.3.2. Factores que influyen en el proceso anaerobio	18
2.3.2.1 Temperatura	19
2.3.2.2. pH	19
2.3.2.3. Alcalinidad	20
2.3.2.4. Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	20
2.3.2.5. Relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad	21

2.3.2.6. Composición del sustrato	21
2.3.2.7. Inhibidores	23
2.4. Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB)	24
2.4.1. Funcionamiento del reactor UASB	24
2.4.2. Arranque y operación de los reactores UASB	25
2.4.2.1. Etapa de arranque	26
2.4.2.2. Inoculación	27
2.4.2.2.1. Prueba de viabilidad del inóculo	28
2.4.2.3 Etapa de operación estable	29
2.5. Estado del arte de los reactores anaerobios tipo UASB	30
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA	34
3.1. Diseño y construcción del equipo	35
3.1.1. Características del reactor	35
3.2. Caracterización del agua residual del rastro	37
3.3. Etapa de arranque del reactor UASB	37
3.3.1. Obtención del inóculo	37
3.3.2. Inoculación	38
3.3.3. Alimentación de agua residual del rastro al reactor UASB	38
3.4. Operación del reactor UASB	38
3.4.1. Carga orgánica	39
3.4.2. Tiempo de residencia hidráulico (TRH)	39
3.4.3. Monitoreo del comportamiento del reactor	39
3.4.4. Parámetros de control de la eficiencia de tratamiento del reactor	40
3.5. Caracterización del agua tratada en el reactor UASB	40
3.6. Perfil de Temperatura dentro del reactor	42
3.7. Medición del volumen de biogás generado	42
3.7.1. Perfiles de producción de biogás	42
3.8. Medición de metano en el biogás generado	42
3.9. Equipo empleado	43
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	45
4.1. Caso de estudio: “Frigorífico y rastro de Morelia S.A. de C.V.”	46
4.2. Ubicación e instalación del equipo	47
4.2.1. Ubicación del reactor	47
4.2.2. Instalación del equipo	47

4.3. Caracterización del agua residual generada en el rastro	50
4.4. Etapa de arranque del reactor UASB	52
4.4.1. Obtención del inóculo	52
4.4.2. Inoculación	52
4.5. Operación del reactor UASB	54
4.5.1. Alimentación de agua residual	54
4.5.2. Comportamiento de la carga orgánica del agua residual del rastro	55
4.5.3. Tiempo de residencia hidráulico	56
4.6. Monitoreo de las variables de operación del reactor UASB	58
4.6.1. Comportamiento del pH en el reactor	58
4.6.2. Comportamiento de la alcalinidad en el reactor	59
4.6.3. Comportamiento de la relación α en el reactor	61
4.6.4. Comportamiento de los ácidos grasos volátiles en el reactor	62
4.6.5. Comportamiento de la relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad	63
4.7. Eficiencia de tratamiento de agua del reactor UASB	64
4.7.1. Estabilización del reactor UASB	64
4.7.2. Remoción de materia orgánica a 24 horas de TRH	67
4.7.3. Comportamiento del reactor a TRH de 48 y 72 horas	68
4.8. Caracterización del agua tratada a diferentes TRH	70
4.8.1. Color del agua tratada en el reactor UASB	71
4.8.2. Turbiedad del agua tratada en el reactor UASB	71
4.8.3. Concentración de Nitrógeno y Fósforo del agua tratada en el reactor	73
4.9. Perfil de temperatura del reactor	73
4.10. Perfil de producción de biogás	76
4.11. Estudio de la calidad del biogás	77
4.11.1. Eficiencia de la producción de biogás en el reactor	78
4.12. Calidad del agua tratada en el reactor UASB	79
CONCLUSIONES	80
RECOMENDACIONES	82
BIBLIOGRAFÍA	84

LISTA DE DIAGRAMAS

	Página
Diagrama 2.1. Flujo de operaciones en el proceso de obtención de carne en general.	11
Diagrama 2.2. Metabolismo anaerobio.	16
Diagrama 2.3. Estructura de un reactor UASB típico.	24
Diagrama 2.4. Representación esquemática de un reactor UASB y la variación de la concentración de lodo con la altura.	25
Diagrama 3.1. Diseño del equipo.	36

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1.1. Agua residual de un rastro descargada en un canal de riego que cruza por varias comunidades.	2
Figura 1.2. Ejemplo de contaminación de un cuerpo de agua con agua residual de un rastro.	3
Figura 2.1. Tipo de establecimientos dedicados a la matanza de animales de abasto.	8
Figura 2.2. Procedencia del agua empleada en los rastros.	9
Figura 3.1. Espectrofotómetro HACH DR 4000U	43
Figura 3.2. Conductronic PC18	43
Figura 3.3. Reactor HACH de DQO empleado en la determinación de DQO y P_T	43
Figura 3.4. Reactor de digestión empleado en la determinación de N_{TK} .	43
Figura 3.5. Cromatógrafo de gases VARIAN CP5800.	44
Figura 3.6. Bolsas tedlar empleadas para muestreo y almacenamiento de biogás.	44
Figura 4.1. Canal de desagüe de las aguas residuales en el rastro.	46
Figura 4.2. Elección del sitio para ubicación del reactor.	48

Figura 4.3. Ubicación del equipo en el rastro.	48
Figura 4.4. Reactor UASB construido.	48
Figura 4.5. Vista frontal del equipo.	49
Figura 4.6. Vista lateral izquierda del equipo.	49
Figura 4.7. Vista lateral derecha del equipo.	49
Figura 4.8. Agua residual del rastro.	51
Figura 4.9. Estiércol de cerdo.	52
Figura 4.10. Mezcla de estiércol de cerdo con agua.	52
Figura 4.11. Lodo anaerobio inoculado en el reactor UASB.	53
Figura 4.12. Carga orgánica alimentada al reactor.	55
Figura 4.13. Concentración de carga orgánica en el agua de rastro por día	56
Figura 4.14. Comportamiento del tiempo de residencia hidráulica del reactor.	57
Figura 4.15. Comportamiento del pH dentro del reactor.	59
Figura 4.16. Comportamiento de la alcalinidad dentro del reactor.	60
Figura 4.17. Comportamiento de la relación α dentro del reactor.	62
Figura 4.18. Comportamiento de los ácidos grasos volátiles dentro del reactor.	63
Figura 4.19. Relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad.	64
Figura 4.20. Estabilización del reactor UASB.	67
Figura 4.21. Remoción de materia orgánica en el efluente a 24 h de TRH.	68
Figura 4.22. Remoción de materia orgánica a los TRH manejados en la experimentación.	69
Figura 4.23. Efluente del reactor UASB a un TRH de 24 horas.	72
Figura 4.24. Efluente del reactor a un TRH de 48 horas.	72
Figura 4.25. Comparación del agua del rastro y el agua tratada a un TRH de 24 y 48 horas.	72
Figura 4.26. Temperatura en el reactor UASB.	75
Figura 4.27. Temperatura en el ambiente	75
Figura 4.28. Temperaturas promedio en el reactor y el ambiente.	76
Figura 4.29. Volumen de biogás acumulado.	77
Figura 4.30. Cromatógrama: curva de 30 μ l de estándar de metano.	78
Figura 4.31. Cromatógrama: curva de 30 μ l de biogás.	78

LISTA DE TABLAS

	Página
Tabla 2.1. Necesidades de agua por animal sacrificado y faenado.	11
Tabla 2.2. Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de plantas de sacrificio.	12
Tabla 2.3. Fuentes de contaminantes en el agua residual de los rastros.	13
Tabla 2.4. Rangos de temperatura típicos para diversas bacterias.	19
Tabla 3.1. Dimensiones del reactor.	35
Tabla 3.2. Parámetros de control a analizar durante el monitoreo de los diferentes períodos de operación del reactor UASB.	40
Tabla 3.3. Parámetros de control de la eficiencia de tratamiento del reactor.	40
Tabla 3.4. Técnicas aplicadas a los parámetros de caracterización.	41
Tabla 4.1. Caracterización del agua residual del rastro.	50
Tabla 4.2. Caracterización del inóculo.	53
Tabla 4.3. Parámetros de viabilidad del inóculo.	54
Tabla 4.4. Caracterizaciones del agua tratada en el rastro para diferentes TRH.	70
Tabla 4.5. Porcentajes de remoción de N_{TK} , P_T y DQO.	70
Tabla 4.6. Temperaturas máximas y mínimas para el reactor y para Morelia.	74

NOMENCLATURA

Símbolo	Descripción
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
CaCO ₃	Carbonato de Calcio
CH ₃ COOH	Ácido Acético
CH ₄	Metano
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Agencia de Protección Ambiental
G y A	Grases y Aceites
g	Gramos
h	Hora
M A	Materia Flotante
N _{TK}	Nitrógeno Total Kjendahl
l	Litros
ST	Sólidos Totales
SS	Sólidos Sedimentables
P _T	Fosforo Total
PM1	Punto de Muestreo 1
PM2	Punto de Muestreo 2
PM3	Punto de Muestreo 3
TRH	Tiempo de Residencia Hidráulico
T	Temperatura
ST	Sólidos Totales
STV	Sólidos Totales Volátiles
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
SDT	Sólidos Disueltos Totales
UASB	Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente

AGRADECIMIENTOS

A Dios

Que me dio salud y capacidad para realizar este trabajo.

A mis padres y hermanas

Quienes me han acompañado y apoyado en cada momento y en cada decisión.

Al M.C. Fabián Ortega Vargas

Por compartir conmigo trabajo, alegrías y tristezas durante todo el desarrollo de este trabajo. Gracias por la confianza que siempre has depositado en mí.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Posgrado de Química, Facultad de Química, Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental y la Coordinación de la Investigación Científica

Por brindarme la oportunidad de crecer profesionalmente.

Al Frigorífico y Rastro de Morelia S.A. de C.V.

Por la gran disposición y cooperación para llevar a cabo esta investigación.

Al Dr. José Apolinar Cortés y a la Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga

Por permitirme realizar esta tesis bajo su dirección y asesoría. Gracias por contribuir en mi formación humana y profesional.

Al Dr. J. Jesús Pacheco Ibarra

Por su magnífica participación, cooperación y asesoría, que hizo posible el desarrollo de este proyecto.

A la C.P. Celina Ávila Silva

Por su disposición y apoyo recibido en el Frigorífico y Rastro de Morelia S.A. de C.V.

Al Dr. Julio César Orantes Ávalos y al Dr. Marco Antonio Martínez Cinco

Por su participación como revisores de este trabajo.

A Claudia, Iván, Oli, Anaid, Moy y Erick

Por su participación en las diferentes etapas de este proyecto.

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN

1.1. GENERALIDADES

Los rastros, establecimientos donde se realiza la matanza de animales y actividades posteriores para la obtención de carne para consumo humano (SAGARPA, 2009), enfrentan el problema del tratamiento de las aguas residuales que se generan en las diferentes etapas del proceso de matanza y obtención de carne de los animales. Como consecuencia de esta actividad, un volumen importante de aguas residuales es vertido directamente a cuerpos de agua o al drenaje municipal, lo que genera un grave problema ambiental y de salud pública (Figura 1.1).



Figura 1.1. Agua residual de un rastro descargada en un canal de riego que cruza por varias comunidades.

A nivel urbano, las descargas de aguas residuales que generan los rastros son una de las principales fuentes de contaminación; estos líquidos vertidos contienen grasa, estiércol, pelambre, sangre, trozos de carne y vísceras, por lo que presentan concentraciones altas de materia orgánica, grasas, sólidos y microorganismos patógenos y su impacto sobre las redes de alcantarillado sanitario se hace más notorio en poblaciones medianas y pequeñas, situación que obliga a realizar tratamientos antes de sus descargas (Maldonado y *col.*, 2006).

La elevada concentración de materia orgánica en las aguas residuales de los rastros consume la concentración de oxígeno disuelto en el cuerpo de agua, provocando la muerte de especies acuáticas (Balladares, 1998; López y *col.*, 2008), además de ser

propicia para el desarrollo de microorganismos patógenos, normalmente presentes en dicha materia (*Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae*), que aunado con la presencia de huevos de parásitos y quistes de amibas, la convierten en un agua residual con alto nivel de contaminación, dado que también se pueden encontrar en ésta, residuos de plaguicidas (presentes en el alimento de los animales), cloro (limpieza de instalaciones) y salmuera.

Como consecuencia del vertido de ésta agua residual sin tratamiento al ambiente, se contaminan los suelos y los cuerpos de agua por los cuales transitan, además de incrementar el riesgo de la salud por la proliferación de malos olores producto de la degradación natural de la materia orgánica (Balladares, 1998; López y col., 2008) y la pérdida estética de los cuerpos (Figura 1. 2). Por otro lado, las altas concentraciones de nitrógeno y fósforo en las aguas residuales, causan la eutroficación de los cuerpos de agua.



Figura 1.2. Ejemplo de contaminación de un cuerpo de agua con agua residual de un rastro.

Los resultados de un estudio realizado en México por Signorini y col. (2006) en una muestra de 306 establecimientos de un total de 1100 rastros registrados oficialmente, indican que el volumen total de agua residual que se elimina diariamente en los rastros, es cercano a los 23 millones de litros. De este volumen de agua residual, el 62.8% no

recibe ningún tratamiento previo a su eliminación y se desecha directamente al drenaje, canales, arroyos, vía pública o fosas, sin las medidas precautorias requeridas. El volumen restante (37.2%) pasa previamente por algún tratamiento antes de ser descargado. Sin embargo, los tratamientos instalados proporcionan baja eficiencia de remoción de contaminantes y altos costos de construcción, operación y mantenimiento (Balladares, 1998; López y *col.*, 2008; Massé y Masse, 2000; Rincón y *col.*, 2010).

Dado el alto contenido de materia orgánica biodegradable presente en el agua residual de los rastros, los procesos anaerobios suelen ser técnicas viables y económicamente más factibles para su tratamiento (López y *col.*, 2008). Un proceso anaerobio empleado en 1.34% de los casos en México para tratamiento de aguas residuales, es el Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA), también conocido como UASB por sus siglas en inglés, Upflow Anaerobic Sludge Blanket (CONAGUA, 2010). Este tipo de reactor ha sido empleado para tratar aguas residuales industriales, domésticas, municipales y lodos residuales, obteniendo excelentes resultados (Ramalho, 2003; Crites, 2004).

La ventaja de los reactores UASB es que los costos de operación y mantenimiento son relativamente bajos. Además permiten la recuperación de energía en forma de metano (CH_4) con un rendimiento estimado de 0.35m^3 de CH_4/kg de DQO metabolizada, que equivale a la generación de 3517 kW-h/1000 kg de DQO removida (Terreros *et. al.*, 2009). El metano es un hidrocarburo y un poderoso gas de efecto invernadero, que puede ser empleado como fuente de energía, ya sea como combustible y/o electricidad (Feal, 2006; Methane to Markets, 2008).

Dada la condición tan grave que tienen en sus aguas residuales los rastros y con el potencial que presentan los procesos anaerobios para degradar grandes concentraciones de materia orgánica de una forma relativamente sencilla, se realizó la propuesta de valorar el uso de estos procesos en el tratamiento del agua residual del rastro.

1.2. JUSTIFICACIÓN

Los tratamientos de aguas residuales existentes en los rastros (generalmente de tipo aerobio: lagunas aireadas, lodos activados, filtros percoladores y filtros rociadores), además de consumir grandes cantidades de energía, generan en muchos casos, baja calidad del efluente tratado, lo que dificulta cumplir con los criterios de descarga establecidos en las normas oficiales mexicanas (Massé y Masse, 2000; Rincón y *col.*, 2010). Problema que se tiende a agudizar debido a que los costos de tratamiento existentes de aguas residuales en los rastros no pueden sino aumentar en el futuro, debido a los impuestos municipales y sobre todo al precio de los insumos químicos no renovables y los costos de operación y mantenimiento (debidos principalmente al consumo de energía) (Massé y Masse, 2000).

Es necesario un tratamiento económico y eficiente para el tratamiento de las aguas residuales de los rastros, que sea fácil de operar y que, además, permita recuperar energía que podría ser empleada como combustible, por ejemplo, para calentar o producir agua caliente en los rastros (Massé y *col.*, 2000).

El desarrollo de esta investigación se justifica en la necesidad de implementar una propuesta tecnológica que permita mejorar la eficiencia de remoción de contaminantes de las aguas residuales de los rastros por medio de la cual se pueda economizar, simplificar y/o mejorar los procesos de tratamiento de agua residual en los rastros.

El empleo de un reactor anaerobio tipo UASB para el tratamiento de agua residual de los rastros, es una alternativa eficiente, económica y fácil de operar, además de que permite recuperar una fuente de energía (el metano) que podría emplearse en las necesidades energéticas del mismo rastro.

1.3. HIPÓTESIS

Las condiciones de operación no controladas no afectan la capacidad de remoción de materia orgánica (medida como DQO) de un reactor tipo UASB operado de forma intermitente.

1.4. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad de remoción de materia orgánica (medida como DQO) de las aguas residuales de los rastros en un reactor UASB en operación intermitente bajo condiciones de operación no controladas.

1.5. OBJETIVOS PARTICULARES

- Diseñar, construir, estabilizar y operar un reactor UASB.
- Caracterizar el agua residual generada en el rastro.
- Caracterizar el agua residual tratada.
- Cuantificar la producción de biogás en el reactor.
- Evaluar la calidad del biogás.

CAPÍTULO II.

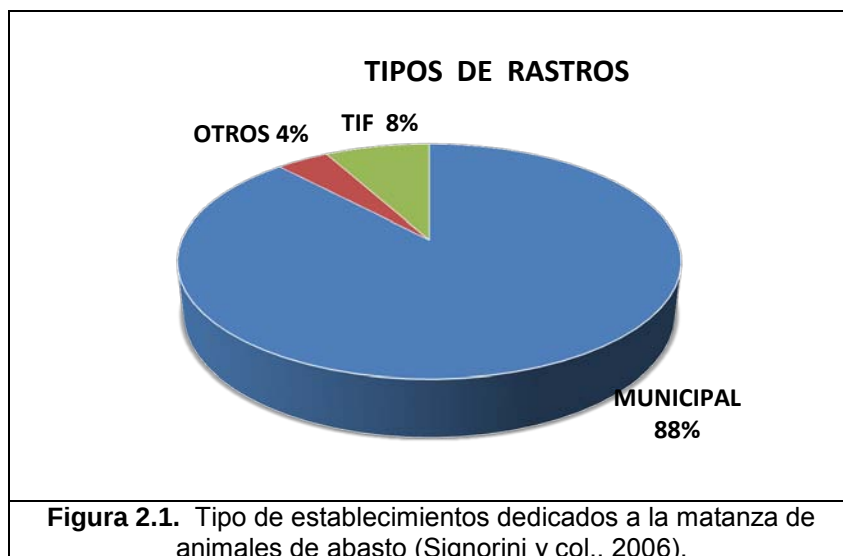
MARCO TEÓRICO

2.1. RASTROS

Los rastros son establecimientos donde se realiza la matanza de animales y actividades posteriores para la obtención de carne para consumo humano. Dependiendo del tipo de rastro, la carne y los subproductos comestibles de esta, son empacados, envasados y clasificados para su posterior comercialización. En México se encuentran registrados oficialmente 1100 rastros (SAGARPA, 2009).

2.1.1. Tipos de rastros

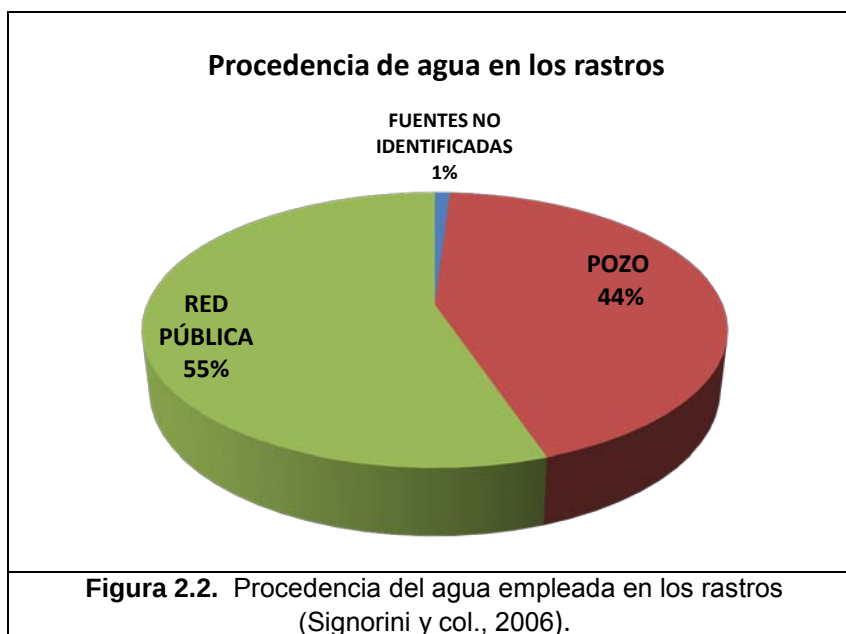
Los rastros se clasifican de acuerdo al tipo de actividades que realizan, por el equipamiento y la finalidad para los que fueron creados. Existen los rastros tipo Inspección Federal (TIF) y los rastros tipo Inspección de la Secretaría de Salud (TSS) o municipales. También existen los rastros privados y mataderos clandestinos, siendo éstos últimos no autorizados oficialmente para tal efecto. El sistema de rastros TIF, es la certificación mexicana con la que se sacrifica, procesa y empaca la producción de cárnicos, el cual es reconocido a nivel nacional e internacional, su operación requiere necesariamente de instalaciones y maquinaria especializada (SAGARPA, 2009). En los rastros TSS la operación se lleva a cabo mediante procedimientos muy simples, el equipo que requieren para su funcionamiento es muy elemental. En México, el 88% de los rastros son de tipo municipal (TSS), y aproximadamente el 8% son TIF, el 4% restante está integrado por establecimientos particulares y clandestinos (Figura 2.1).



2.1.2. Procedencia del agua en los rastros

El volumen de aguas residuales generadas en los rastros está directamente relacionado con la cantidad de agua utilizada. En algunos estudios se estima que de un 80% a un 95% del agua que se usa se desecha, sin embargo, otros estudios sugieren un rango de 97% al 100%, pues consideran como producto de desecho el agua contaminada que se evapora y la que se utiliza en la manufactura de subproductos: cuero, cabeza, cola (Signorini y col., 2006). Es importante resaltar que los rastros municipales consumen una gran cantidad de agua potable, por lo que compiten por ella con la población local y contribuyen al aumento en la demanda de nuevas instalaciones hidráulicas.

Cuando se analiza la procedencia del agua se puede observar que aproximadamente el 31% de los rastros, utilizan agua obtenida de pozos de extracción y el 61% de la red pública (Figura 2.2).



2.1.3. Procesos que generan aguas residuales en los rastros

El agua potable es un insumo indispensable en un rastro o matadero, ya que se requiere en el proceso de la matanza en los siguientes pasos:

- Bebida del ganado.

- Limpieza o baño del ganado.
- Lavado del transporte en el que los animales llegan al rastro.
- Escaldado en la producción de cerdos y aves (para facilitar la eliminación de pelos y plumas).
- Lavado de la superficie del animal, posterior al escaldado (aves y cerdos).
- Remoción de piel (según sea el caso).
- Lavado de la evisceración.
- Lavado del animal en canal.
- Transporte de algunos subproductos y residuos.
- Limpieza y esterilización de cuchillos y equipo.
- Limpieza de pisos y superficies de trabajo.
- Enfriamiento de maquinaria (compresoras, condensadoras, entre otras).
- Proveer el líquido a los calefactores.

Según Signorini y *col.*, (2006) el consumo de agua en una unidad de producción, puede variar dependiendo de las prácticas de limpieza, el tamaño de la planta, la modernidad del tipo de proceso, nivel de automatización, la variedad de especies que se faenan e incluso, el tipo de usos y costumbres con los que estén familiarizados los trabajadores. En el Diagrama 2.1 se resumen los desechos generados en cada uno de las etapas, así como los procesos que requieren agua.

Para esta evaluación, los volúmenes de agua consumidos por animal sacrificado a lo largo de todo el proceso se especifican en la Tabla 2.1. Cabe aclarar que, al no tener las estimaciones del consumo de agua y desecho para todas las etapas, se decidió considerar los valores integrales proporcionados por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Estas cifras ofrecen una idea de la cantidad de agua generada por los rastros y de la importancia de su tratamiento.

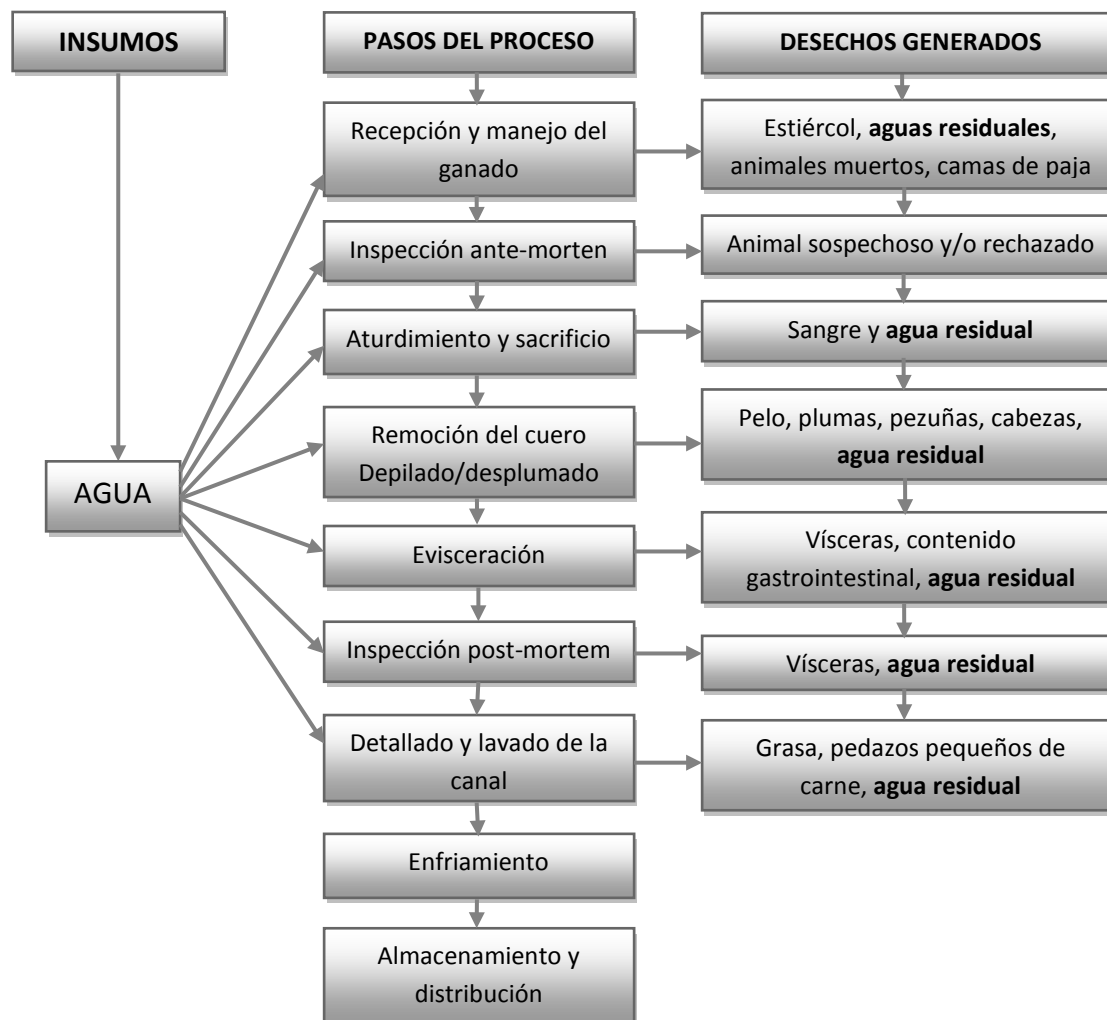


Diagrama 2.1. Flujo de operaciones en el proceso de obtención de carne en general (Signorini y col., 2006).

Tabla 2.1. Necesidades de agua por animal sacrificado y faenado (Signorini y col., 2006).

Especie	Agua utilizada de acuerdo al esquema planteado	Agua requerida en promedio por animal
Animales mayores	887 litros	1000 litros
Porcinos	221 litros	450 litros
Ovinos y Caprinos	ND	100 litros
Aves	ND	20 litros

ND: No se tiene información disponible

2.1.4. Contaminantes del agua residual de los rastros

La cantidad de contaminantes que la planta de sacrificio produce depende del tipo y cantidad de especies que se sacrifiquen, así como de los residuos que se desechen y el tipo de tecnología empleada, entre otros factores. Sin embargo, las aguas residuales se pueden caracterizar de manera general por especie, como se muestra en la Tabla 2.2.

Tabla 2.1. Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de plantas de sacrificio (Signorini y col., 2006).

Parámetro (unidad)	Especies faenadas		
	Porcinos	Bovinos	Aves
DBO ₅ (mg/l)	1250	2000	1550
DQO (mg/l)	2500	4000	2500
Sólidos suspendidos (mg/l)	700	1600	ND
Nitrógeno total (mg/l)	150	180	150-400
Fósforo total (mg/l)	25	27	16-50
Grasa (mg/l)	150	270	ND
pH	7.2	7.2	ND

ND: No se tiene información disponible

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. El nitrógeno presente en el agua residual proviene, de manera general, del amonio de la orina y del excremento, que está íntimamente ligado a la especie que lo produce, donde la naturaleza del amonio (NH_3) dependerá del pH que presente el agua residual. El fósforo se origina a partir del contenido estomacal no digerido, pero también puede generarse si la sangre se procesa para elaboración de subproductos. El sodio proviene del excremento, del alimento presente en los estómagos de los animales, así como de los procesos de rendimiento de la canal y de encurtido (Signorini y col., 2006). La canal de un animal es el cuerpo entero del animal sacrificado tal y como se presenta después de las operaciones de sangrado, eviscerado y desollado, entero o partido por la mitad, sin lengua, pezuñas, órganos genitales, manteca, riñones ni diafragma. Las fuentes de los contaminantes en el agua residual de los rastros, se muestra en la Tabla 2.3.

Tabla 2.2. Fuentes de contaminantes en el agua residual de los rastros (Signorini y *col.*, 2006).

Fuente	Contaminantes			
	DQO	N _T	P _T	Sodio
Agua potable	0%	1%	0%	10%
Agua reciclada	0%	5%	10%	7%
Corral de descanso	2%	6%	8%	6%
Sacrificio y evisceración	7%	19%	4%	8%
Proceso de chamuscado	7%	7%	7%	3%
Desollado	1%	7%	6%	9%
Tablajería	1%	3%	0%	2%
Manejo de excrementos y desechos sólidos ruminales	13%	12%	37%	22%
Rendimiento	64%	32%	26%	15%
Encurtido	5%	8%	2%	16%

2.2. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LOS RASTROS

Existen diversas opciones para el tratamiento de las aguas residuales de los rastros: de tipo fisicoquímico y biológico (Balladares, 1998; López y *col.*, 2008).

En términos generales, los tratamientos fisicoquímicos ofrecen altas eficiencias en la remoción de contaminantes, pero a costos muy elevados tanto en la construcción como en la operación de plantas de tratamiento. Este hecho indujo el surgimiento de los tratamientos biológicos, mediante sistemas que han tenido gran acogida por ser relativamente más fáciles de construir, “económicos” de operar y con altas eficiencias en la remoción de materia orgánica (Maldonado y *col.*, 2003).

Por décadas, los tratamientos biológicos de tipo aerobio y anaerobio han sido empleados para la remoción de contaminantes de diversos efluentes (Chinnaraj, 2006). En general, los tratamientos aerobios requieren del suministro de oxígeno, lo que implica el consumo de grandes cantidades de energía, traducida en costos. Por otro lado, los tratamientos anaerobios involucran la descomposición de la materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular (Crites, 2004), y generan biogás como producto del

proceso, que puede ser aprovechado como fuente de energía. Se considera a los procesos anaerobios como tratamientos que requieren bajos costos de construcción y operación (Maldonado y col., 2003; Mata, 2003). Además, Massé y col. (2000), mencionan que son procesos más estables y fáciles de operar.

2.3. PROCESOS ANAEROBIOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Dado el alto contenido de materia orgánica biodegradable presente en el agua residual de los rastros, los procesos anaerobios suelen ser técnicas viables y económicamente más factibles para su tratamiento, ya que puede remover materia orgánica (medida como DQO) con eficiencias mayores a 80% (López y col., 2008; Rodríguez, 2002). En general, los reactores anaerobios usados a escala industrial presentan mayores eficiencias cuando tratan aguas residuales con concentraciones altas de carga orgánica (DQO mayor de 2000 mg/l) (Bhattiy col., 1997; Rodríguez, 2004; Rodríguez, 2002).

Entre las ventajas de los procesos anaerobios se enumeran las siguientes (Massé y Masse, 2000):

1. Alta eficiencia en la reducción de DQO en forma soluble e insoluble.
2. Baja producción de lodos: del 5% al 20% de la generada por los sistemas aerobios.
3. Recuperación de energía útil en forma de metano.
4. No requieren de energía para llevar a cabo la aireación.
5. Sin necesidad de manipular productos químicos.
6. La biomasa puede permanecer sin alimento durante largos períodos sin deterioro.

2.3.1. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es el proceso en el cual la materia orgánica es descompuesta, obteniendo como productos principales el biogás (una mezcla aproximadamente de 65% de metano y 35% de dióxido de carbono), junto con una baja producción de biomasa (Mata, 2003).

El proceso se lleva a cabo en un reactor completamente hermético para evitar que haya entrada de oxígeno y muerte de las bacterias anaerobias. El influente a tratar se introduce de forma continua o intermitente y permanece en su interior durante periodos de tiempo variables. El efluente tratado se extrae del reactor de forma continua o intermitente (Metcalf, 2003; Crites y col., 2004).

2.3.1.1. Descripción del proceso de digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso muy complejo tanto por el número de reacciones bioquímicas que tienen lugar como por la cantidad de microorganismos involucrados en ellas. Los estudios realizados, dividen el proceso de descomposición anaerobia en tres etapas: hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis; consideran a la acetogénesis como parte de la acidogénesis; sin embargo, otros autores manejan cuatro fases: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Crites y col., 2004; Winkler, 2008; Ramalho, 2003 y Metcalf, 2003). En el diagrama 2.2, muestra esquemáticamente las distintas fases del proceso de digestión anaerobia y los productos intermedios generados.

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por bacterias hidrolíticas. Los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos y los ácidos grasos de cadena larga. (Díaz y col., 2002; Mata, 2003). Posteriormente son fermentados (etapa conocida como acidogénesis) por bacterias fermentativas a ácidos grasos de cadena corta, como ácido acético, fórmico, propiónico, butírico, valérico, láctico (conocidos como ácidos grasos volátiles) además de H_2 y CO_2 y etanol.

Posteriormente compuestos que no pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (como el etanol y los ácidos grasos volátiles) deben ser transformados en productos más sencillos: acetato, hidrógeno y dióxido de carbono; a través de las bacterias acetogénicas. Finalmente las bacterias metanogénicas producen el metano por dos vías principales: La primera la realizan las bacterias acetotróficas (ecuaciones 2.2 y 2.3), las cuales convierten el acetato en metano y dióxido de carbono con una eficiencia del orden del 70%; en la segunda vía, las bacterias hidrogenotróficas convierten el hidrógeno y el dióxido de carbono en metano y agua (ecuación 2.1), con eficiencia del 30% (Marti, 2006). En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico y monóxido de carbono pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico (ecuaciones 2.4, 2.5 y 2.6) (Díaz y col., 2002; Mata, 2003; Robles, 2008).

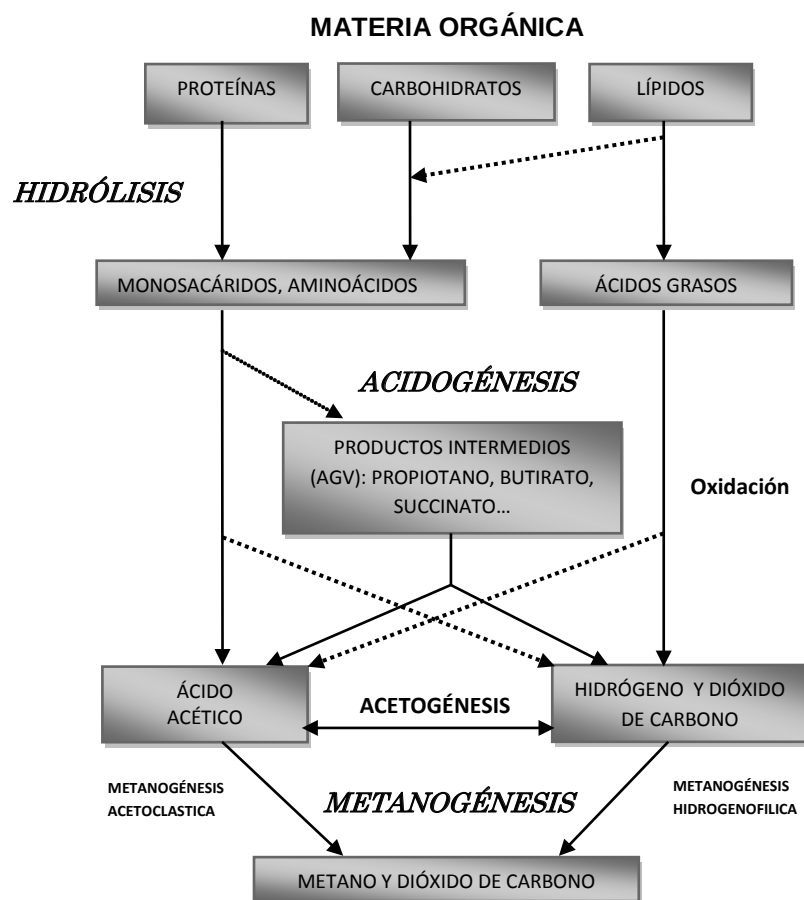
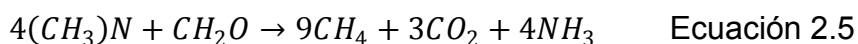
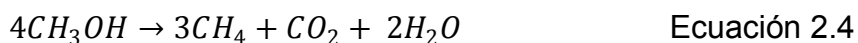
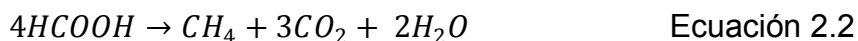
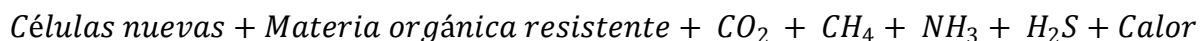
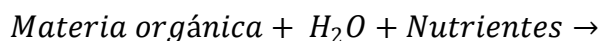


Diagrama 2.2. Metabolismo anaerobio (Mata y col., 2003)



En términos generales, independientemente de la vía que se siga para la producción de metano, la digestión anaerobia se puede representar por la ecuación 2.7 (Mata y col., 2003), en la cual se observa que la materia orgánica mas agua y nutrientes producen metano, amoníaco, ácido sulfhídrico, calor y nuevas células, mas materia orgánica resistente a la degradación.



Ecuación 2.7

2.3.1.2. Consorcios microbianos de la digestión anaerobia

El proceso de digestión anaerobia requiere de la acción convenida de una población microbiana muy variada, que consta de varios grupos estrictos y cepas de bacterias facultativas.

➤ Bacterias Hidrolíticas

Las principales bacterias involucradas en este proceso son anaerobias estrictas o facultativas y pertenecen a una variedad de géneros como son: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Pelobacter*, *Acetobacterium*, *Micrococcus* y *Staphylococcus* (Atlas, 2001; Bermúdez y col., 1998; Pérez, 1994).

➤ Bacterias acidogénicas y bacterias acetogénicas

En la acidogénesis predominan las bacterias Gram+ del ácido láctico y relacionadas: *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Staphylococcus*, *Micrococcus*; y Gram-: *Escherichia*, *Salmonella*, *Veillonella* y reductoras de sulfato (Atlas, 2001; Bermúdez y col., 1998; Pérez, 1994). Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei*, *Syntrophobacter wolinii*, *Syntrophomonas sapovorans*, *Syntrophospirillum bryantii* y *Syntrophus buswelli*, *Acetobacterium woodii*, *Acetobacterium wietingae*, *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum* (Pérez, 1994).

➤ Bacterias metanogénicas

Las bacterias metanogénicas pertenecen al grupo actualmente conocido como Archaea (Pérez, 1994). Son anaerobias estrictas y producen metano como principal producto del metabolismo energético (Gerardi, 2003; Pérez, 1994). La producción de metano a partir de acetato se lleva a cabo por bacterias metanogénicas acetoclásticas, las especies más frecuentes son: *Methanosarcina thermophila*, *Methanobrevibacter ruminantium*, *Methanospirillum hungatei* y *Methanobacterium formicicum*. La conversión de CO₂ e H₂ a metano por bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, las especies más representativas son: *Methanosarcina mazei*, *Methanosarcina barker*, *Methanosaeta thermophila* y *Methanosaeta concillii*.

2.3.2. Factores que influyen en el proceso anaerobio

La digestión anaerobia está influenciada por una serie de factores que determinan su eficiencia, como son: temperatura, requerimientos de pH y alcalinidad y composición del sustrato, principalmente (Chávez y col., 2005; Catalán y col., 2002).

2.3.2.1. Temperatura

La temperatura es un factor determinante para el desarrollo de microorganismos (Robles, 2008). La actividad microbiana se ve afectada por la temperatura de acuerdo a sus condiciones de funcionamiento óptimo (Westlake, 1995). Tchobanoglous (1994), afirma que según la gama de temperatura en que funcionen mejor, las bacterias pueden clasificarse como psicrófilas, mesófilas o termófilas (Tabla 2.4).

Tabla 2.3. Rangos de temperatura típicos para diversas bacterias.

Tipo	Temperatura °C	
	Rango	Óptimo
Psicrofílicos	-10-30	15
Mesofílicos	20-50	35
Termofílicos	45-75	55

Para mantener un proceso estable así como para mantener las velocidades de reacción óptimas, la temperatura de los reactores anaerobios debe estar entre 25 y 35 °C (Metcalf, 2003). En general, mientras más alta se encuentre la temperatura del sistema, las velocidades de reacción son mayores, por lo cual el sustrato se degrada más rápidamente (Catalán y col., 2002).

La digestión termofílica permite una permanencia mínima en los reactores, por lo cual se diseñan para un volumen más reducido; pero trabajar en este rango requiere mayores necesidades energéticas para el calentamiento, y debido a la sensibilidad excepcional del reactor a los cambios de temperatura, éste exige un mayor control, y en consecuencia, no es aconsejable trabajar en este rango. Por tanto, se recomienda una digestión mesofílica a temperatura controlada (Catalán y col., 2002).

2.3.2.2. pH

El desarrollo de microorganismos está en estrecha relación con un pH óptimo, ya que la actividad enzimática depende inevitablemente del mismo. Las poblaciones microbianas

más sensibles a las variaciones de pH son las bacterias acetogénicas (pH óptimo de 7.2) y las metanogénicas (pH óptimo entre 7 y 8); es por ello que estos microorganismos son inhibidos de forma total a un pH inferior a 6, lo que puede ocasionar también una acumulación de ácidos orgánicos. Los microorganismos que participan en la digestión termófila son más sensibles a los cambios de pH que aquellos que participan en rangos mesófilos (Robles, 2008). La reducción del pH inhibe la formación de metano, lo que hace necesario la implementación de medidas como la reducción de la carga volumétrica. El aumento del pH se logra a través de agentes como Ca(OH)_2 , Na_2CO_3 o NaOH , e incluso añadiendo agua de dilución (Caicedo, 2006).

2.3.2.3. Alcalinidad

Cuantifica la capacidad del agua residual de neutralizar ácidos. Se mide en mg de CaCO_3/l . Es debida principalmente a la presencia de iones bicarbonato, carbonato e hidroxilo (Caicedo, 2006). Debe haber suficiente alcalinidad presente para asegurar que el pH no descenderá por debajo de 6. Cuando la digestión se está llevando a cabo satisfactoriamente, la alcalinidad varía típicamente de 1000 a 5000 mg/l (Diez y col., 2002). Sin embargo, Sandoval y col., (2007) y Tchobanoglous y col., (1994), aseguran que la alcalinidad puede ser tan alta como 12000-18000 mg/l, para el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales concentradas sin ocasionar desequilibrios en el sistema Martí (2006) y Metcalf (2003) aseguran que se requiere de una alcalinidad por encima de 2000 mg/l en el agua residual que va a ser tratada en un proceso anaerobio asegura un buen control del pH y una adecuada estabilidad del sistema.

2.3.2.4. Ácidos grasos volátiles (AGV)

Son la mayoría de los productos intermedios resultado de la digestión anaerobia: ácido acético, propiónico, butírico y valérico. Se mide en mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{l}$. La concentración de ácidos grasos volátiles en el efluente debe ser baja y debe mantenerse en estos

niveles, ya que el incremento de los mismos por encima de la capacidad amortiguadora del sistema tiene un efecto inhibitor de los compuestos intermedios del proceso de digestión anaerobia. Diez y *col.*, (2002) menciona que la concentración debe ser menor a 250 mg/l, sin embargo, Tchobanoglous y *col.*, (1994), menciona que para el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales concentradas el valor máximo es de 700 mg/l.

2.3.2.5. Relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad (AGV/ALK)

Uno de los parámetros de control más importante, es la relación entre los ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad del sistema, ya que este nos indica si hay fallos o no en el funcionamiento del reactor anaerobio. La relación AGV/ALK óptima para este tipo de digestores se encuentra en valores por debajo de 0.2, cuando este valor tiene una tendencia a aumentar indica una falla en el proceso, debido al aumento de los AGV lo que implica una disminución de pH causando la inhibición a la digestión anaerobia (Caceido, 2006).

2.3.2.6. Composición del sustrato

Para mantener un sistema de tratamiento anaerobio que estabilice eficazmente desechos orgánicos, las bacterias no metanogénicas y metanogénicas deben estar en un estado de equilibrio dinámico (Tchobanoglous y *col.*, 1994), para establecer y mantener tal estado, los contenidos del reactor deberían estar libres de oxígeno disuelto y de concentraciones inhibitoras de amoníaco libre y de metales pesados y sulfitos.

Los nutrientes a veces pueden ser el material limitante para la síntesis y el crecimiento celular microbiano. Los principales nutrientes inorgánicos requeridos por los microorganismos son: N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na y Cl. Los nutrientes que se requieren en menores cantidades (micronutrientes), pero de gran importancia, incluyen: Zn, Mn, Se, Co, Cu, Ni, W (Mata, 2003; Robles, 2008; Tchobanoglous y *col.*, 1994). Es importante mencionar que la presencia de los micronutrientes en cantidades pequeñas

puede estimular el crecimiento. Sin embargo, si un determinado umbral es sobrepasado, su presencia puede tener efectos inhibidores.

Las cantidades tanto de nutrientes como de micronutrientes requeridas están en función de la condiciones de operación del digestor. Para la materia celular la relación DQO/N es de 11.4; P/N se encuentra entre 1/5 y 1/7. La relación recomendada de DQO/N/P durante el arranque es 300/5/1, durante la operación en estado estable debe ser de 600/5/1 (Mata, 2003). La relación carbono-nitrógeno (C/N) óptima se encuentra entre 20 y 35, ya que los microorganismos consumen de 15 a 30 veces más carbono que nitrógeno. Para tener datos más exactos de esta relación es necesario tener en cuenta la disponibilidad y la biodegradabilidad de las fuentes de carbono y nitrógeno según el sustrato de interés. Si la relación C/N es muy alta (mayor de 35), la biodegradación se verá limitada por la carencia de nitrógeno, y si la relación es baja (menor de 5) el nitrógeno excedente es liberado bajo la forma de amoníaco. El ion amonio es benéfico a bajas concentraciones, debido a que es un nutriente necesario en los procesos anaerobios; en altas concentraciones es un inhibidor de la metanogénesis. De manera general, se puede afirmar que la presencia de iones amonio, indica una buena degradación de la materia orgánica nitrogenada (Caicedo, 2006; Tchobanoglous y *col.*, 1994). El nitrógeno amoniacal en concentraciones de 600-900 mg/l, contribuye a la alcalinidad y por tanto a la estabilidad del proceso, por encima de 1500 mg/l, lo inhibe a altos valores de pH. La relación carbono-fosforo (C/P) óptima para la digestión anaerobia se encuentra entre 100 y 150. El fosforo es utilizado por los microorganismos en forma de ión fosfato, principalmente; sin embargo, esta utilización no resulta fácil, ya que el fosforo es comúnmente un factor limitante para el desarrollo de los microorganismos debido a la baja solubilidad de varios fosfatos inorgánicos. Los microorganismos requieren de azufre en forma reducida (sulfuros) para la biosíntesis del material celular; es por ello que la formación de sulfuros es indispensable para los microorganismos metanogénicos como fuente de azufre aunque también puede ser un inhibidor a concentraciones mayores de 200 mg/l. Los sulfuros tienden a precipitar metales (Cu, Zn, Ni, Hg), lo que resulta benéfico cuando éstos se encuentran en concentraciones inhibitorias, pero resulta negativo cuando los metales son indispensables para el metabolismo microbiano (Robles, 2008).

Los nutrientes orgánicos necesarios se conocen como factores de crecimiento, ya que son compuestos necesarios para los microorganismos como precursores o constituyentes del material celular orgánico que no se puede sintetizar a partir de otras fuentes de carbono. Los principales factores de crecimiento se concentran en tres clases: aminoácidos, purinas-pirimidinas y vitaminas (Tchobanoglous y col., 1994).

2.3.2.7. Inhibidores

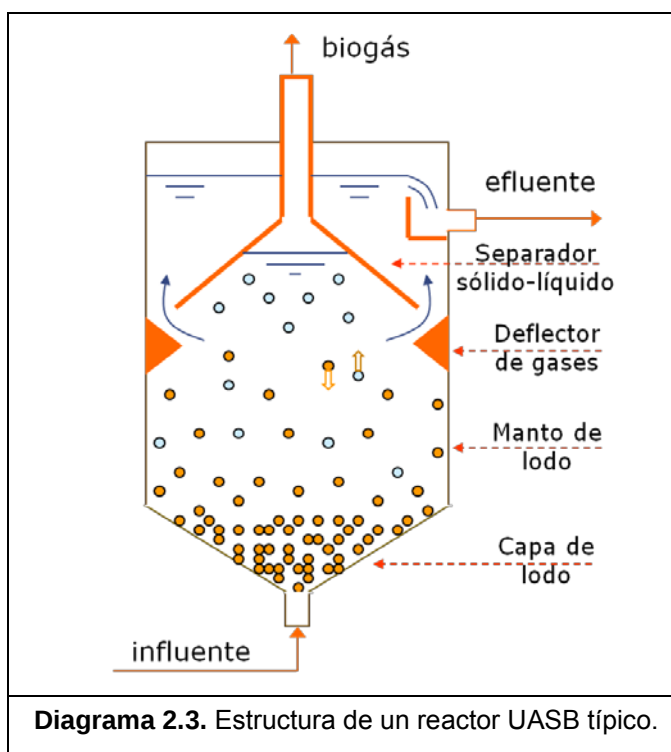
Las sustancias inhibidoras de la digestión anaerobia incluyen: metales pesados, hidrocarburos clorados, ácidos grasos volátiles, detergentes, sustancias análogas al metano (cloroformo, entre otras), amoníaco y oxidantes como el oxígeno, algunas sales a concentraciones de 4000 mg/l y algunos cationes (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y NH_4^+). Es importante mencionar que los datos reportados en la literatura de las concentraciones de diversas sustancias inhibidoras deben tomarse con prudencia, debido a que los procesos de degradación son complejos y, en la mayoría de las ocasiones, los datos fueron obtenidos en biorreactores que operaron en condiciones de laboratorio; dichas condiciones difícilmente se presentan en un caso real (Robles, 2008).

2.4. REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (UASB)

2.4.1. Funcionamiento del reactor UASB

El funcionamiento de los reactores UASB consiste en introducir por el fondo del reactor el líquido que va a ser tratado, desde donde fluye hacia arriba a través del manto de lodos compuesto de partículas o gránulos biológicos densamente formados. Los gránulos de lodo varían de tamaño, desde 1 a 3 mm (Metcalf, 2003; Maseé y Masse, 2000). Los gases que se producen bajo condiciones anaerobias sirven para mezclar los contenidos del reactor a medida que ascienden hacia la superficie. El gas que asciende ayuda a formar y mantener los gránulos, mientras que el material, que se mantiene a flote gracias a los gases, se estrella contra los separadores de gases y se deposita de nuevo sobre la zona en reposo de sedimentación arriba del manto de lodos (Diagrama

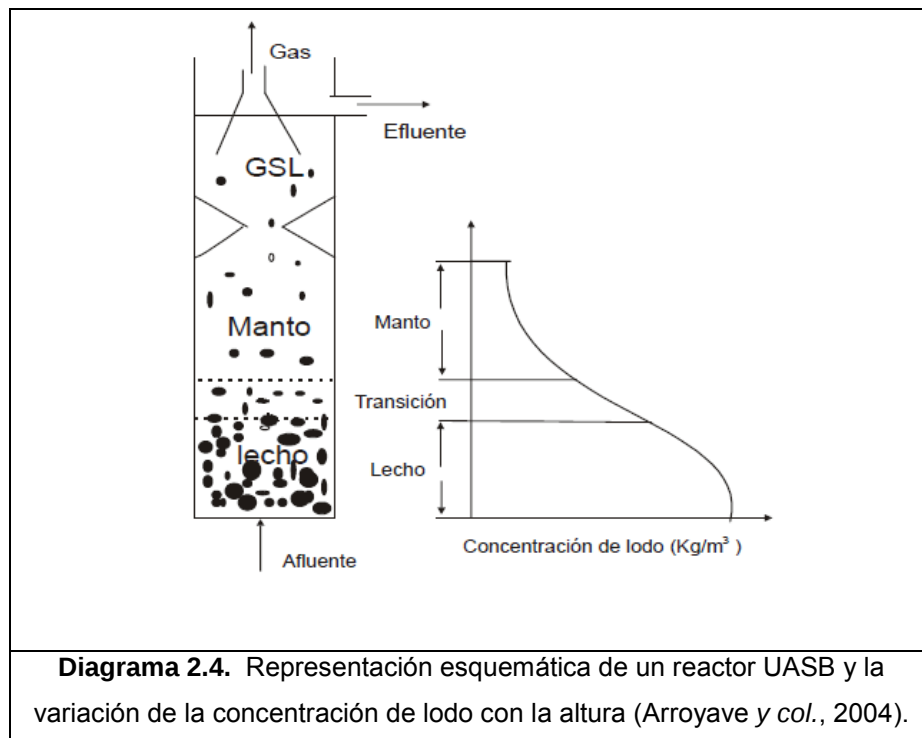
2.3). El gas es atrapado en un domo colector de gases localizado en la parte superior del reactor. Para mantener el manto de lodos en suspensión, es necesario que la velocidad de flujo ascendente tenga un valor entre 0.8 y 1.0 m/h (Metcalf, 2003; Morillo y col., 2005).



La característica clave del proceso UASB que permite el uso de altas cargas volumétricas de DQO, comparado con otros procesos anaerobios, es el desarrollo del lodo denso granulado; debido a esta formación la concentración de sólidos varía de 50 a 100 g/l en el fondo o base del reactor y de 5 a 40 g/l en una zona más difusa en la cima del manto de lodos del UASB (Metcalf, 2003).

El lodo formado en el reactor puede considerarse dividido en dos zonas: la zona denominada “lecho o cama de lodos”, ubicada en el fondo del reactor; y la zona denominada “manto de lodos”, que se encuentra sobre la primera. La diferencia entre estas dos zonas es la compactación del lodo, esto porque en la “cama de lodos” el lodo es mucho más compacto que en la “manto de lodos” (Diagrama 2.4). Los separadores sólido-líquido ubicados en la parte superior del reactor sirven para sedimentar los

sólidos y colector el gas. Esta separación crea una zona de bajo nivel de turbulencia en donde un 99% del lodo en suspensión se sedimenta y es retornado al reactor (Catalán y col., 2002).



Estudios realizados por Arroyave y col., (2004), identificaron diferentes zonas hidráulicas en un reactor UASB; en el lecho de lodo el flujo es de tipo pistón; en el manto de lodos el comportamiento es turbulento y el flujo puede llegar a ser completamente mezclado; y en la parte del sedimentador el flujo es laminar.

2.4.2. Arranque y operación de los reactores UASB

El uso de la tecnología anaerobia implica dos etapas fundamentales: el arranque y la operación del sistema. Estas etapas generalmente se controlan a través del conocimiento de lo que entra al sistema de tratamiento: caudal de agua residual y su carga orgánica.

2.4.2.1. Etapa de arranque

El arranque de un reactor anaerobio es el período de tiempo durante el cual la biomasa anaerobia se adapta en cantidad y calidad a las características del agua residual. Comprende el conjunto de actividades y el tiempo desde que se inicia la operación hasta que se alcanza una operación estable. La duración de la etapa de arranque dependerá del tiempo que se requiera para obtener una calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente, que no varíe cualitativamente con el tiempo (Rodríguez, 2004; Lettinga y *col.*, 1980). El tiempo estimado para el arranque varía de 1 a 6 meses. Una vez que se ha obtenido la condición estable, el reactor operará con el período de retención hidráulico y la carga volumétrica de diseño.

El arranque está influenciado por diversos factores, como son: la composición química del agua residual, la calidad del inóculo (actividad específica, granulación, contenido de SSV, principalmente), así como de factores ambientales como son: el pH, la temperatura, los nutrientes (N, P, Co, Ni, Fe), entre otros. Los parámetros de operación, como el tiempo de retención hidráulica y el diseño del reactor juegan también un papel muy importante en el arranque y estabilización del proceso (López y *col.*, 2000, Pacheco y *col.*, 2003).

Desde que se inicia el arranque hasta que se considera que se ha alcanzado la estabilidad del proceso, lo más importante es la retención de biomasa viable dentro del reactor y su posterior acumulación. Este aspecto tiene mucho que ver con la formación de gránulos o “pellets” con tamaños ideales entre 1 y 3 mm de diámetro. Generalmente se identifica el final del arranque, en lo que respecta a biomasa, con la aparición del fenómeno de granulación o aparición de un flóc estable (Rodríguez, 2004; Lettinga y *col.*, 1980).

Los conglomerados que se forman son de tres tipos:

1. Flócs: poseen una estructura suelta, forma indefinida y de capa única.
2. Pellets: poseen una estructura más densa que los flócs, bien definida y sedimentan fácilmente.
3. Gránulos: son pellets densos con apariencia granular y alta sedimentación.

El efecto del flujo ascendente del biogás sobre la granulación de la biomasa dentro del reactor anaerobio y como se puede optimizar este factor para obtener gránulos en el UASB aún no ha sido estudiada completamente (Bhuni y *col.*, 2008).

Las metodologías para el arranque de reactores anaerobios se basan fundamentalmente en el seguimiento de parámetros de operación y dependiendo de la salud del sistema (Caldera y *col.*, 2005). Como estrategia en el arranque del reactor, el lodo se alimenta con la misma agua residual a tratar, pero diluida o por lotes, es decir a bajas cargas orgánicas, las que se incrementan hasta la carga de diseño conforme el lodo muestre señales de incremento de actividad (López y *col.*, 2002). De igual forma, se emplea la disminución progresiva del tiempo de retención hidráulico (TRH) a medida que el reactor responda favorablemente en términos de las variables de control: capacidad amortiguadora, contenido de AGV y la eficiencia de remoción de DQO; hasta alcanzar el TRH teórico de diseño (Caldera y *col.*, 2005; Pérez y *col.*, 2009).

Se han podido definir tres fases en el arranque (Rodríguez, 2004; Lettinga y *col.*, 1980):

1. Adaptación primaria y crecimiento de bacterias degradadoras de los ácidos acético y propiónico, 2. Formación de una biomasa anaerobia metanogénica activa, y 3. Formación de un lodo granular, si las condiciones del sustrato lo permiten.

Durante el arranque, existe peligro de sobrecarga orgánica y si esta ocurre, la fermentación ácida puede volverse predominante sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del sistema (Caldera y *col.*, 2005; Rodríguez, 2004; Lettinga y *col.*, 1980).

2.4.2.2. Inoculación

El arranque de cualquier reactor anaerobio es lento, debido a la baja producción de biomasa en relación al sustrato consumido ($Y = 0.02$ a 0.1 kg SSV/kg DQO removida) por lo que es conveniente la inoculación (López y *col.*, 2002; Mata, 2003; Pacheco y *col.*, 2003). Lo anterior es particularmente cierto cuando no se cuenta con inóculos adecuados o adaptados, caso muy común en México (López y *col.*, 2000).

Pacheco (2003), Pérez y col. (2009) y Rodríguez, (2002), mencionan que la cantidad de inóculo es un factor que influye en el tiempo de arranque y tipo de gránulo formado; indican que se debe garantizar una concentración mínima de entre 10 a 15 kg SSV/m³ (10-15 g SSV/l) en el inóculo. Advierten también que el volumen de lodo a inocular deber ser de un 10 a 40% del volumen útil del reactor.

Es necesario utilizar inóculos obtenidos a partir de ambientes anaerobios, por ello que se usan inóculos naturales como el rumen de diferentes animales y lodos anaerobios de lagunas. También se emplea el lodo de digestores rurales u otros digestores (Fajardo y col., 1997). Domínguez y col, (2006) plantea que las excretas vacuna y porcina juegan un papel fundamental en el proceso de metanogénesis de la digestión anaerobia, por lo que pueden ser usados como inóculos, debido a que las mismas están enriquecidas con muchas bacterias que posee el animal. Se han utilizado como inóculos excretas porcina y vacuna, con el fin de estudiar posibles vías de incrementar la eficacia del proceso de arranque de la digestión anaerobia del agua residual objeto de análisis (Domínguez y col., 2006; Terry y col., 2004).

El porcentaje de sólidos totales contenidos en la mezcla con que se carga el digestor, es también un factor importante a considerar para asegurar que el proceso se lleve a cabo en forma satisfactoria. Experimentalmente se ha demostrado que una carga que contenga entre 7 y 9% de sólidos totales es óptima para la digestión. Para calcular el volumen de agua que debe ser mezclada con la materia prima para dar la proporción deseada, es indispensable conocer el porcentaje de sólidos de ésta (Conceptos de la energía de la biomasa, 2004).

2.4.2.2.1. Prueba de viabilidad del inóculo

La relación STV/ST (sólidos totales volátiles/sólidos totales), permite evaluar de forma indirecta el contenido de biomasa activa en el inóculo y/o lodo, indica la potencialidad de este para el arranque del reactor; adicionalmente, su incremento evidencia la adecuada presencia y adaptación de biomasa activa. El buen desempeño del inóculo

está estrechamente ligado al control de la capacidad amortiguadora del sistema (Pérez y col, 2009).

2.4.2.3. Etapa de operación estable

La operación estable del sistema se inicia una vez superada la etapa de arranque, cuando se alcanzan las condiciones de diseño de carga orgánica e hidráulica y la eficiencia de remoción de materia orgánica proyectada. En esta etapa se espera que el reactor funcione en condiciones de estado estable, en el cual las variables de salida del sistema se mantienen relativamente constantes a pesar de las variaciones temporales en cantidad y calidad del influente (Rodríguez, 2004; Lettinga y col., 1980). En la operación del reactor, la concentración de biomasa es alta, por consiguiente el sistema es resistente a la presencia de sustancias tóxicas y fluctuaciones de carga.

El criterio general para decidir si se aumenta el flujo másico al reactor (kg DQO/d) es su capacidad de generar alcalinidad, ya que uno de los problemas más comunes durante la etapa de arranque es la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), lo cual puede llevar a una total acidificación si no se procede con cuidado. Si durante las primeras semanas del arranque, la concentración de AGV en el efluente es mayor a la del influente, indica que la fermentación se efectúa a una tasa mayor que la metanogénesis y el desarrollo bacteriano procede adecuadamente. Sin embargo, después de que se acumule bastante lodo, deberá registrarse una disminución de la concentración de AGV, hasta llegar a ser ésta menor a la del influente. Esto último es consecuencia de la realización completa de la digestión anaerobia hasta el paso de la metanogénesis (Cajicasy col. 2005).

El seguimiento de la evolución de la operación del reactor se efectúa por medio de la relación de alcalinidades alfa (α), definida como:

$$\alpha = \frac{\text{Alcalinidad a pH de 5.75}}{\text{Alcalinidad a pH de 4.3}} \quad \text{Ecuación 2.8}$$

López y col., (2002) mencionan que la relación alfa (α), se determina titulando hasta un valor de pH 5.75 y 4.3, ya que en este valor se mide la capacidad amortiguadora de los bicarbonatos del sistema respecto a la disociación de todos los ácidos débiles involucrados, precisamente los AGV.

Cuanto más cercano a la unidad es el valor de α , el sistema es más estable y se puede proceder al incremento de carga (Cajicas y col. 2005).

2.5. ESTADO DEL ARTE DE LOS REACTORES ANAEROBIOS TIPO UASB

Los reactores UASB a diferentes condiciones de operación y diseño han sido utilizados para tratar aguas residuales municipales, industriales (industria de alimentos, plantas azucareras, destilerías, cervecerías e industrias de celulosa y papel), lodos residuales e incluso lixiviados, obteniendo excelentes resultados (Chinnaraj y col., 2006; Crites, 2004; Lettinga y col., 1999; Ramalho, 2003; Schievano, 2009, Wolmarans y col., 2002).

En el 2000, Massé y col., trataron agua residual de rastro utilizando reactores anaerobios secuenciales por lotes (ASBR por sus siglas en inglés) obteniendo 91% de eficiencia en la remoción de DQO a TRH de 48 h y temperatura controlada de 30 °C. Se produjo también una gran cantidad de biogás de alta calidad (70-75% de metano).

Pardo y col. (2000) realizaron un estudio sobre el establecimiento de un sistema de tratamiento de vinazas de destilerías empleando digestores UASB. Se evaluó en un reactor a escala piloto la eficiencia del tratamiento, la composición del efluente y del lodo. Obtuvieron un porcentaje de remoción de la DQO de 90% a un TRH de 24 h, en operación semicontinua. Se consideró además, los beneficios económicos que se derivan del uso del biogás como combustible para la alimentación de la caldera, el lodo como alimento animal y el efluente como fertirriego de áreas cañeras.

En 2001, Seif y Moursy, trataron las aguas residuales de los rastros en un reactor anaerobio escala laboratorio a temperatura ambiente (24 °C) y obtuvieron eficiencias de remoción de DQO de 87.5% a 24 h de TRH y 93% a 48 h; en operación intermitente. Para mejorar la calidad del efluente, recomendaron el empleo de una unidad aerobia.

En 2002, Rodríguez y *col.*, emplearon un reactor UASB-híbrido (con filtro anaerobio interno), empacado con bauxita y a temperatura controlada, para tratar aguas residuales de rastro. La eficiencia de remoción fue de 80% para cargas orgánicas controladas (5-6 g DQO/L d) con tiempos de retención hidráulicos no menores de 2 días y temperatura controlada de 37 °C.

Lew y *col.*, (2004) realizaron una comparación entre el UASB-clásico y el híbrido UASB-filtro para tratar agua residual a bajas temperaturas, a 28°C obtuvo un porcentaje de remoción del orden de 82% para ambos casos, a 20 °C obtuvo 72% para ambos casos, a 14 °C obtuvieron 70% para el UASB-clásico y 60% para el UASB-filtro y a 10 °C obtuvo 48% para el UASB-clásico y 38% para el UASB-filtro. Obteniendo mejores resultados con el UASB clásico.

Maldonado y *col.*, (2006), construyeron, operaron y evaluaron a escala laboratorio un sistema de tratamiento en serie conformado por un filtro anaeróbico de flujo ascendente (FAFA) y un reactor secundario aeróbico de discos biológicos rotatorios (Biodiscos), para aguas residuales de rastros, obteniendo eficiencias de remoción de materia orgánica en el sistema de 92-97%. Para el FAFA obtuvieron un porcentaje de remoción del orden de 55% para un TRH de 18.5 h, a 27 °C, operación continua y cargas orgánicas controlados.

Reyes y *col.*, (2007), determinaron la remoción de materia orgánica y amoníaco de efluentes de rastros mediante sistemas de biodegradación anaerobia-aerobia, a nivel de laboratorio, implementando las siguientes configuraciones: reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos y lodos activados (AS, por sus siglas en inglés) y reactor anaerobio de lecho expandido (AEBR, por sus siglas en inglés). La configuración del sistema UASB-AS permite obtener remociones de DQO y N-NH₄ de 87 y 60%, respectivamente. El sistema UASB obtuvo una remoción de la DQO del orden del 73%.

López y *col.*, (2008), llevaron a cabo un estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro, como proceso fisicoquímico emplearon la coagulación-floculación y eficiencia en la remoción de contaminantes fue de 94%; como proceso biológico emplearon un sistema

anaerobio/aerobio secuencial compuesto por un filtro anaerobio (FA) y un reactor aerobio por lotes (SBR) y obtuvieron una eficiencia de remoción de 97%. Empleando únicamente el filtro anaerobio se alcanzó una remoción de la DQO del orden de 81% a 24 h de TRH, temperatura ambiente y operación en continuo.

Del Nery y *col.*, (2008), realizaron una investigación en un matadero de aves de corral. Estudiaron las características de los gránulos de 2 reactores UASB de 450 m³. El tratamiento consistió en la eliminación de plumas, vísceras y sólidos finos en una placa rotatoria y criba; luego un tanque ecualizador y un sistema de flotación por aire disuelto hasta llegar finalmente al reactor UASB. El sistema se estudió por 1228 días en operación intermitente, el TRH manejado fue de 23 horas en promedio. Se alcanzó una remoción promedio de 85%. El tamaño de los gránulos a pesar del largo periodo de tiempo de operación predominó en 0.5 a 1.5 mm debido a que todavía estaban creciendo.

Rao y *col.*, (2010), realizaron un estudio del potencial de generación de biogás por digestión anaeróbica de residuos municipales, residuos de la agricultura, agua residual, residuos industriales, para el desarrollo energético sostenible, determinaron que las aguas residuales de los rastros con una DQO de 5500 mg/l y una eficiencia de remoción de 75%, producen 60% de metano y generan 0.5 m³ de biogás por kg de DQO removida.

El biogás, procedente del proceso de digestión anaerobia de materia orgánica en diferentes condiciones (aguas residuales, vertederos, desechos agrícolas y pecuarios, entre otros), es utilizado mundialmente con fines energéticos, debido a la elevada presencia del metano. Una composición tipo biogás típica podría ser: (55-70%) de CH₄, (30-45%) de CO₂, (0.5-3%) de N₂, 0.1% de H₂S, (1-3%) de H₂ y trazas de vapor de agua y un alto valor calórico (933.500 Kj/m³), (Llanesa y *col.*, 2010).

Nadai y *col.*, (2011), realizaron un estudio empleando tres reactores UASB de 6 l, a temperatura controlada de 35°C para el tratamiento de agua residual preparada con leche semidesnatada, nutrientes y alcalinidad. Dos reactores fueron operados de forma intermitente y el otro en continuo. Los porcentajes de remoción de DQO obtenidos

fueron 88 y 68%, respectivamente a un TRH de 12 horas. Obtuvieron mejores resultados con el modo de operación intermitente, produjo un 25% más metano y tuvo mejores eficiencias de remoción de la DQO.

Nadais y col., (2011) mencionan que la forma más adecuada de tratar las aguas residuales complejas, es con alimentación intermitente. Este modo de operación consiste en una interrupción de la alimentación del reactor durante un período de tiempo determinado (período de estabilización), lo que permite una degradación biológica más completa de los sustratos acumulados en el lecho de lodos durante el período de alimentación. Este modo de operación fue recomendada por Lettinga desde 1999, para las aguas residuales complejas, como aguas residuales de industrias lácteas. Varios estudios se han realizado en reactores UASB en operación intermitente como una vía alternativa para mejorar la metanización de los sistemas anaerobios aplicados a los complejos que contienen grasa de las aguas residuales (Nadais y col., 2011).

En 2011, Romero y col., propusieron un sistema anaerobio (UASB) e hidrófitas para el tratamiento de agua residual de rastro. El tratamiento anaerobio se encarga de la degradación de materia orgánica, concentración de sólidos y grasas principalmente; debido a que los nutrientes (N y P) no se remueven totalmente, propone el uso de hidrófitas acuáticas para la eliminación de estos nutrientes. Comprobaron que con la combinación de los dos métodos se mejora la calidad del agua (remociones de 98% de amonio y 63% de ortofosfatos).

Los resultados obtenidos de las experiencias a escala piloto y a escala real efectuadas en varias partes del mundo, proporcionan avances importantes en el desarrollo del proceso y tecnología del tratamiento anaerobio. El éxito de estas experiencias, junto a los beneficios presentados por el proceso como la ausencia de equipos de control sofisticados, la moderada producción de residuos del proceso (lodos), un menor consumo energético y la producción de metano (combustible de alto poder calorífico), han establecido al reactor UASB como una opción de tratamiento para una amplia variedad de residuos líquidos (Massé y Masse, 2000; Medhat, 2004).

ΚΑΠÍΤΥΛΟ ΙΙΙ.

ΜΕΤΟΔΟΛΟΓÍA

3.1 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL EQUIPO

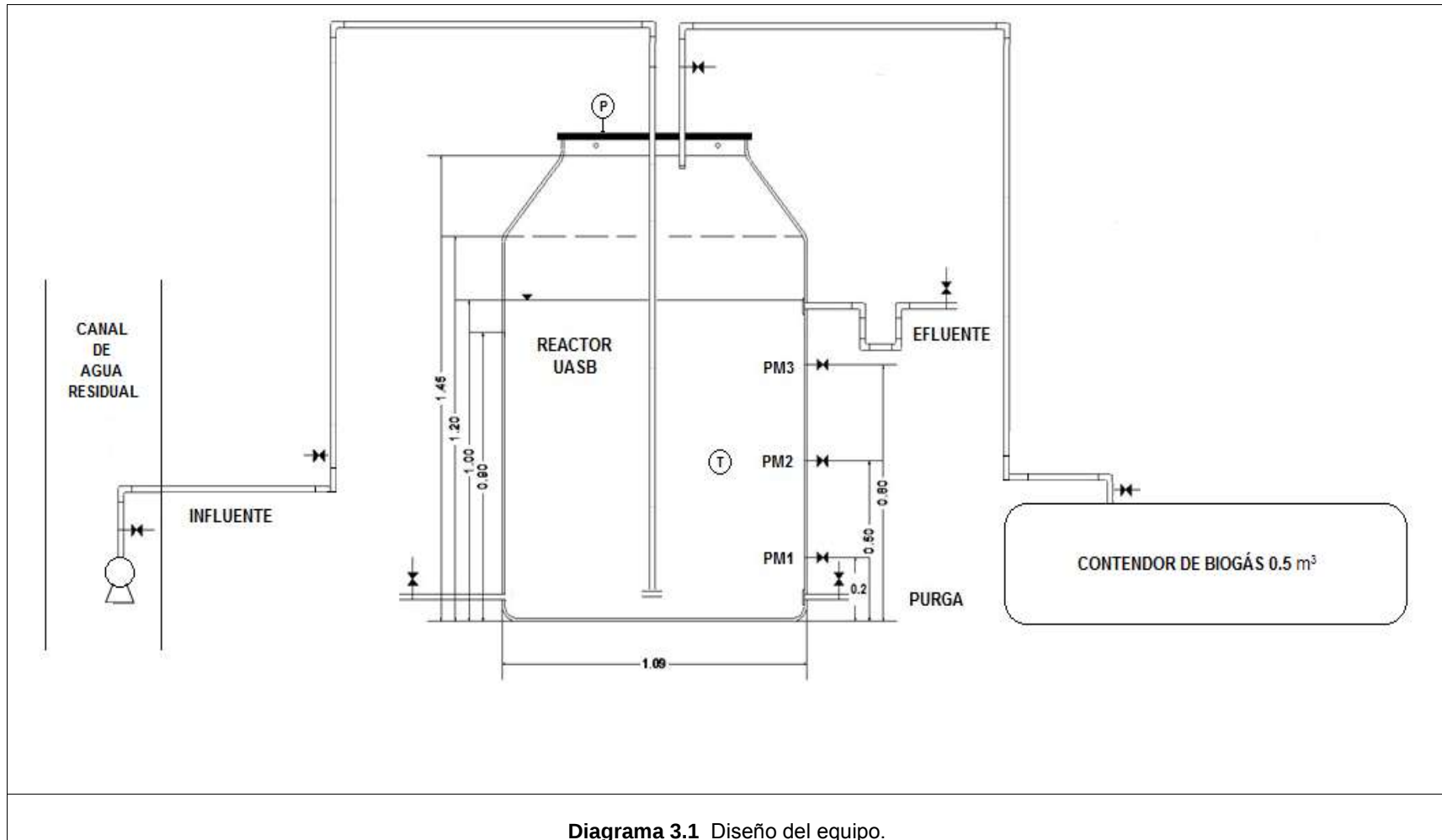
3.1.1 Características del reactor

El reactor anaerobio tipo UASB consiste en un tanque de polietileno alta densidad con capacidad de 1100 l, de 1.45 m de altura, 1.09 m de diámetro y un volumen útil de 916 l. El tanque se reduce en la parte superior formando un cono truncado hasta un diámetro de 54 cm, donde se ubica la tapa. La entrada del agua residual al reactor es por tubería de CPVC de ½ pulgada, que va del equipo de bombeo a la tapa del reactor y baja hasta la base del mismo. El agua residual tratada sale a través de un tubo de CPVC hidráulico de ½ pulgada en forma de “U” ubicado en la parte superior del reactor (a 95 cm de la base), cuya función es formar un sello hidráulico que evite la entrada de aire al reactor. En la Tabla 3.1 se resumen los datos técnicos del reactor UASB construido.

Tabla 3.1. Dimensiones del reactor.

Datos técnicos del reactor UASB		
	Unidad	Valor
Altura (h)	m	1.45
Diámetro (d)	m	1.09
Área (A)	m ²	0.933
Volumen total (V_T)	m ³	1.1
Volumen útil (V_U)	m ³	0.916 (83%)

Con la finalidad de obtener muestras para análisis y monitoreo del proceso, el reactor fue dotado de 3 puntos de muestreo ubicados a 25, 50 y 75 cm de la base del reactor, identificados como PM1, PM2 y PM3, respectivamente. La descarga de los sólidos (purga) se ubicó en la base del reactor. Con el fin de obtener las variables de control del reactor, fueron colocados al reactor, sistemas de medición de presión (P) y temperatura (T). La medición de la presión se realizó con un manómetro marca Dewit con capacidad de 0-7 kg/cm², ubicado en la tapa del reactor (Diagrama 3.1).



La medición de la temperatura se realizó con un termómetro bimetálico marca Rochester de 0-150 °C con vástago 27 cm de largo ubicado en la parte central del reactor, a la altura del segundo punto de muestreo (PM2). El biogás producido es liberado del reactor por una tubería de CPVC hidráulico de ½ pulgada colocada en la tapa del tanque. La medición del volumen de gas producido se realizó a través de un tanque de 0.5 m³ de capacidad, fabricado en polietileno de alta densidad (Diagrama 3.1).

3.2. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DEL RASTRO

Se realizó la caracterización del agua residual del rastro de una muestra compuesta (a partir de 4 muestras simples). Los parámetros medidos en la caracterización fueron: DQO (Demanda Química de Oxígeno), N_{TK} (Nitrógeno total Kjeldahl), P_T (Fosforo total), SS (Sólidos Suspendidos), ST (Sólidos Totales), STV (Sólidos totales Volátiles), SST(Sólidos Suspendidos Totales), color, temperatura, pH, alcalinidad, grasas y aceites, materia flotante y turbiedad. Las técnicas aplicadas para cada uno de estos parámetros se resumen en la Tabla 3.4.

3.3. ETAPA DE ARRANQUE DEL REACTOR UASB

Para la puesta en marcha del reactor UASB se optó por la inoculación de lodo anaerobio con la finalidad de reducir el tiempo de estabilización del mismo.

3.3.1. Obtención del inóculo

El inóculo se obtuvo a partir de estiércol porcino, para ello, se prepararon mezclas de agua con estiércol a una concentración de 8% de sólidos. La mezcla se alimentó cada 15 días durante 3 meses a un digestor.

3.3.2. Inoculación

Para llevar a cabo la inoculación fue necesario conocer la viabilidad, para ello, se midieron los siguientes parámetros: alcalinidad, relación α , concentración de SSV y la relación STV/ST.

3.3.3. Alimentación de agua residual del rastro al reactor UASB

La alimentación del agua residual del rastro al reactor UASB se inició al observar la generación de biogás en el reactor. Se realizó una valoración del comportamiento del reactor en función de las variables de control: pH, alcalinidad, relación de alcalinidades α y relación STV/ST.

El agua residual del rastro se alimentó al reactor por lotes, conforme el lodo mostró señales de incremento de actividad (relación α).

Para alcanzar la carga volumétrica del reactor, se alimentaron inicialmente 400 L de agua residual del rastro, 20 días después se completó la carga alimentando 300 L más. Durante 20 días se estudió el comportamiento del sistema mediante la determinación del pH, alcalinidades y temperatura.

3.4. OPERACIÓN DEL REACTOR UASB

El reactor se mantuvo en operación alimentando el agua residual del rastro de forma intermitente, que es una estrategia necesaria para la estabilización de los lodos.

La operación intermitente se mantuvo durante 127 días que operó el reactor. El agua residual fue bombeada por una bomba sumergible (Aquapak modelo Sumi 50, de 0.47 hp) del canal de desagüe al interior del reactor UASB. Las cargas de agua residual al reactor se realizaron con un caudal promedio de 1.8 l/min, realizando la carga del reactor en un promedio de 4.5 horas y alimentando 450 litros del agua residual del rastro a una velocidad de ascensión de 0.125 m/h.

3.4.1. Carga orgánica

La carga orgánica del reactor no se mantuvo constante en el periodo de prueba del reactor debido a que ésta depende de las actividades de matanza que se realizan en el rastro. Las cargas suministradas al reactor se realizaron variando los volúmenes (de 200 a 700 l) de agua a tratar, los cuales dependieron del día y comportamiento del reactor (descarga de sólidos totales en la tubería de descarga, color del efluente).

3.4.2. Tiempo de residencia hidráulico (TRH)

Dado que en un inicio el reactor no se encontraba estabilizado desde el punto de vista hidráulico y microbiológico, se alimentaron diferentes volúmenes de agua dentro del reactor, con la característica de que estas alimentaciones se hicieron disminuyendo los intervalos de días cada vez más cortos. El tiempo de retención hidráulico para esta cantidad de agua dependió del comportamiento del sistema, el seguimiento que se realizó midiendo la alcalinidad del medio y el porcentaje de remoción de la DQO.

3.4.3. Monitoreo del comportamiento del reactor

El comportamiento del reactor UASB en la etapa de arranque y operación se monitoreó por medio de las siguientes variables: pH, temperatura, alcalinidades, relación α , ácidos grasos volátiles y conductividad; estas mediciones fueron realizadas a los 3 puntos de muestreo, a la salida y purga del reactor. El muestreo y la evaluación de los diferentes parámetros no se realizaron con la misma frecuencia, fue necesario establecer un programa de medición de los mismos (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Parámetros de control a analizar durante el monitoreo de los diferentes períodos de operación del reactor UASB.

Parámetro	Frecuencia de medición	Sujeto de medición
Temperatura, pH, alcalinidad y relación α.	3 veces por semana, antes y después de cada carga.	Los 3 puntos de muestreo del reactor, salida y purga.
Ácidos grasos volátiles	Antes y después de cada carga.	Salida y purga del reactor.

3.4.4. Parámetros de control de la eficiencia de tratamiento del reactor

El reactor UASB fue monitoreado respecto a la eficiencia de tratamiento del agua, por medio de las variables que se muestran en la Tabla 3.3. La Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Total Kjendahl (N_{TK}), Fósforo Total (P_T), color, turbiedad y ácidos grasos volátiles se monitorearon en el efluente del reactor al finalizar cada carga y a diferentes TRH.

Tabla 3.3. Parámetros de control de la eficiencia de tratamiento del reactor.

Parámetro	Frecuencia de medición	Sujeto de medición
DQO	Antes de cada carga y al final de cada TRH definido.	Influente y efluente
N_{TK}, P_T, color y turbiedad	A diferentes tiempos de TRH.	Efluente
SS, ST, STV, SST, SSV, SDT, materia flotante, grasas y aceites	En las caracterizaciones iniciales y finales.	Influente y efluente

3.5. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA TRATADA EN EL REACTOR UASB

Se caracterizó el agua tratada en el reactor UASB a diferentes TRH: 24, 48, 72 y 96 horas. En la Tabla 3.4 se presentan las técnicas empleadas para medir los parámetros de caracterización de aguas residuales y monitoreo del proceso. La determinación de grasas y aceites, alcalinidad, materia flotante, sólidos y sólidos sedimentables, fueron determinados de acuerdo a las Normas Mexicanas; con respecto a la determinación de

la DQO se empleó el método propuesto por HACH, el cual es aceptado por la EPA. El resto de las determinaciones restantes, se emplearon los métodos propuestos por HACH por espectrofotometría.

Tabla 3.4. Técnicas aplicadas a los parámetros de caracterización.

Parámetro	Técnica de medición
Muestreo	NMX-AA-003-1980
Determinación de Sólidos Sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	NMX-AA-004-SCFI-2000
Determinación de Grasas y Aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	NMX-AA-005-SCFI-2000 Extracción Soxhlet
Determinación de Materia Flotante en aguas residuales y residuales tratadas.	NMX-AA-006-SCFI-2000 Observación
Determinación de la Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000 Termómetro
Determinación de pH	NMX-AA-008-SCFI-2000 pH-metro
Determinación de Nitrógeno Total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	MÉTODO 8075 DE HACH Digestión/Espectrofotometría
Determinación de Fósforo Total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	MÉTODO 10127 DE HACH Digestión/Espectrofotometría
Determinación de Sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	NMX-AA-034-SCFI-2001 Gravimetría
Determinación de Ácidos Volátiles como ácido acético.	MÉTODO 8196 DE HACH Esterificación/Espectrofotometría
Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	NMX-AA-036-SCFI-2001 Titulación
Determinación de color verdadero y aparente unidades Platino-Cobalto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	MÉTODO 8025 DE HACH Espectrofotometría
Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	MÉTODO 8000 DE HACH Digestión/Espectrofotometría
Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	MÉTODO 10047 DE HACH Espectrofotometría

3.6. PERFIL DE TEMPERATURA DENTRO DEL REACTOR

Se estudió el comportamiento de la temperatura dentro del reactor durante la etapa de arranque y operación. Se realizaron 6 perfiles de temperatura correspondientes a los meses: febrero, marzo, abril, mayo, junio y julio. Durante los perfiles se tomó la lectura de la temperatura del reactor cada 2 horas, durante 24 horas.

3.7. MEDICIÓN DEL VOLUMEN DE BIOGÁS GENERADO

El volumen de biogás generado por el reactor fue medido en un tanque de 0.5 m³ de capacidad, fabricado en polietileno de alta densidad.

3.7.1. Perfiles de producción de biogás

La generación de biogás fue analizada realizando perfiles de producción de biogás durante 24 horas, tomando la lectura cada 2 horas.

Se realizaron 4 perfiles de producción de biogás durante las 24, 48 y 72 horas posteriores a la alimentación de agua residual al reactor.

3.8. MEDICIÓN DE METANO EN EL BIOGÁS GENERADO

Se realizó la medición del porcentaje de metano en el biogás por medio de la cromatografía de gases. La medición fue hecha con un Cromatógrafo de gases VARIAN CP3800, con un detector FID y una columna 3% Carbowax 20Mt 0.5% H₃PO₄ Chromosorb WHP 20-100, la temperatura de operación del horno a 200 °C, del detector a 210 °C, y de la columna a 90 °C. Se inyectaron 30 µl de muestra y del estándar de metano. Las muestras de biogás fueron colectadas en bolsas tedlar con capacidad de 500 ml (Figura 2.19).

3.9. EQUIPO EMPLEADO

Para realizar las realizas las determinaciones de la Tabla 3.4, se empleó el Espectrofotómetro HACH DR 4000U para hacer las mediciones de DOQ, N_{TK} , P_T , Color y turbiedad (Figura 3.1). Para la determinación de pH, temperatura y conductividad, se empleó el multiparamétrico CONDUCTRONIC PC18 (Figura 3.2). Para la digestión de la materia orgánica (DQO) se empleó el reactor HACH (Figura 3.3). Para la determinación de N_{TK} se empleó el equipo de digestión DIGESDAHL (Figura 3.4). En la Figura 3.5 se muestra el Cromatógrafo de gases VARIAN CP5800 empleado para medir la calidad del biogás; para el muestreo y almacenamiento de biogás se emplearon las bolsas tedlar (Figura 3.6).



Figura 3.1. Espectrofotómetro HACH DR 4000.



Figura 3.2. Conductronic PC18.



Figura 3.3. Reactor HACH de DQO empleado en la determinación de DQO y P_T .



Figura 3.4. Reactor de digestión empleado en la determinación de N_{TK}



Figura 3.5. Cromatógrafo de gases VARIAN CP5800



Figura 3.6. Bolsas tedlar empleadas para muestreo y almacenamiento de biogás.

CAPÍTULO IV.

RESULTADOS y DISCUSIÓN

Para alcanzar los objetivos planteados de esta investigación, se firmó el Convenio Marco y el Convenio Específico de Colaboración entre la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y la empresa Frigorífico y Rastro de Morelia S.A. de C.V., que permitió la instalación del equipo de trabajo y desarrollo de parte de la investigación dentro de dicha empresa.

4.1. CASO DE ESTUDIO: “FRIGORÍFICO Y RASTRO DE MORELIA S.A. DE C.V.”

En el Frigorífico y Rastro de Morelia S.A. de C.V., se inicia el proceso de matanza de los animales a las 8:00 horas, con lo que se inicia también la generación de aguas residuales. La matanza se extiende hasta alrededor de las 12:00 horas y continúa el proceso de lavado del área de matanza, lo que continúa generando aguas residuales hasta pasadas las 15:00 horas. El agua residual generada durante las 6-8 horas de trabajo en el rastro, es evacuada por un canal de 40 cm de ancho, 70 cm de profundidad y 300 m de longitud (Figura 4.1); este canal va del área de matanza a la planta de tratamiento de aguas residuales del rastro. A lo largo del canal llegan otras descargas que provienen del lavado de los corrales y de escurrimientos del desecho ruminal.



Figura 4.1. Canal de desagüe de las aguas residuales del rastro.

La planta de tratamiento de agua residual del rastro opera diariamente durante lapsos (horarios de trabajo) a lo largo del día, con la finalidad de ahorrar energía. La planta cuenta con el siguiente tren de tratamiento: tamizado fino, coagulación, desnatador, lodos activados y sedimentación secundaria. El caudal promedio de agua residual generada es de 3.7 l/s. En el trayecto del canal se localizan mamparas con orificios circulares de 0.8 cm de diámetro, la separación entre estas es de 6 m, se emplean como tamiz para materia con tamaño mayor a 0.8 cm. La remoción de sólidos, espuma, materia flotante y pequeños trozos de grasa es retirada de forma manual por medio de un cedazo.

4.2. UBICACIÓN E INSTALACIÓN DEL EQUIPO

4.2.1. Ubicación del reactor

El reactor se colocó cerca del canal que lleva el agua residual del área de matanza a la planta de tratamiento de agua del rastro, éste se ubicó justo después de la última descarga que llega al canal debido a los escurrimientos ruminales (Figura 4.2). En la Figura 4.3 se muestra el equipo instalado en el “Frigorífico y Rastro de Morelia S.A. de C.V.”.

4.2.2. Instalación del equipo

El reactor construido (Figura 4.4) fue adaptado a una plataforma móvil de fierro y ubicado en las inmediaciones del rastro de acuerdo a las siguientes coordenadas: Norte 19°41'25'', Oeste 101° 12'14.5'' y 1905 m de altitud, medidas con un GPS marca ifinder H2O modelo Lowrance. Las Figuras 4.5, 4.6 y 4.7 muestran la vista frontal y lateral izquierda y derecha del reactor dentro de las instalaciones del rastro municipal.

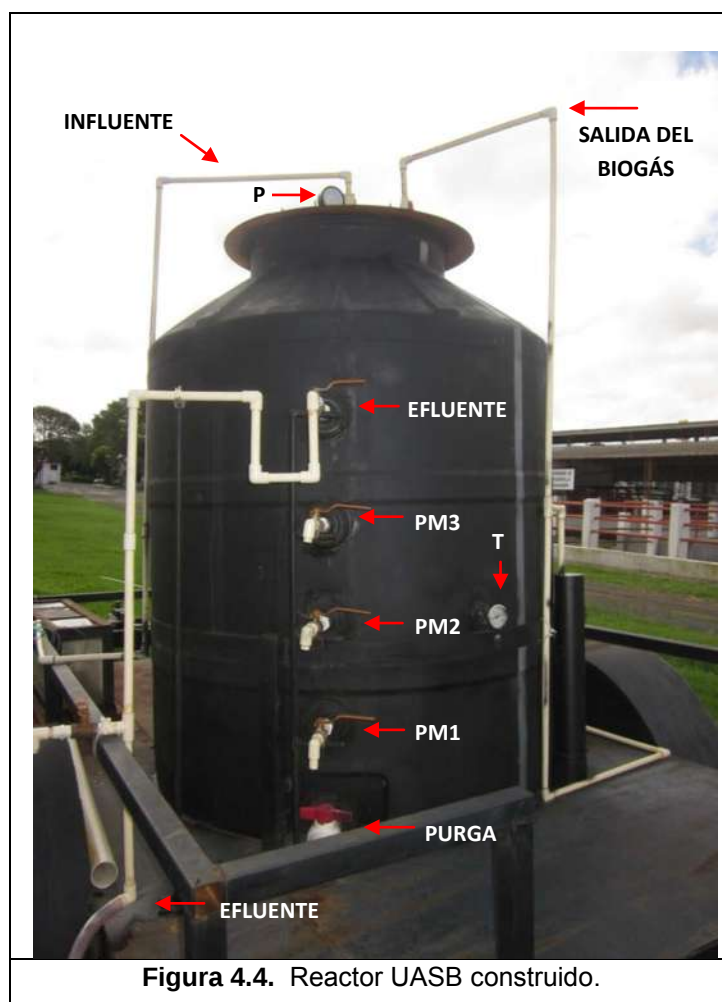




Figura 4.5. Vista frontal del equipo.



Figura 4.6. Vista lateral izquierda del equipo.



Figura 4.7. Vista lateral derecha del equipo.

4.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL GENERADA EN EL RASTRO

Antes de iniciar la alimentación de agua residual del rastro al reactor UASB para su tratamiento, se realizó su caracterización, con la finalidad de compararla con el efluente que se obtiene en el reactor construido.

Los resultados de los parámetros medidos en la caracterización se reportan en Tabla 4.1, en donde se observa que el agua residual se encuentra altamente contaminada con materia orgánica, dado que éste valor medido como DQO es del orden de los 16600 mg/l, mientras que la concentración de los principales causantes de la eutroficación son del orden de 1150 y 160 mg/l, para N_{TK} y P_T respectivamente.

Tabla 4.1. Caracterización del agua residual del rastro.

Parámetro	Valor
pH	7.3
Conductividad (mS)	2.5
Temperatura (°C)	21.8
DQO (mg/l)	16600
N_{TK} (mg/l)	1150
P_T (mg/l)	160
Sólidos sedimentables (ml/l)	18.1
ST (mg/l)	12295
STV (mg/l)	10442
SST (mg/l)	1959
SSV(mg/l)	1314
SSF (mg/l)	645
SDT (mg/l)	10336
Grasos y aceites (mg/l)	598
Alcalinidad (mg $CaCO_3$ /l)	2470
AGV's (mg CH_3COOH /l)	779
Color (U Pt-Co)	33360
Turbidez (FAU)	1925
Materia flotante	Presencia

Otro parámetro que destaca es el color del agua residual del rastro, cuyo valor es del orden de 33360 unidades de Pt-Co (Figura 4.8).

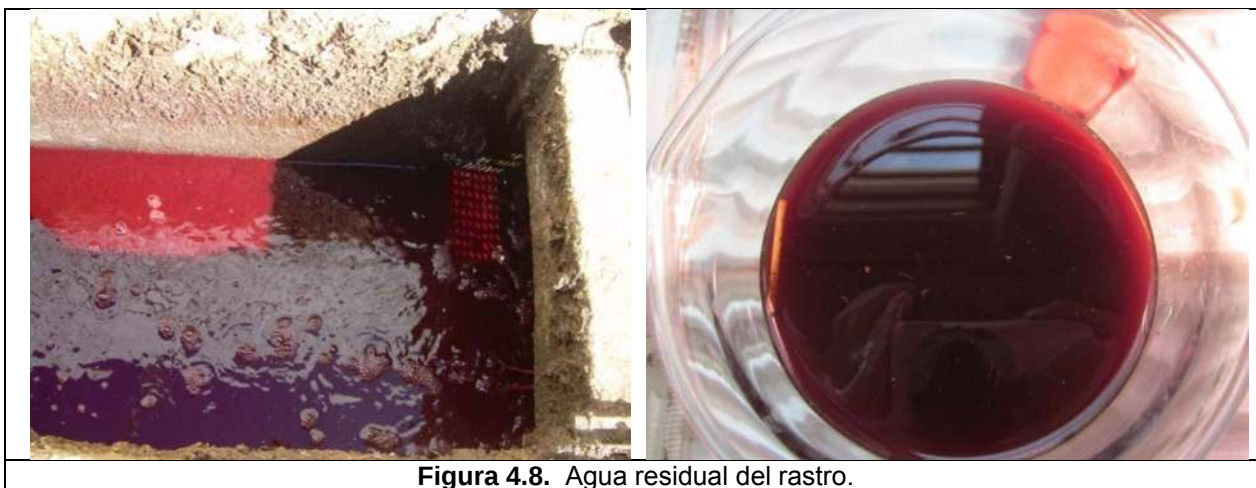


Figura 4.8. Agua residual del rastro.

Cabe mencionar que el agua del rastro contiene una elevada concentración de alcalinidad total, que se encuentra en el orden de 2470 mg CaCO_3/l , así como el pH, con un valor del orden de 7.3. Estos valores resultan convenientes para llevar adecuadamente los procesos anaerobios de tratamiento de aguas residuales (Caldera y col., 2003).

Con respecto al contenido de los diversos sólidos que lleva el agua, se puede observar que la concentración de sólidos totales (ST) es de 12295 mg/l, mientras que los sólidos totales volátiles (STV) tienen una concentración de 10442 mg/l, los sólidos disueltos totales (SDT) de 10336 mg/l y los sólidos suspendidos totales (SST) de 1959 mg/l. Comparando el parámetro de los SST presentes en el agua residual con el valor permitido por la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 (150 mg/l), se observa que éste se excede en más de 10 veces el valor permitido para uso del riego agrícola, por lo que el agua residual también se le puede considerar altamente contaminada con respecto al contenido de sólidos.

Por otro lado, la relación de nutrientes (DQO/N y N/P) es otro parámetro importante que se debe cuidar en el agua residual que va a ser tratada en un proceso anaerobio. Al respecto, cabe mencionar que la relación $\text{DQO}/\text{N}_{\text{TK}}$ del agua residual del rastro tiene un valor de 14.4, muy cercano al valor recomendado por Mata (2003) de 11.4, mientras que la relación N/P es de 7/1, como recomiendan Martí (2006), Torres y col. (2005), Morillo y col. (2005) y Mata (2003) para la digestión anaerobia.

4.4. ETAPA DE ARRANQUE DEL REACTOR UASB

El arranque de los reactores anaerobios es lento, debido a la baja producción de biomasa en relación al sustrato, por lo que fue conveniente llevar a cabo la inoculación.

4.4.1. Obtención del inóculo

De acuerdo con la metodología propuesta, el inóculo se obtuvo a partir de estiércol de cerdo (Figura 4.9) mezclado con agua (Figura 4.10). El estiércol se obtuvo del “Frigorífico y Rastro de Morelia S.A de C.V”. y se eligió como fuente de inóculo debido a que contiene bacterias anaerobias adaptadas, las cuales reducen el tiempo de arranque de los reactores anaerobios, de acuerdo con Fajardo y col., (1997) y Domínguez y col., (2006).



Figura 4.9. Estiércol de cerdo.



Figura 4.10. Mezcla de estiércol de cerdo con agua.

4.4.2. Inoculación

El reactor anaerobio UASB fue inoculado con 200 l de lodo anaerobio (Figura 4.11) obtenido de la purga del digestor alimentado con estiércol porcino; éste inóculo empleado para el arranque del reactor UASB tuvo un período de maduración de 3 meses, tiempo suficiente para considerar que contenía la biomasa activa requerida, ya que el crecimiento de la misma requiere de alrededor de al menos 2 meses (Domínguez y col., 2006). El volumen inoculado representa el 22% del volumen útil del reactor, valor

que se encuentra dentro del rango recomendado para acelerar el proceso de arranque de un reactor anaerobio (Moreno y *col.*, 2003).



Figura 4.11. Lodo anaerobio inoculado en el reactor UASB.

Previo a la inoculación, se realizó la caracterización del lodo anaerobio, cuyos resultados que se muestran en la Tabla 4.2. Entre los parámetros que destacan se encuentra el pH del inóculo, cuyo valor de 7.4 está dentro del rango recomendado por Fajardo (1997) de 7 a 7.8. Por otra parte, el valor de 26 g SSV/l del inóculo, que indica la concentración de biomasa en el mismo, se encuentra por arriba del valor mínimo recomendado de 15 g SSV/l (Pacheco, 2003; Pérez y *col.* 2009; Rodríguez, 2002).

Tabla 4.2. Caracterización del inóculo.

Parámetro	Valor
pH	7.4
Conductividad (mS)	6.97
Temperatura (°C)	19.6
Sólidos sedimentables (ml/l)	500
Materia flotante	Presente
ST (mg/l)	56000
STV (mg/l)	32600
SSV (mg/l)	26000
SSF (mg/l)	23000
SST (mg/l)	49000
SDT (mg/l)	7000

Una relación que es importante determinar en el inóculo preparado es la de los STV con respecto a los ST, la cual indica la factibilidad para iniciar el arranque del reactor, dado que permite evaluar de forma indirecta su contenido de biomasa activa. El valor que se obtuvo para ésta relación es de 0.59 (Tabla 4.3) y a pesar de que es diferente al 0.75 recomendado por Pérez y *col.* (2009), se considera adecuado para iniciar arranque del reactor debido a que el contenido de SSV es superior al recomendado.

De acuerdo con la metodología, para determinar la suficiente capacidad amortiguadora del sistema para el arranque del reactor, se empleó la relación α (Tabla 4.3), la cual tuvo un valor de 0.65, indicando que el inóculo contaba con la suficiente capacidad amortiguadora para iniciar la alimentación de agua residual, ya que se recomienda un valor superior a 0.5, tanto para el arranque como para el aumento de carga orgánica en un reactor anaerobio (Cajicas y *col.*, 2005; Moreno, 2003; Pacheco y *col.*, 2003).

Tabla 4.3. Parámetros de viabilidad del inóculo.

Parámetro	Valor
Alcalinidad CaCO_3 (mg/l)	15225
STV/ST	0.59
Relación α	0.65

4.5. OPERACIÓN DEL REACTOR UASB

Una vez realizada la inoculación del reactor, se inició la etapa de estabilización, que consistió en la alimentación del agua residual del rastro hacia el reactor. Esta operación se mantuvo durante 127 días, durante los cuales se monitorearon las variables de control y estabilidad del proceso (alcalinidad, pH, relación α y AGV), así como la eficiencia de tratamiento del agua residual.

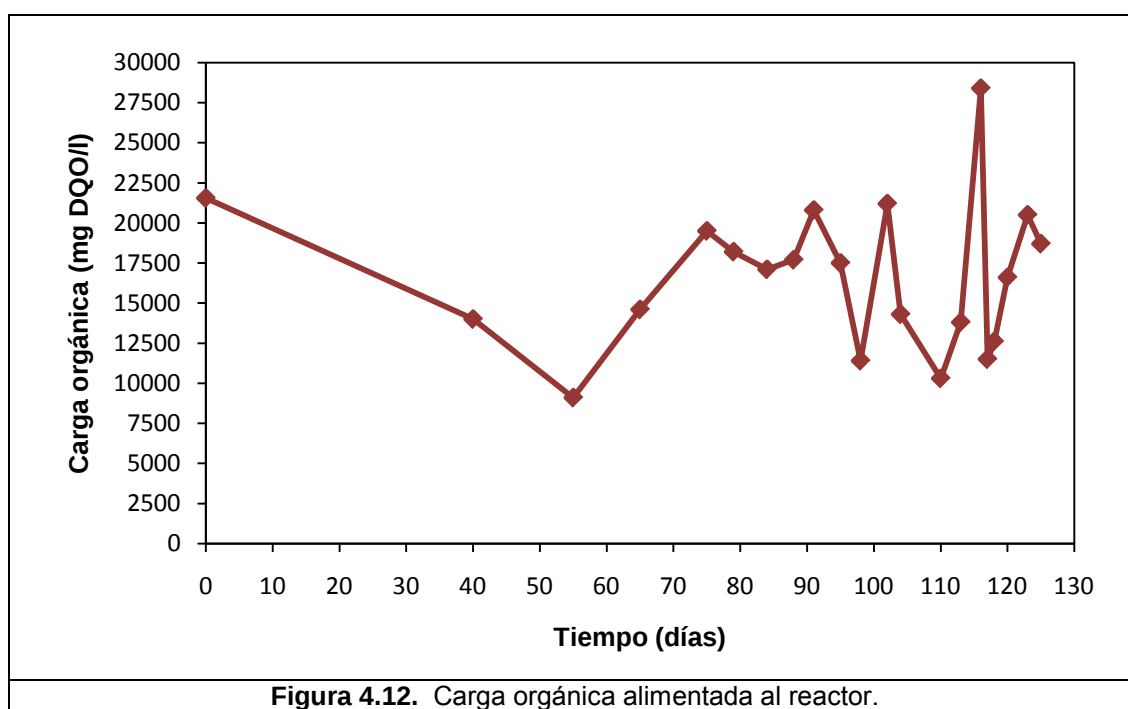
4.5.1. Alimentación de agua residual

El agua residual del rastro fue alimentada al reactor en forma intermitente, y el tiempo de residencia hidráulico (TRH) se fue disminuyendo gradualmente a medida que el

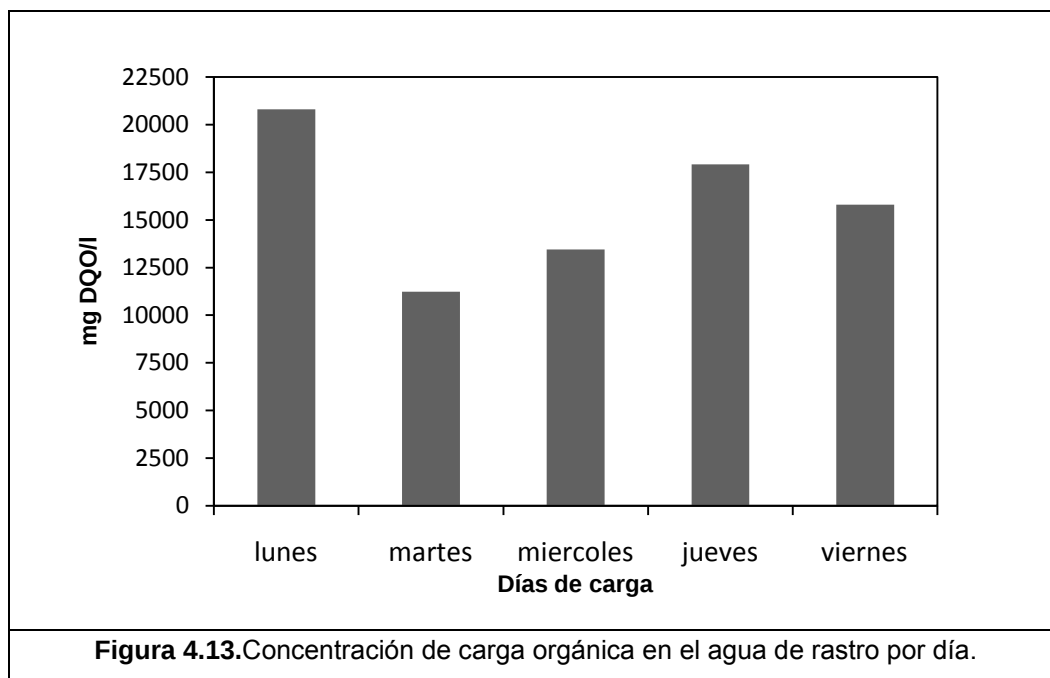
reactor respondía favorablemente en términos de las variables de control: concentración de alcalinidad y eficiencia de remoción de DQO. Tanto la alimentación intermitente como la disminución progresiva del TRH son estrategias recomendadas para la estabilización de los lodos y para el arranque de los reactores anaerobios (Nadais y col., 2011; Rodríguez y col., 2002).

4.5.2. Comportamiento de la carga orgánica del agua residual del rastro

La concentración de la materia orgánica en el agua del rastro con que fue alimentado el reactor UASB varió en un rango de 9100 a 28400 mg/l, como se observa en la Figura 4.12.



En la Figura 4.13 se observa que el día lunes es el día en que hay mayor actividad de matanza en el rastro y se tiene también la mayor concentración de carga orgánica, mientras que el día martes la concentración de DQO es menor debido a que la actividad en el rastro es menor también. En promedio, la DQO los días lunes es del orden de 20800 mg/l, mientras que los días martes es del orden de 11225 mg/l.



4.5.3. Tiempo de residencia hidráulico

En el control de sistemas de digestión anaerobia, el tiempo de residencia hidráulico en el reactor es uno de los parámetros más importantes, por lo cual se tuvo especial cuidado en su manejo. Para encontrar el tiempo de residencia hidráulico adecuado para este reactor, se empleó la técnica de la disminución progresiva del mismo en función del comportamiento del reactor que se estudio a partir del monitoreo de las variables de control: concentración de la alcalinidad, pH, relación y porcentaje de remoión de materia orgánica.

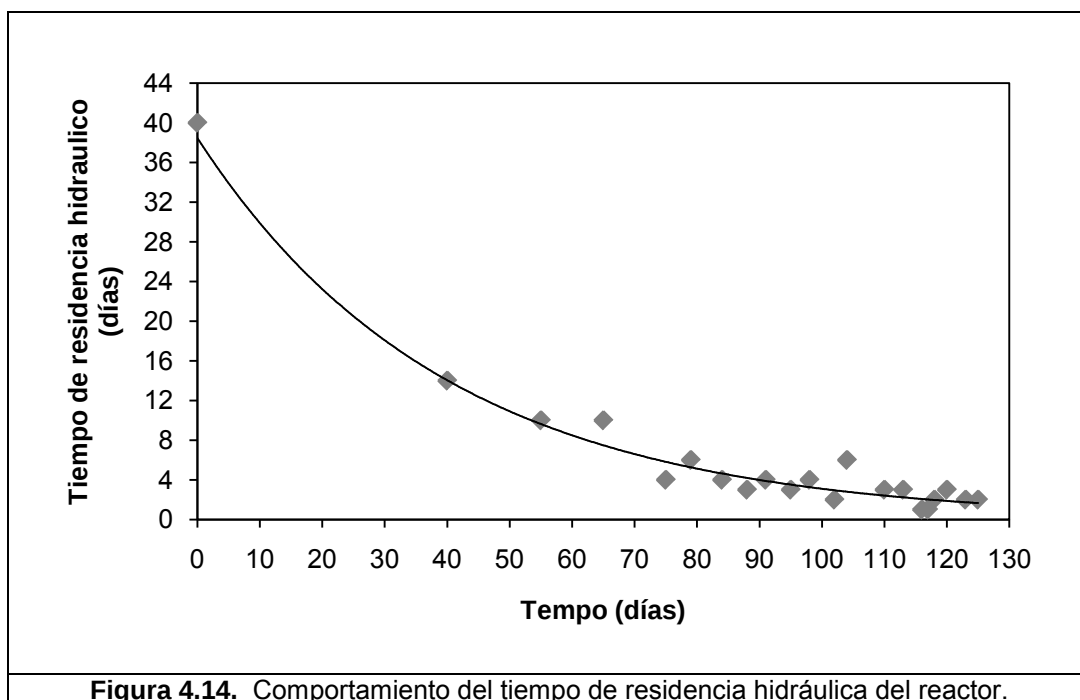
Como se puede observar en la Figura 4.14, se realizó una primera carga de agua residual al reactor UASB y se empleó un TRH de 40 días, durante los cuales se midió la DQO en intervalos de 10 días. A partir de estas mediciones se observó que la mayor remoción de DQO en el reactor ocurrió durante los primeros 10 días, razón por la cual se eligió este valor como el nuevo TRH. Posteriormente se realizó una segunda carga de agua residual al reactor, y de manera gradual, se fue disminuyendo el valor de TRH hasta llegar a un día. Sin embargo, se observó que el empleo de un TRH de un día produjo el lavado de lodos en el reactor y la eficiencia de remoción de la DQO disminuyó. Esto debido al poco tiempo proporcionado para la estabilización de los lodos

y a la reducción de la biomasa ocasionada por el lavado de los sólidos, lo cual es un efecto directo del TRH empleado (Caldera y col., 2003). Debido a que se observó que el empleo del TRH de 1 día puso en peligro el proceso de digestión anaerobia, este parámetro se incremento a 2 días. Al manejar el TRH de 2 días, no se observó el lavado de lodos y se obtuvieron porcentajes de remoción de DQO mayores. Por lo que se considero este tiempo como el TRH adecuado para el diseño del reactor.

Al graficar el TRH contra el tiempo de operación del reactor, se observa que el tiempo de residencia hidráulico del agua residual dentro del reactor UASB tuvo un comportamiento de decaimiento exponencial (Figura 4.14), y se puede representar mediante la siguiente expresión:

$$TRH = 71.3e^{-t/39.7} \quad (5.1)$$

Esta expresión permite determinar que el manejo del TRH con un comportamiento de decaimiento exponencial, permitió encontrar el TRH adecuado para las características del reactor; sin poner en riesgo la estabilidad del proceso.



4.6. MONITOREO DE LAS VARIABLES DE OPERACIÓN DEL REACTOR UASB

4.6.1. Comportamiento del pH en el reactor

El pH, es un parámetro que permite conocer de forma rápida el estado del proceso anaerobio, en relación a los problemas de acidificación. Por ello, fue importante realizar el seguimiento del pH en el reactor UASB. En la Figura 4.15, se reporta el comportamiento del pH para los 3 puntos de muestreo (PM3, PM2 y PM1), la salida y la purga, durante la operación del reactor, donde se puede apreciar que mantuvieron un comportamiento del pH considerado como idóneo para estos procesos (en un rango de 7.0 a 8.0), ya que se recomienda que se encuentre entre 7.3 y 8.0 durante el tiempo de operación y arranque del reactor (Méndez, 2003).

Los valores promedios de pH para el efluente, PM3, PM2, PM1 y purga fueron respectivamente 7.66, 7.63, 7.62, 7.65 y 7.64. Cabe señalar que no hay variación significativa del pH entre los 3 puntos de muestreo del reactor, el efluente y la purga. El pH promedio dentro del reactor fue de 7.64.

El buen comportamiento del pH, se debió por un lado a la suficiente alcalinidad presente en el agua residual del rastro, y por otro a la adecuada relación de producción de ácidos grasos volátiles respecto a la tasa de remoción de estos a través de la metanogénesis (Hilbert, 2008; Guerrero y *col.*, 2002).

En la Figura 4.15, también se puede apreciar que el pH del agua residual del rastro es variable en el rango de 6.88 a 8.08; y el pH promedio del agua residual alimentada al reactor fue de 7.30. Un efecto que se presenta en el proceso de la anaerobiosis es que el pH del agua residual del rastro tiene un pH ligeramente menor que el pH en el interior del reactor UASB, esto se debe a la concentración de la alcalinidad generada en el reactor como producto de la presencia de compuestos alcalinizantes: carbonatos y fosfatos (Cajicas y *col.*, 2005; Martí, 2006).

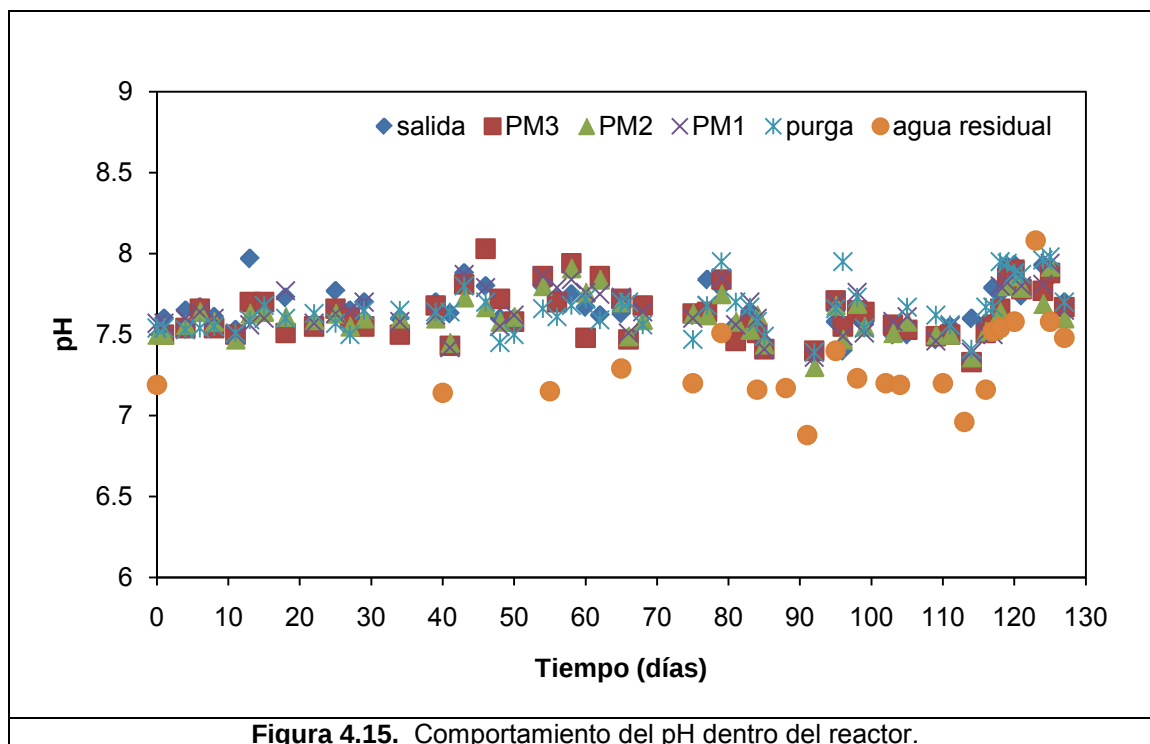


Figura 4.15. Comportamiento del pH dentro del reactor.

4.6.2. Comportamiento de la alcalinidad en el reactor

El monitoreo de la concentración de la alcalinidad dentro del reactor UASB, fue una medición importante del control del proceso, debido a que representa una medida de la capacidad de neutralizar la acidez del medio. Al observar la Figura 4.16, se aprecia que la alcalinidad no tuvo variaciones importantes durante los 127 días de operación del reactor, manteniéndose cerca de los valores de trabajo recomendados (en el rango de 5000 a 18000 mg/l), según Tchobanoglous y *col.*, (1994).

La alcalinidad del agua residual del rastro tiene un valor del orden de 2470 mg/l lo que proporcionó una excelente capacidad amortiguadora al reactor, evitando así problemas de acidificación en éste. Es sabido que valores de alcalinidad superiores a 2000 mg/l aseguran un buen control del pH y una adecuada estabilidad del sistema (Martí, 2006).

Para la purga, el valor de la alcalinidad se mantuvo entre 9315 y 19980 mg CaCO_3/l con un valor promedio de 14659.2 CaCO_3/l . Para la salidas y los tres puntos de muestreo del reactor, la alcalinidad tuvo un comportamiento similar, con un valor promedio de 5942.1 mg CaCO_3/l para la salida, 5807.9 CaCO_3/l para el PM3, 5790.2 CaCO_3/l para el

PM2 y 5894.9 CaCO_3/l para el PM1. Estos valores de alcalinidad, indican que el proceso de digestión anaerobia se llevó a cabo sin problemas de acidificación, uno de los principales problemas presentados en este tipo de reactores anaerobios.

La concentración alta de la alcalinidad en la purga a diferencia de los puntos de muestreo y el efluente, corresponde a la precipitación de los fosfatos de calcio, fosfatos de magnesio así como carbonatos de calcio y magnesio, que incrementan la alcalinidad en el fondo del reactor UASB (Fernández, 2008; Martí, 2006). Alrededor de los días 117 y 118 de operación, se observó una concentración baja de alcalinidad en la purga, que corresponde a los días en los que el reactor trabajó al TRH de 1 día, esta reducción de la alcalinidad puede deberse al arrastre de los compuestos alcalinizantes en el lavado de los sólidos y consecuencia perdida de la alcalinidad (Fernández y col., 2006; Martí, 2006).

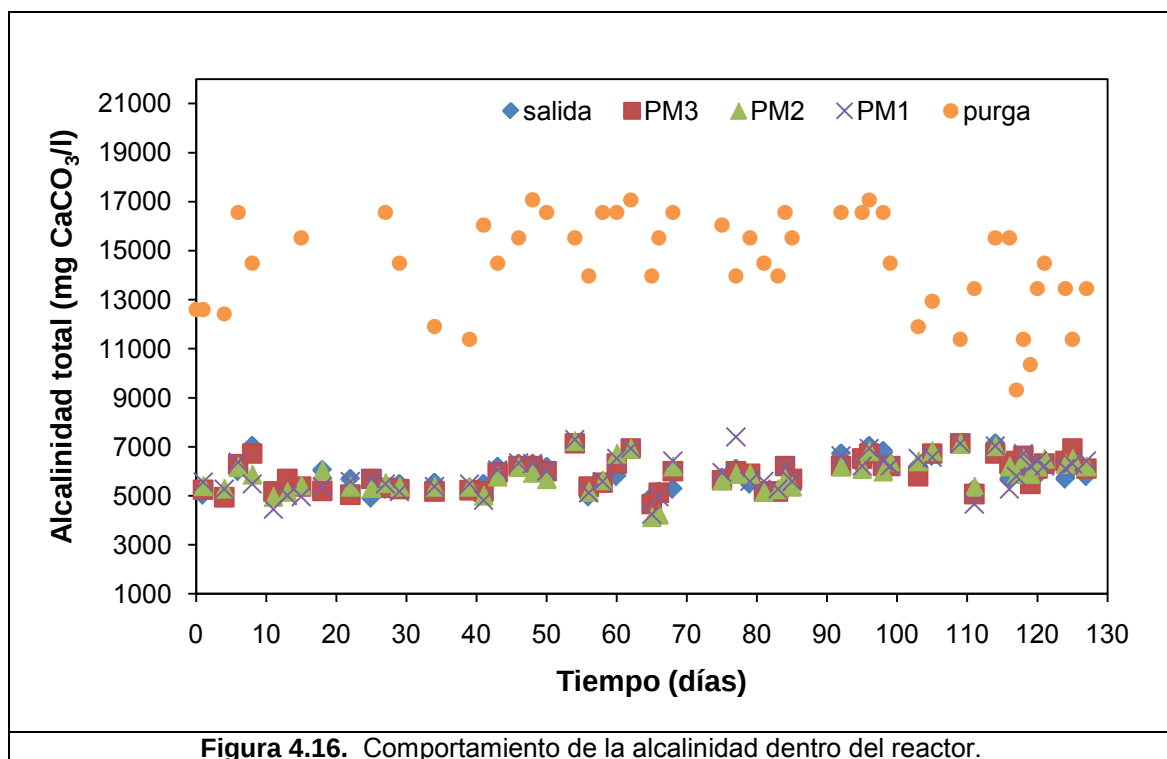


Figura 4.16. Comportamiento de la alcalinidad dentro del reactor.

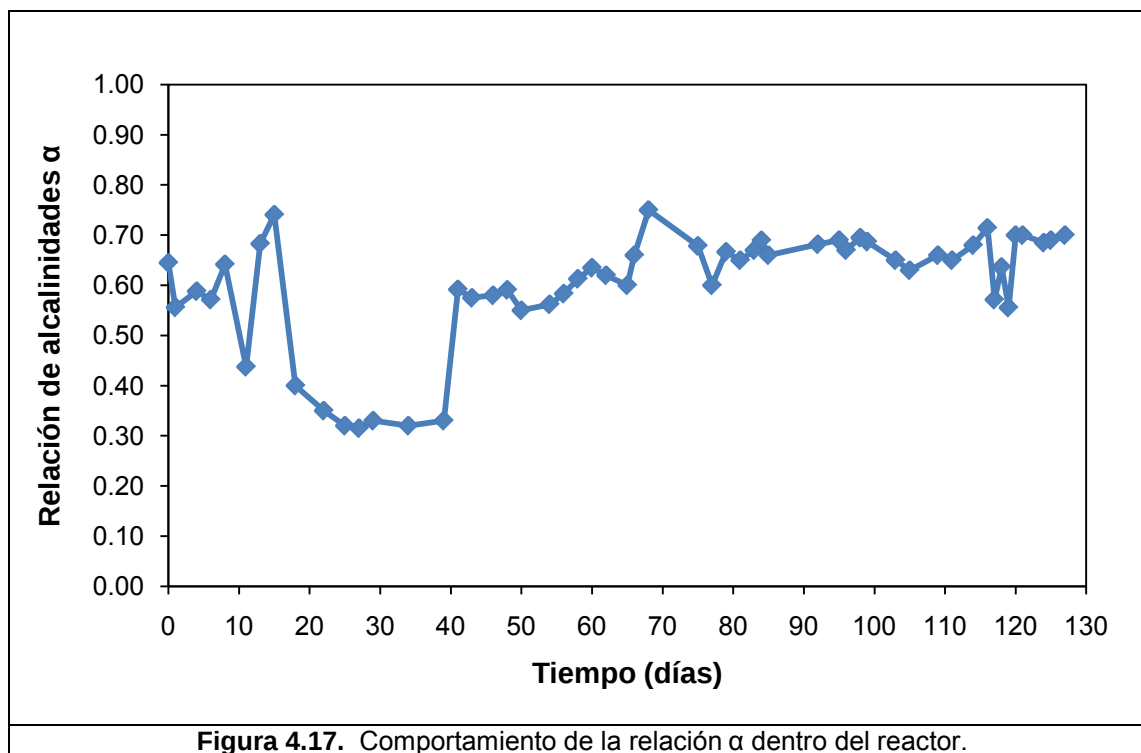
4.6.3. Comportamiento de la relación α en el reactor

Como se mencionó en el Capítulo II, la relación α proporciona el seguimiento de la operación del reactor, ya que mide la capacidad amortiguadora del sistema; cuanto más cercano es a 1, significa que el sistema es más estable.

Como se observa en la Figura 4.17 en el reactor UASB, la relación α en el inicio de la operación mantuvo valores cercanos a 0.7, sin embargo, se observó una disminución hasta un valor de 0.3 durante los días 20 al 40 de operación, que corresponden al TRH de 40 días. Este comportamiento pudo deberse a una baja concentración de alcalinidad presente dentro del reactor en ese momento debido a la falta de alimentación de agua residual o a una baja actividad de las bacterias metanogénicas para aprovechar el acetato como sustrato para la producción de metano y CO_2 , lo que provoca una acumulación de AGV (Mata, 2003; Martí, 2006). Después de la alimentación de agua residual (día 41), la relación α se incrementó a un valor 0.59 y se mantuvo en valores cercanos a 0.7 a partir de ese momento, lo que indicó que el sistema se estabilizaba; sin embargo, se observa que en el día 117 y 118 la relación α baja nuevamente a valores del orden de 0.55 debido precisamente a que fueron los días en que se realizaron las cargas a tiempos de residencia hidráulica de 1 día, lo que ocasionó la disminución de la capacidad amortiguadora del reactor, esta situación ocurrida tiene relación con la acumulación de ácidos grasos volátiles, esto debido a que las tasas de crecimiento de las bacterias metanogénicas son cinco veces menores que las de la fase acetogénica por ello estas delimitan el proceso de degradación anaerobia y condicionan el TRH del reactor (Carrillo, 2003; Rodríguez, 2003; Winkler, 2008). La alimentación diaria de agua residual al reactor (TRH de 1 día), generó una sobrecarga y un lavado de sólidos, lo que provocó el descenso de la relación α , cuya consecuencia grave es la acidificación (Martí, 2006; Pacheco y col., 2003), sin embargo, debido a que se detectó rápidamente ese comportamiento se evitó la acidificación incrementando el TRH.

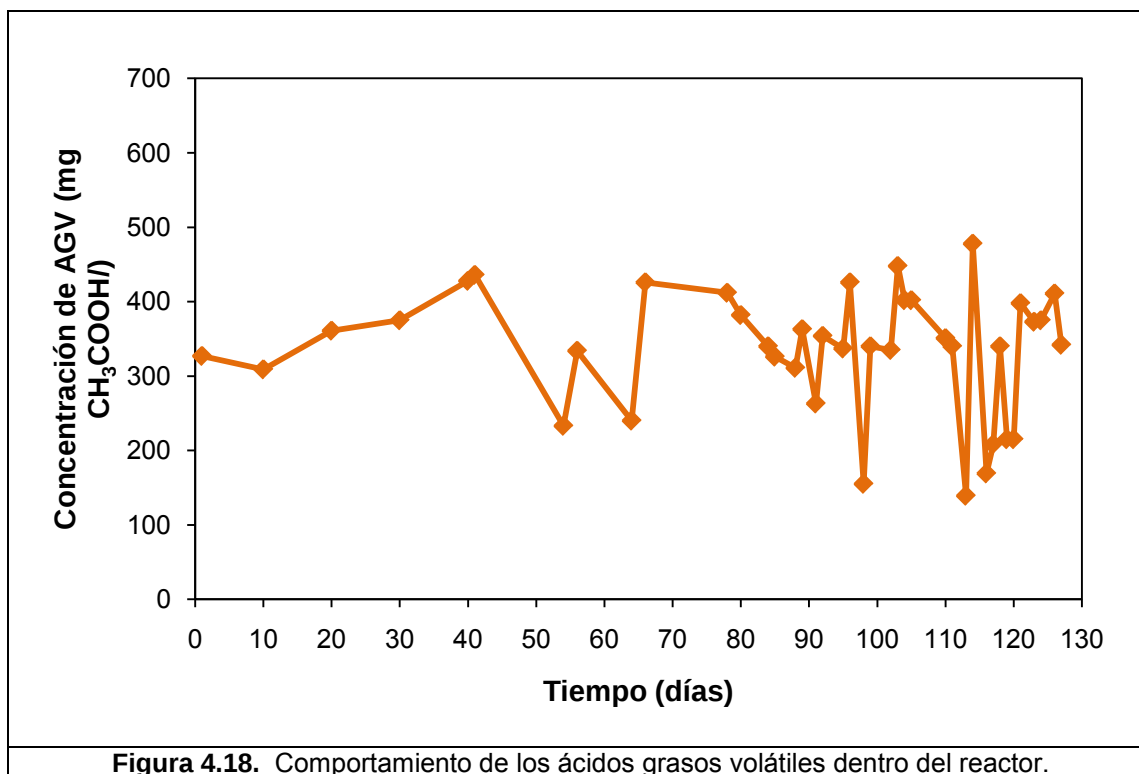
En general, se puede asegurar que de acuerdo al comportamiento observado de la relación α en el reactor UASB, el sistema se hacía más estable y por ello fue capaz soportar cargas orgánicas altas y también cargas orgánicas bajas, como las que se

presentaron durante la operación del reactor, sin que exista una descompensación o desequilibrio del proceso anaerobio (Cajicas y col. 2005; Winkler, 2008).



4.6.4. Comportamiento de los ácidos grasos volátiles en el reactor

El comportamiento de los ácidos grasos volátiles, permite determinar problemas de acidificación en el reactor. La concentración de estos dentro del reactor varió de 139 como valor mínimo y 462 mg/l como valor máximo (Figura 4.18). Estos importantes productos intermedios de la digestión anaerobia no sobrepasaron el límite máximo de 700 mg/l establecido por Tchobanoglous y col., (1994), valor de concentración límite en los procesos que trabajan con cargas orgánicas altas. Los AGV a un TRH de 24 horas variaron de 215 a 578 mg/l. El promedio de la concentración de AGV a 24 horas fue 382 mg/l, mientras que a un TRH de 48 horas, la concentración de AGV fue de 345 mg/l.

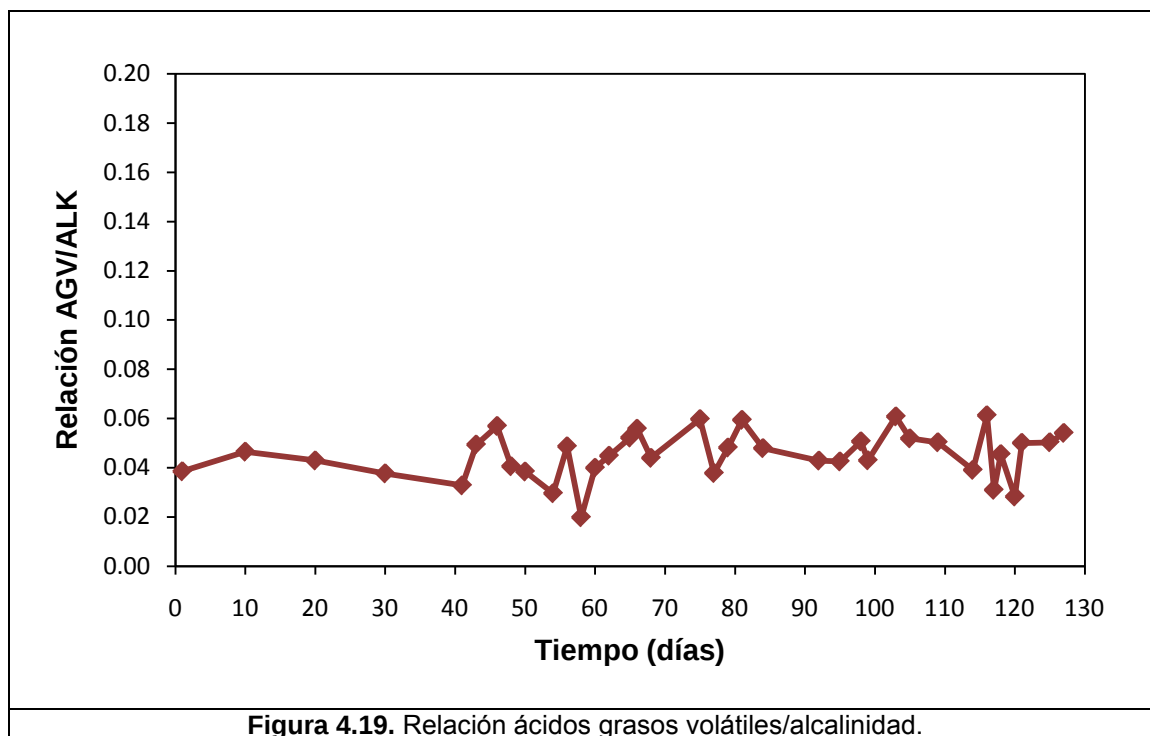


Se puede observar un incremento del orden de los 309 a los 436 mg $\text{CH}_3\text{COOH/l}$, del día 10 al día 30 de operación del reactor, precisamente en los días en que se manejó un TRH de 40 días en la operación del reactor; este incremento fue lo que ocasionó la disminución de la relación en los mismos días. La acumulación de AGV se debe principalmente a que las velocidades de degradación cinética de las bacterias acetogénicas es mayor que las velocidades de las bacterias metanogénicas, por ello en una sobrecarga, se acumula una concentración de AGV y genera la acidificación del sistema (Rodríguez, 2003; Villagómez y col., 2002; Winkler, 2008).

4.6.5. Comportamiento de la relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad

La relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad es una de las claves del funcionamiento óptimo del digestor, ya que indica si hay fallos en el funcionamiento del sistema anaerobio. En la figura 4.19 se muestra el comportamiento de la relación AGV/ALK para el interior del reactor. Puede observarse que la relación para todos los puntos se

mantiene por debajo de 0.07, lo cual es un indicativo de que no se presentan problemas de inhibición de la digestión anaerobia y que el sistema puede incluso resistir incrementos mayores de carga orgánica, ya que los valores obtenidos son inferiores a 0.2, valor recomendado por Caceido (2006).



4.7. EFICIENCIA DE TRATAMIENTO DE AGUA DEL REACTOR UASB

El seguimiento de la remoción de la carga orgánica medida como DQO del agua residual, permitió conocer la eficiencia del reactor UASB.

4.7.1. Estabilización del reactor UASB

La Figura 4.20 muestra el proceso de estabilización del reactor UASB durante los 127 días de operación; los puntos altos, representan la DQO de las cargas realizadas, los puntos bajos muestran la DQO en la salida del reactor a los tiempos de residencia manejados. En el inicio de la operación del reactor se tuvo una DQO de

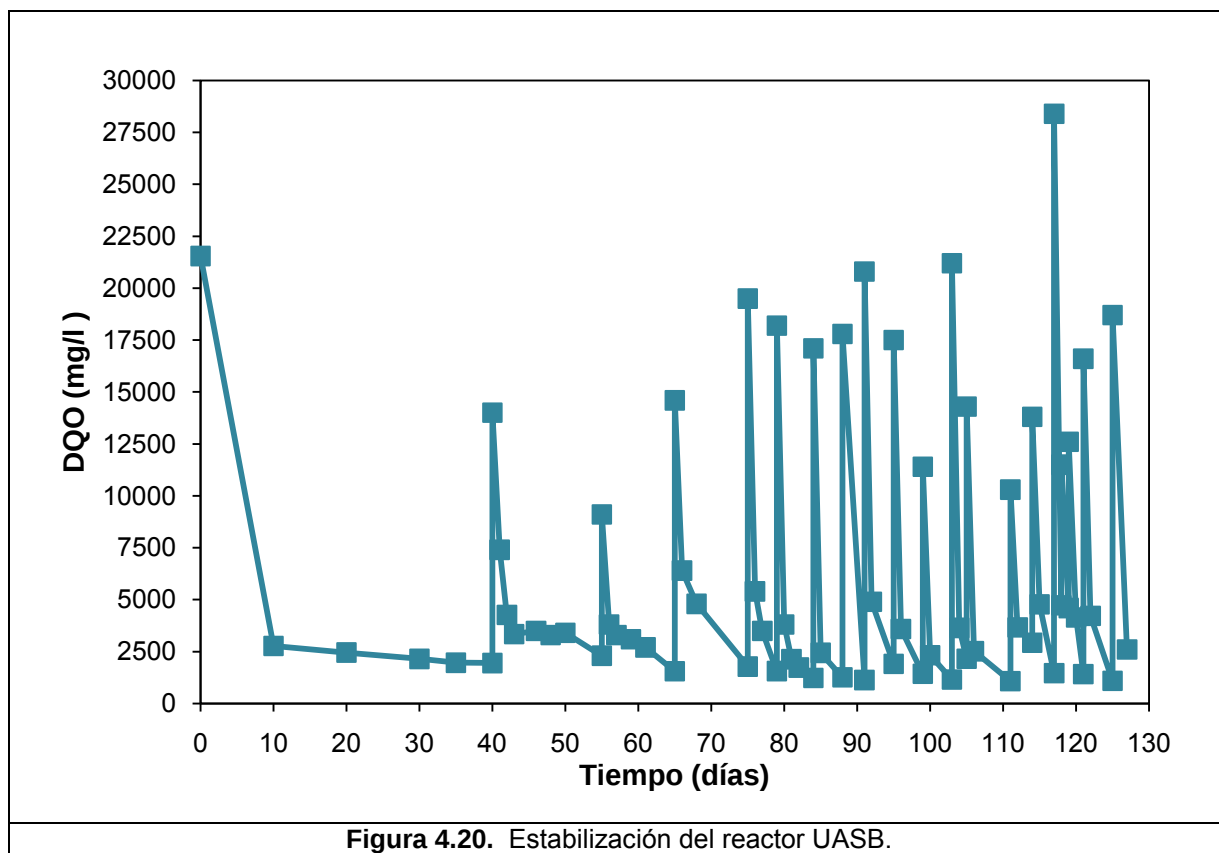
21550 mg/l en el agua alimentada al reactor; en la toma de muestra del efluente la cual se llevó a los 10 días, se había logrado una disminución de éste parámetro hasta los 2770 mg/l, se continuó el muestreo cada 10 días alcanzando en el día 40 una concentración de 1950 mg/l de DQO, en éste día se cargó nuevamente el reactor, alcanzando una concentración de 14000 mg/l. A los 50 días en el reactor se tenía una concentración del orden de 3400 mg/l, en el día 55 se alcanzó una concentración del orden de 2300 mg/l de DQO, en éste día nuevamente se volvió a cargar el reactor alcanzando una concentración de 9100 mg/l. A los 65 días dada la baja concentración del agua residual se logró alcanzar una concentración final del agua residual de 1550 mg/l de DQO, en el día 65 se volvió a cargar el reactor hasta una concentración de 14600 mg/l de DQO y a los 75 días se alcanzó una concentración de 1780 mg/l de DQO, por lo que se volvió a cargar el reactor en éste día, alcanzando una concentración de 19500 mg/l de DQO, al día 79 ya se había alcanzado una concentración de 1560 mg/l de DQO; en el día 79 se volvió a cargar el reactor alcanzando una concentración de 18200 mg/l de DQO, en el día 84 la concentración del reactor había descendido hasta una concentración de 1230 mg/l de DQO. En éste día 84 se cargó el reactor alcanzando una concentración de 17100 mg/l de DQO; para el día 88 ya se había alcanzado una remoción de carga orgánica hasta 1260 mg/l de DQO. En el día 88 se cargó el reactor alcanzando una concentración de 17800 mg/l de DQO, de ésta carga, para el día 91 se alcanzó una remoción hasta una concentración final de 1130 mg/l de DQO. En el día 91 se cargó el reactor y se alcanzó una concentración de 20800 mg/l DQO y para el día 95 se alcanzó una remoción hasta una concentración final de 1910 mg/l de DQO. En el día 95 se volvió a cargar el reactor y se alcanzó una concentración de 17500 mg/l de DQO, de ésta carga, en el día 99 se logró una remoción final de 1430 mg/l DQO. En el día 99 se cargó el reactor y se alcanzó una concentración de 11400 mg/l de DQO, en el día 103 se alcanzó una concentración de 1150 mg/l de DQO. En el día 103 se cargó el reactor llegando a una concentración de 21200 mg/l de DQO, de ésta carga, en el día 105 ya se tenía una concentración final en el reactor de 2160 mg/l de DQO. En el día 105 se cargó nuevamente hasta una DQO de 14300 mg/l y a los 111 días se tuvo una remoción hasta 1080 mg/l de DQO. En el día 111 se volvió a cargar hasta alcanzar una concentración de 10300 mg/l DQO, a los 114

días se tuvo una concentración de 2930 mg/l de DQO. En el día 114 se cargó nuevamente hasta alcanzar una concentración de 13800 mg/l de DQO, el proceso de degradación logró la remoción hasta 1460 mg/l de DQO en el día 117. En el día 117 se cargó nuevamente el reactor hasta 28400 mg/l de DQO, en el día 118 se obtuvo una concentración final de DQO de 4730 mg/l. En el día 118 se cargó el reactor hasta alcanzar una concentración de 11500 mg/l de DQO, en el día 119 se tuvo una concentración de salida de 4600 mg/l de DQO. En el día 119 se cargó y se alcanzó una concentración de 12600 mg/l DQO, en el día 121 se alcanzó una remoción con una concentración final de 1420 mg/l DQO. En el día 121 se cargó nuevamente hasta 16600 mg/l de DQO, en el día 125 se tuvo una concentración de salida de 1090 mg/l de DQO. Finalmente el día 125 se cargó y alcanzó una concentración de 18700 mg/l de DQO, para el día 127 la concentración llegó a 2600 mg/l.

De manera general, se observa en la Figura 4.20 como se logra la estabilización de la unidad de reacción UASB, debido a que conforme pasa el tiempo, las cargas del reactor se realizan en intervalos de tiempos menores, iniciando con un intervalo de 40 días, hasta la disminución a un intervalo de 1 día. La estabilización se logra en un período del orden de 74 días, a partir de donde se manejan tiempos de residencia hidráulica menores a 6 días y los parámetros de control del proceso se mantienen estables.

Cabe hacer mención que cuando se tuvo intervalos de un día, la concentración final de la descarga del reactor se mantuvo en el orden de 4162 unidades de DQO, y cuando se regresó a la dosificación de cada 48 horas, se alcanzó la remoción de carga orgánica con concentraciones de salida en el orden de las 2095 unidades DQO, por lo que para este tipo de aguas residuales y con estas características de reactor, este es el tiempo de residencia hidráulico adecuado para el reactor construido.

Al finalizar la experimentación, se midió la relación STV/ST , que indica indirectamente la viabilidad de la biomasa, este valor se encontró en el orden de 0.78. El incremento de este valor evidencia la adecuada presencia y adaptación de biomasa activa (Pérez y col, 2009).



4.7.2. Remoción de materia orgánica a 24 horas de TRH

El comportamiento de la DQO del influente, efluente y porcentaje de remoción de la DQO durante los 127 días de operación del reactor, se muestra en la Figura 4.21. El análisis se realizó en el efluente del reactor, tomando la muestra del agua tratada 24 horas después de haber alimentado al reactor. Este análisis permitió conocer las características del agua residual a 24 horas de TRH. La DQO del efluente se mantuvo entre 2320 y 7400 mg/l, y un promedio de 4162 mg/l.

El porcentaje de remoción a un TRH de 24 horas varió en un rango de 56 a 86%, y el promedio fue de 75%. Se puede notar que el día 41 hubo baja remoción en la DQO, que puede ser producto de la adaptación de la biomasa activa.

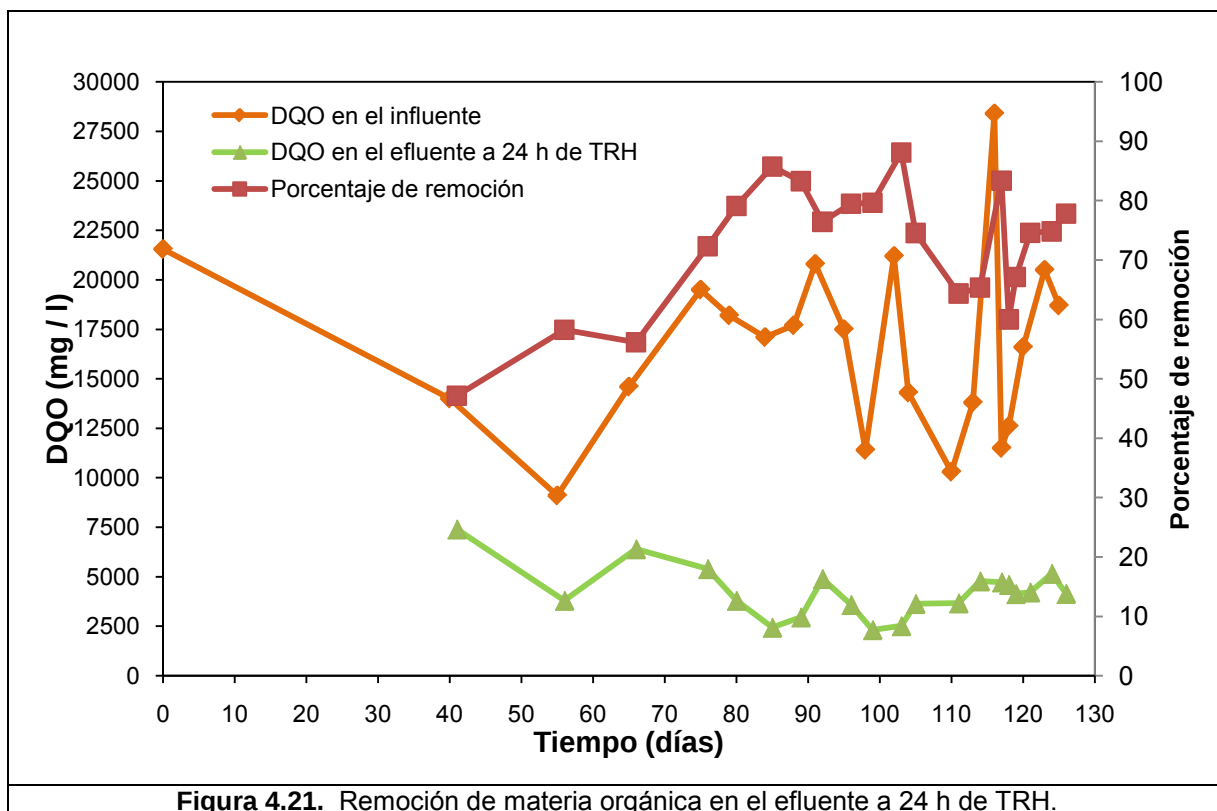


Figura 4.21. Remoción de materia orgánica en el efluente a 24 h de TRH.

El porcentaje promedio de remoción de la DQO del orden de 75% obtenido a 24 horas de TRH, es menor que el obtenido por Del Nery y *col.*, (2008) de 85% a condiciones de operación similares; sin embargo en ese estudio emplearon un pretratamiento para eliminación de sólidos, lo que benefició la disminución de la carga orgánica.

4.7.3. Comportamiento del reactor a TRH de 48 y 72 horas.

En la Figura 4.22 se muestran los porcentajes de remoción de la DQO a los TRH manejados: 40, 14, 10, 6, 4, 3, 2 y 1. Para un TRH de 48 horas la DQO varía en el orden de 1420 a 2600 mg/l. Para un TRH de 72 horas la DQO en la salida de agua del reactor se encuentra entre 1130 y 2930 mg/l; y para un TRH de 96 horas, la DQO se mantuvo entre 1150 a 1910 mg/l. Los porcentajes de remoción para un TRH de 48 horas variaron en el rango de 86 a 90%, mientras que para un TRH de 72 horas, entre de 72 a 93% y para un TRH de 96 horas de 90 a 93%.

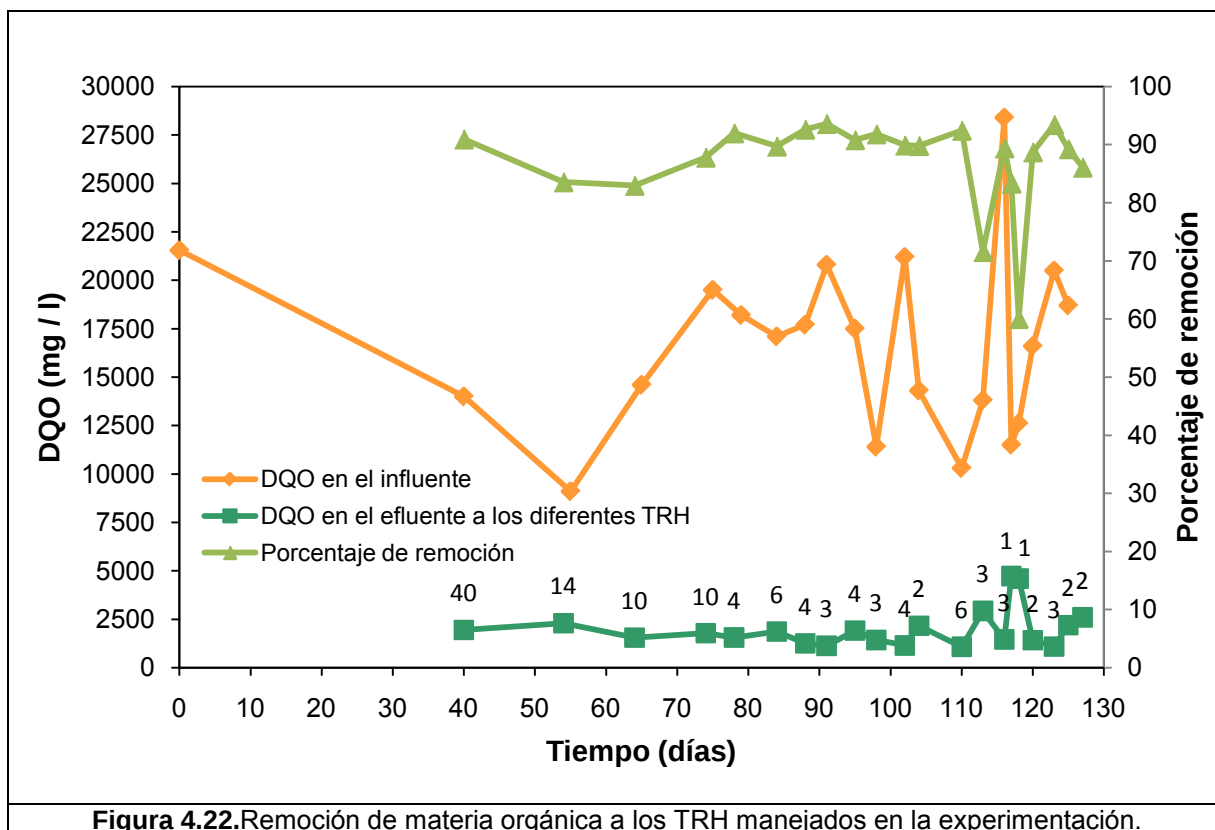


Figura 4.22. Remoción de materia orgánica a los TRH manejados en la experimentación.

Se puede notar que la DQO removida dentro de las primeras 24 horas de TRH es mayor que la removida en los siguientes días; es decir, de un promedio de 16600 mg/l en el influente, la DQO en el efluente es de alrededor de 4162 mg/l a las 24 horas de la alimentación y a las 48 horas, la DQO se encuentra en el orden de 2095 mg/l; es decir, a un día de TRH se alcanza una remoción de 75% mientras y a los 2 días, existe un porcentaje de remoción promedio de 14%, por lo que se alcanza entonces el 89% total a las 48 horas de TRH.

El porcentaje de remoción obtenido a 48 horas de un promedio de 89%, es mayor que el obtenido por Rodríguez y *col.*, (2002) de 80% donde emplearon cargas orgánicas controladas, TRH de de 48 horas y temperatura controlada de 37 °C; sin embargo, emplearon operación continua, que no es recomendado para aguas residuales concentradas.

4.8. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA TRATADA A DIFERENTES TRH

En la Tabla 4.4 puede apreciarse la caracterización del efluente del reactor UASB a tiempos de residencia hidráulica de 24,48, 72 y 96 horas. Los porcentajes de remoción de las variables de control más importantes se resumen en la Tabla 4.5.

Tabla 4.4. Caracterizaciones del agua tratada en el rastro para diferentes TRH.

Caracterización del efluente				
Parámetro	Tiempo de residencia hidráulico			
	24 HORAS	48 HORAS	72 HORAS	96HORAS
pH	7.6	7.8	7.7	-
Conductividad (mS)	8.5	8.9	8.7	-
Temperatura (°C)	25	25	25	25
DQO (mg/l)	4162	2095	1728	1470
NKT (mg/l)	998	1049	950	1006
PT (mg/l)	168	138	112	129
Sólidos sedimentables (ml/l)	36	21	19	-
ST (g/l)	4484	3201	2242	-
SVT (g/l)	2757	1644	867	-
SST (g/l)	1467	954	975	-
SSV (g/l)	1130	757	775	-
SDT (g/l)	3016	2248	1267	-
Grasos y aceites (mg/l)	334	338	284	-
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /l)	5951	6313	5589	
AGV (mg CH ₃ COOH/l)	383	345	159	361
Color (U Pt-Co)	16489	6750	6600	6700
Turbidez (FAU)	1657	898	702	985
Materia flotante	Presencia	Presencia	Presencia	-

Tabla 4.5. Porcentajes de remoción de N_{TK}, P_T y DQO.

Porcentajes de remoción (%)				
Variable	Tiempo de residencia hidráulico (TRH)			
	24 Horas	48 Horas	72 Horas	96 Horas
DQO (mg/l)	75	87	90	91
N _{KT} (mg/l)	14	10	17	13
P _T (mg/l)	4	20	30	19
Color	51	80	80	74
Turbiedad	19	53	64	45
ST	64	74	82	-

4.8.1. Color del agua tratada en el reactor UASB

El color de las aguas residuales de los rastros es uno de los parámetros importantes debido a la pérdida estética de cuerpos de agua causado por la sangre y residuos orgánicos, contenida en el agua. Su disminución es por lo tanto uno de los principales objetivos en los sistemas de tratamiento de estas aguas.

El del agua residual tratada en el reactor UASB, a un TRH de 24 horas disminuyó en un 50%, a un TRH de 48 horas en un 80%, y para un TRH de 72 horas fue también de 80%; siendo este valor el mayor porcentaje de remoción obtenido.

En la Figura 4.23 se muestra el efluente a un TRH de 24 horas y en la Figura 4.24 se muestra el efluente a un TRH de 48 horas. En la Figura 4.25 puede observarse la diferencia de color del agua residual del rastro, los efluentes a TRH de 24 y 48 horas (en ese orden, de izquierda a derecha). En el estudio realizado por López y *col.*, (2008) con un proceso anaerobio-aerobio, lograron disminuir en un 93.5% el color del agua residual del rastro. Lo que significa que el porcentaje de remoción del color, puede incrementarse al emplear un tratamiento complementario al reactor UASB.

4.8.2. Turbiedad del agua tratada en el reactor UASB

La determinación de este parámetro da una idea de la concentración de partículas (Morales y *col.*, 2009), y por ello es importante su determinación. La turbidez del agua residual se redujo en un 19% a un TRH de 24 horas, a un TRH de 48 horas alcanza un 53%.



Figura 4.23. Efluente del reactor UASB a un TRH de 24 horas.



Figura 4.24. Efluente del reactor UASB a un TRH de 48 horas.



Figura 4.25. Comparación del agua del rastro y el agua tratada a un TRH de 24 y 48 horas.

4.8.3. Concentración de Nitrógeno y Fósforo del agua tratada en el reactor

La determinación de Nitrógeno y Fósforo es importante debido a estos parámetros son los causantes principales de la eutrofización de los cuerpos de agua. En los procesos anaerobios se esperan porcentajes de remoción bajos, debido a que estos procesos no remueven totalmente estos nutrientes, para remover contaminantes se requieren necesariamente tratamientos específicos (Romero y *col.*, 2011).

El porcentaje de remoción de Nitrógeno Total Kjendahl y Fósforo a 24 horas de TRH fue 14% y 4%, respectivamente; para 48 horas de TRH, fue de 10 y 20%, respectivamente. En investigaciones realizadas se observan porcentajes de remoción de Nitrógeno en el orden de 4 a 20% (Massé y *col.*, 2000), y de 10 a 30% de Fósforo (Metcalf, 2003).

4.9. PERFIL DE TEMPERATURA DEL REACTOR

Los resultados de los perfiles de temperatura realizados con la finalidad de conocer el comportamiento de ésta dentro del reactor, correspondientes al día del mes en que se muestran en la Figura 4.26.

La temperatura en el reactor es influenciada por la temperatura del medio ambiente, sin embargo, la temperatura en el reactor no cambia tan bruscamente como ocurre en el ambiente. Esto se puede observar en la Figura 4.27, donde se muestran el perfil de temperatura del ambiente correspondientes a los días en que se midió la temperatura del reactor.

Si se realiza una comparación de la temperaturas dentro del reactor y de la temperatura del ambiente para el día en que se realizó el perfil, se puede observar que la temperatura del reactor se mantuvo en un rango de 20 a 30 °C, mientras que la temperatura del ambiente tuvo rangos de temperatura de 8 y 32.8°C, lo que demuestra que el reactor es capaz de mantener un comportamiento de la temperatura en un rango favorable. Winkler, (2008) menciona también que en las operaciones de tratamientos

residuales, la terminación de la fermentación, a fin de que se genere el metano, proporciona la energía necesaria para mantener el digestor a la temperatura correcta.

El reactor UASB alcanzó la temperatura máxima de 30°C en los meses de abril y mayo, y la temperatura mínima fue de 20°C presentada en el mes de julio. De acuerdo con estos resultados, se concluye que el reactor trabajó en régimen mesofílico (debido a que se encuentra en el rango de temperaturas mesofílicas de 20 a 50 °C), según Catalán y *col.*, (2002); Mata, (2003); y Tchobanoglus, (2003).

Para intentar comprender lo que ocurre, se graficaron los promedios de las temperaturas para el reactor y para el ambiente del día en que se realizó el perfil, obtenido la Figura 4.28, que como puede observarse, la temperatura promedio en el reactor se encuentra por arriba de la temperatura promedio del medio ambiente. La temperatura en el reactor fue 5.0 °C más alta que la temperatura ambiente. Este comportamiento se debe a la energía generada como producto del proceso de digestión anaerobia (Mata, 2003).

El comportamiento de la temperatura del medio ambiente y del reactor se resume en la Tabla 4.6. Se indican las temperaturas máximas y mínimas alcanzadas en el medio ambiente y la hora del día en que se tuvieron esas temperaturas; así como las temperaturas máximas y mínimas presentadas en el reactor y la hora en la que se presentaron dichas temperaturas. Puede observarse que la temperatura mínima dentro del reactor se alcanza entre 5 y 7 de la mañana, mientras que la temperatura máxima entre 5 y 7 de la tarde.

Tabla 4.6. Temperaturas máximas y mínimas para el reactor y para Morelia.

Mes	Temperatura máxima en el reactor/Hora		Temperatura mínima en el reactor/Hora		Temperatura máxima en el ambiente/Hora		Temperatura mínima en el ambiente/Hora	
11 de febrero	28.5	7 pm	21.5	5 am	28.6	3 pm	8.4	7 am
11 de marzo	26	7 pm	21	7 am	26.8	3 pm	8	7 am
27 de abril	30	5 pm	24	7 am	32.8	3 pm	13	6 am
20 de mayo	30	5 pm	24	7 am	32.8	2 pm	15	6 am
20 de junio	29	5 pm	22	5 am	27.8	2 pm	16.8	12 am
15 de julio	26	7 pm	20	7 am	26	3 pm	15.6	6 am

Fuente: Comisión Nacional del Agua. Servicio del meteorológico nacional, Morelia.

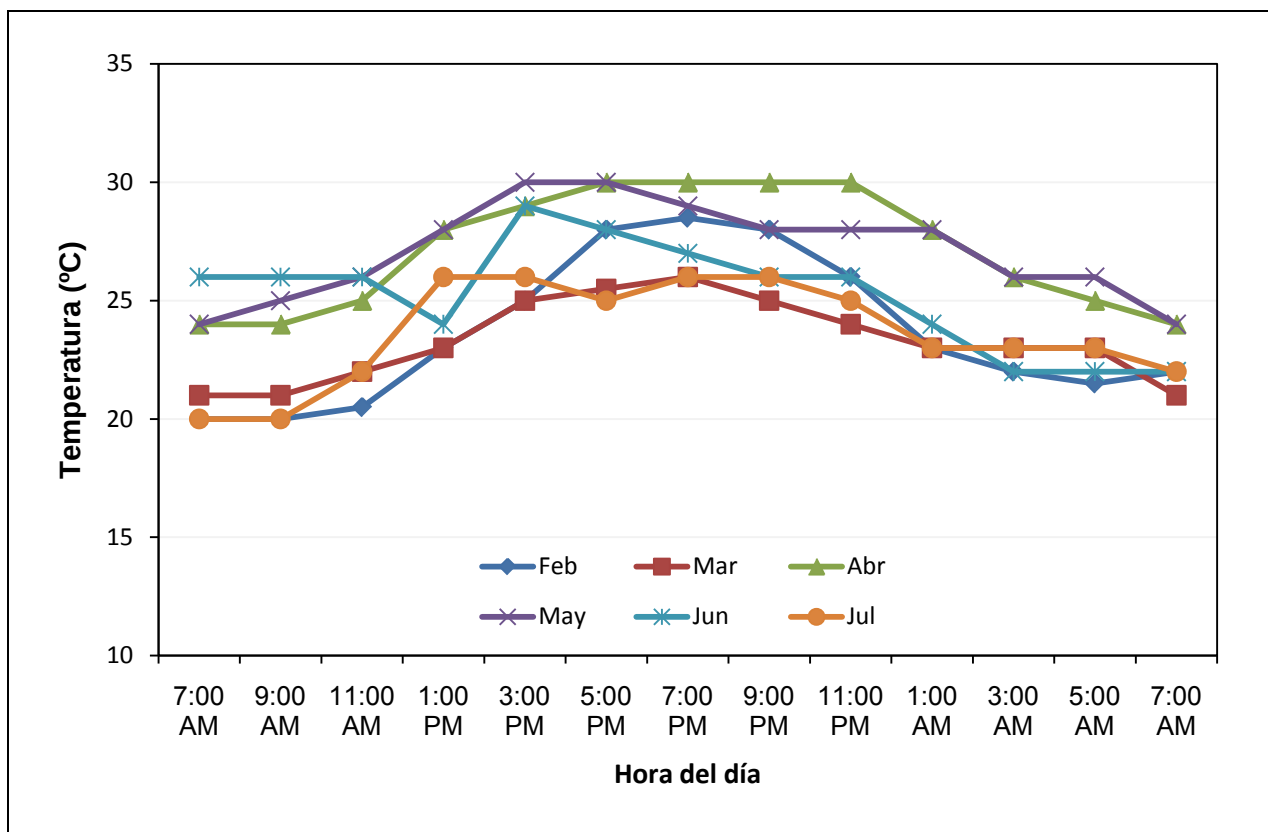


Figura 4.26. Temperatura en el reactor UASB.

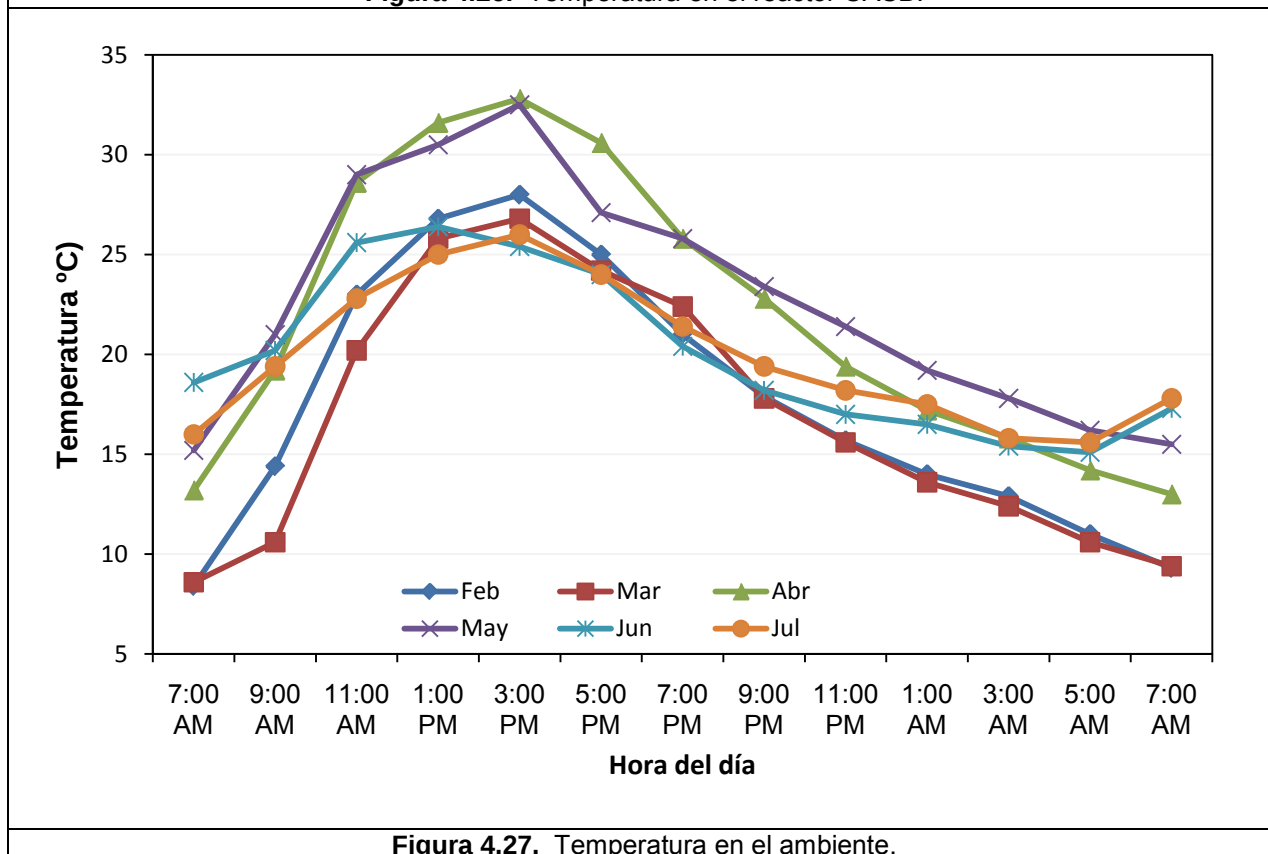
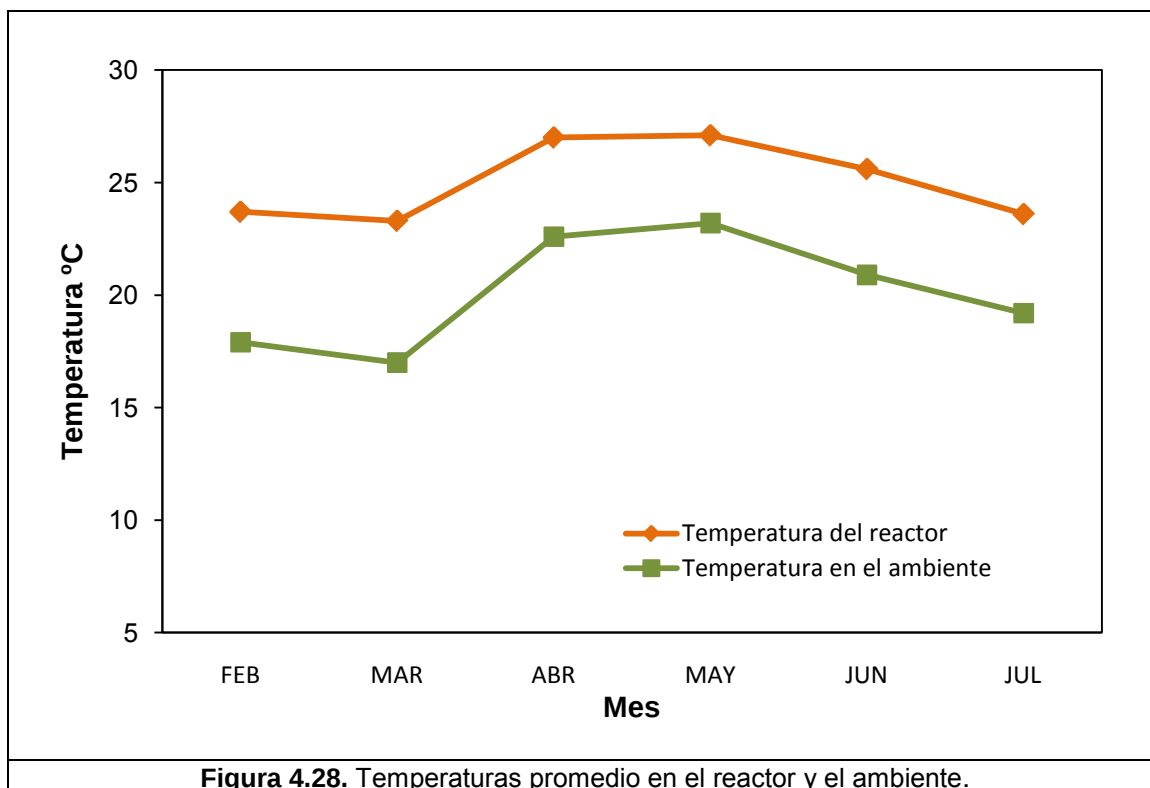


Figura 4.27. Temperatura en el ambiente.



4.10. PERFIL DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

La cantidad de biogás producida es un indicativo del buen funcionamiento del reactor, por ello, la medición del biogás generado en el reactor, representó un parámetro importante ya que cuando en el sistema el pH cae por debajo de 6.2, cesa la producción de metano debido a la sensibilidad de las bacterias metanogénicas (Winkler,2008).

El reactor UASB generó en promedio 1.64 m^3 de biogás dentro de las primeras 24 horas de la alimentación, y 0.8 m^3 a las 48 y 72 horas después de la carga del reactor.

En la Figura 4.29 se observa el resultado de los perfiles de biogás generado, donde se puede observar el volumen de biogás acumulado para una determinada remoción de materia orgánica. Una remoción de 4.9 kg DQO/d , generó 1.82 m^3 de biogás, mientras que una remoción de 2.5 kg DQO/d generó 1.45 m^3 , una remoción de 1.82 kg DQO/d generó 0.85 m^3 y una remoción de 1.16 kg DQO/d generó 0.75 m^3 de biogás.

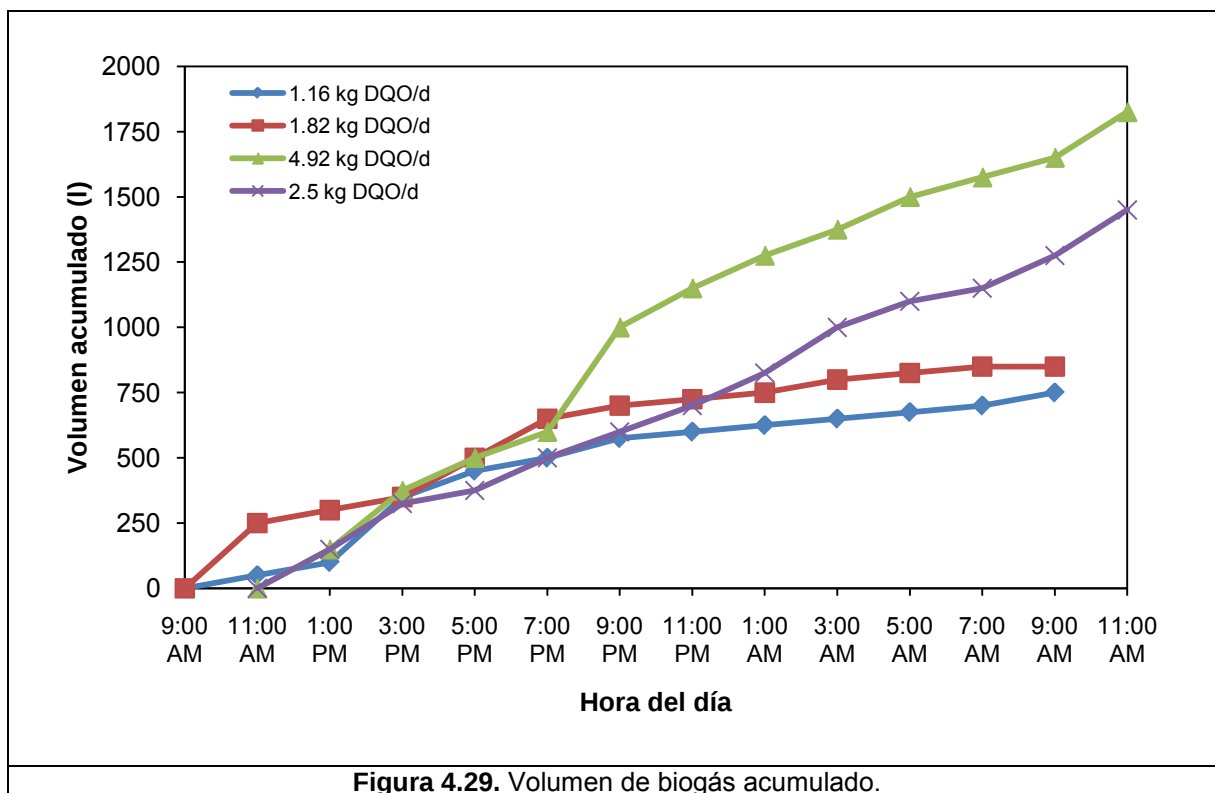
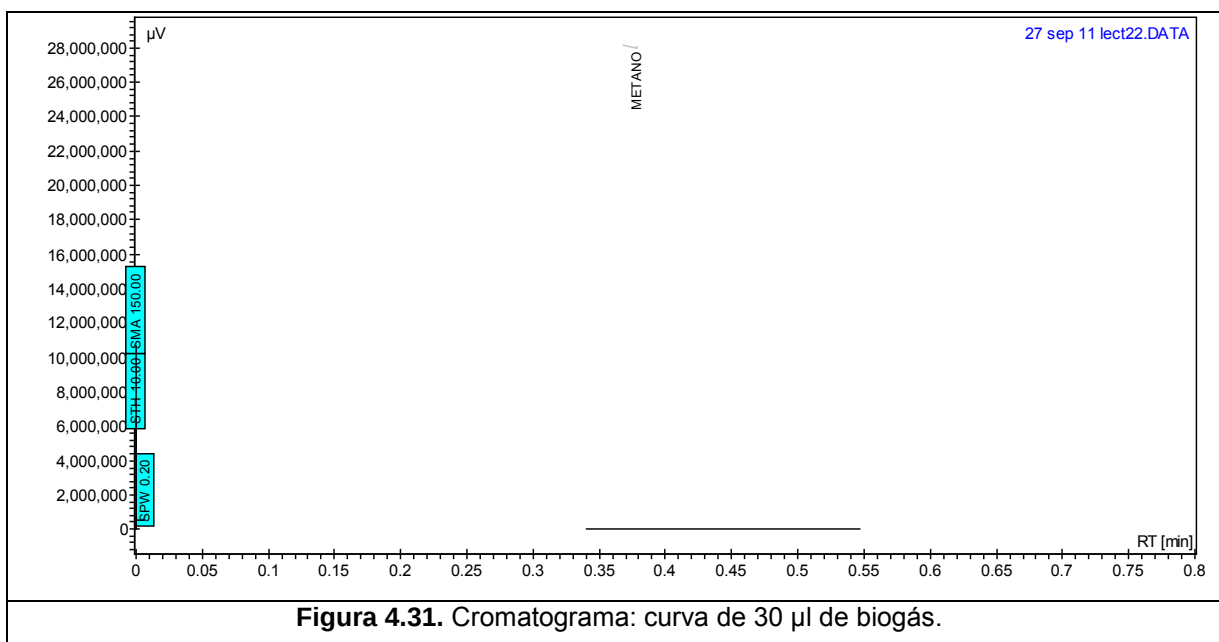
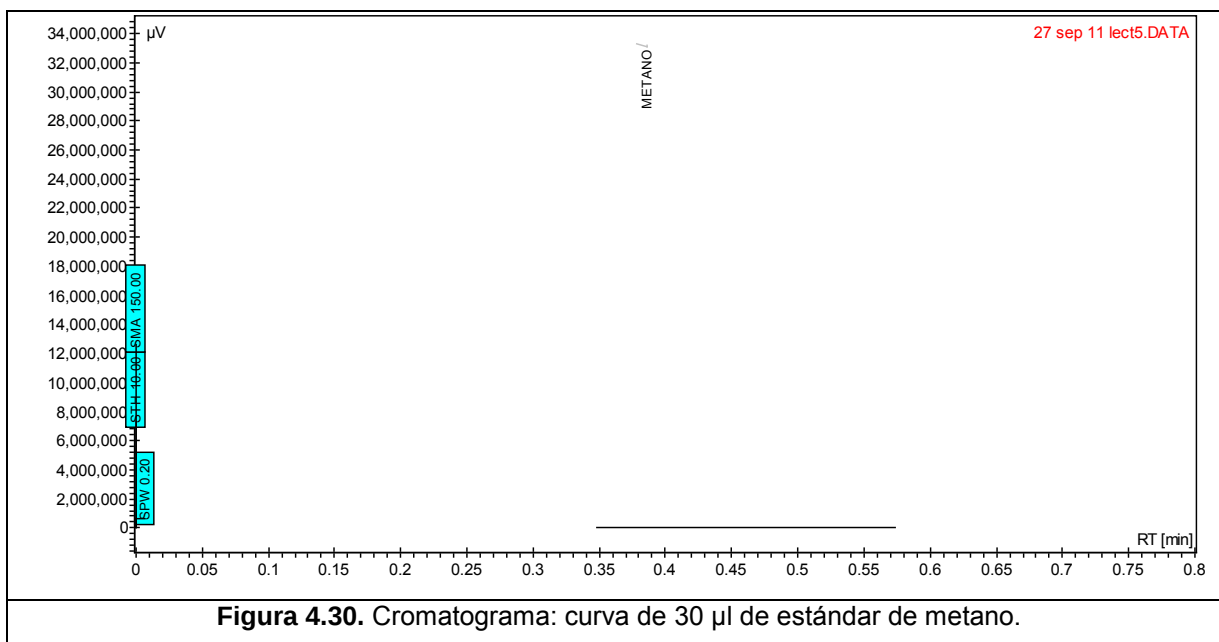


Figura 4.29. Volumen de biogás acumulado.

4.11. ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL BIOGÁS

Debido a que la composición del biogás es un parámetro de vital importancia para el control del correcto funcionamiento del proceso de digestión anaerobia. En la Figura 4.30 se muestra el Cromatograma del estándar de metano y en la Figura 4.31 se puede observar el Cromatograma de la muestra del biogás obtenido en el reactor UASB. Los datos obtenidos de los Cromatogramas se utilizan para realizar un análisis de las áreas de los picos a partir del cual se deduce la cantidad de metano presente en el biogás. Los resultados de la medición del metano en el biogás realizados por cromatografía de gases determinaron que el porcentaje de metano en el biogás producido en el reactor UASB, se encuentra en el orden de 72%. El porcentaje de metano obtenido se encuentra arriba del rango esperado (de 55-70%) para reactores anaerobios (Quesada y col., 2007).



4.11.1. Eficiencia de la producción de biogás en el reactor

La producción de metano tuvo un rendimiento promedio de 0.34 m^3 de CH_4 por cada kg de DQO removida. Este valor es muy cercano al valor del rendimiento mencionado por Terreros y col, (2009) de 0.35 m^3 de CH_4 por kg de DQO removida.

El porcentaje de metano generado en el reactor UASB se encuentra por encima del reportado en la literatura (se reportan porcentajes en el rango de 50 a 70% (BESEL, 2007; Mata, 2003; Viquez, 2009; Winkler, 2008)), lo que indica que es un proceso rentable si se pretende emplear el metano como fuente de calor o electricidad (BESEL, 2007) debido a su alto poder calorífico.

4.12. CALIDAD DEL AGUA TRATADA EN EL REACTOR UASB

En México se han desarrollado reactores anaerobios que permiten que la materia orgánica contenida en las aguas residuales pueda ser transformada con tiempos de residencia cortos y, si se aprovecha el biogás generado, con la energía suficiente para cubrir los costos de energía de las operaciones subsiguientes. El reto es construir reactores altamente eficientes y que ocupen poco espacio en la densamente pobladas ciudades de México (Monroy, 2007).

En la práctica, los procesos de digestión anaerobia han adquirido una reputación de inestabilidad en la operación, debido sobre todo a su susceptibilidad a la inhibición. Sin embargo, son los procesos más adecuados para el tratamiento de aguas residuales de alta concentración y sucede que, aun con alto porcentaje de descomposición de la concentración de nutrientes residuales, sigue siendo elevada y por tanto, habrá que completar el proceso de eliminación de contaminantes por medio de un tratamiento aerobio (Winkler, 2008).

Para el TRH de 24 horas, el porcentaje de remoción promedio de DQO fue de 74%, para un TRH de 48 horas fue de 87%, para un TRH de 72 horas fue de 90% y para un TRH de 96 horas fue de 91% (Tabla 4.5). También puede notarse que el color a un TRH de 24 horas disminuyó en un 50%, a un TRH de 48 horas en un 80%, para 72 horas fue también de 80%, siendo este valor el mejor alcanzado.

CONCLUSIONES

Conclusiones

- El reactor UASB operado de forma intermite y bajo condiciones de operación no controladas, mantuvo porcentajes de remoción del orden de 75 a 89% para TRH de 24 a 48 horas; estos valores se encuentran dentro de los rendimientos reportados en la literatura para condiciones de operación controladas, lo que implica que las condiciones no controladas no tienen gran impacto sobre la capacidad de remoción del reactor.
- El tiempo total de estabilización del reactor fue alrededor del día 74, considerando que el inóculo contribuyó en la aceleración el este proceso.
- El reactor UASB trabajó adecuadamente a un TRH de 48 horas, debido a que cuando se operó a un TRH de 24 horas, se observó una disminución en la capacidad de degradación del orden del 14%. Esta reducción en la capacidad de remoción se atribuyó al lavado de sólidos, la sobrecarga del reactor y la disminución de la capacidad amortiguadora del sistema.
- El reactor UASB construido fue capaz de soportar cambios de carga orgánica importantes sin presentar problemas de acidificación; este comportamiento se debió a la adecuada concentración de alcalinidad dentro del reactor, proporcionada por el agua residual del rastro.
- El reactor fue capaz de mantener una temperatura promedio de 5 °C, por encima de la temperatura ambiente, lo que lo mantuvo en régimen mesofílico. Esta generación de calor es producto de la serie de reacciones exotérmicas de la digestión anaerobia.
- La concentración de metano del orden de 72% y el rendimiento de 0.34 m³ de metano por cada kg de DQO, demuestran, el buen funcionamiento del reactor ya que se obtuvieron valores cercanos a los rendimientos reportados en la bibliografía.

RECOMENDACIONES

Recomendaciones

- Instalar dispositivos de monitoreo de la temperatura en el reactor y en el ambiente.
- Estudiar el efecto del incremento de la temperatura en el reactor UASB y realizar la alimentación de agua al reactor de manera simultanea con los perfiles de temperatura y producción de biogás.
- Estudiar y caracterizar los gránulos del reactor.
- Llevar a cabo el análisis microbiológico del agua residual del rastro y del agua tratada en el reactor UASB.
- Estudiar el tratamiento del agua, adaptando un pretratamiento (desarenador) al reactor UASB así como un tratamiento complementario (lodos activados).
- Estudiar el tratamiento del agua empleando reactores UASB en serie.
- Medir la concentración de CO_2 y H_2S en el biogás generado.
- Instalar un sistema de filtración del biogás para la remoción del H_2S .

BIBLIOGRAFÍA

1. **Arroyave, D., González, M. 2004.** "Evaluación Del Comportamiento Hidráulico Un Reactor UASB Utilizado Para El Tratamiento De Aguas Residuales". Medellín. Tesis de grado (Ingeniero Químico) Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Minas. Escuela de Procesos y Energía. 125.
2. **Atlas, R., Bartha R. 2001.** Ciclos biogeoquímicos: carbono, hidrógeno y oxígeno. En: Ecología microbiana y Microbiología ambiental. Ed. Pearson/Addison Wesley. España. Cap. 10, 355-402.
3. **Bermúdez, J., Canovas M., Manjon A., Iborra J., Howell J. 1998.** Microbiología de la digestión anaerobia. En: La digestión anaerobia. Ed. Secretariado de Publicaciones. Murcia. Cap. 3, 17-26.
4. **BESEL S. A. 2007.** Biomasa: Digestores anaerobios. Manual. Madrid, España. 48.
5. **Bhatti, Z., Furukawa, K., Fujita, M. 1997.** Microbial diversity in UASB reactors. Pure& Appl. Chem. (69) 11:2431-2438.
6. **Bhuni, P., y Ghangrekar, M. 2008.** Influence of biogas-induced mixing on granulation in UASB reactor. Biochemical Engineering Journal. (41) 136-141.
7. **Caicedo, M. F. y Marín A. J. 2006.** Diseño, construcción y arranque de un reactor UASB piloto para el tratamiento de lixiviados. Tesis de especialidad (Especialización en Ingeniería Ambiental). Universidad Nacional de Colombia. Manizales, Colombia. 49.
8. **Caldera, Y., Madueño, P., Griborio, A., Fernández N., Gutiérrez E. 2005.** Efecto de la carga orgánica en el funcionamiento de un reactor UASB durante el tratamiento de un efluente cárnico. Rev. Técn. Fac. Ing. Univ. de Zulia. 28: 119-127.
9. **Caldera, Y., Madueño, M., Griborio, A., Gutiérrez, G., Fernández, A. 2003.** Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos. (3):001.
10. **Cajicas, C. A., Pérez V. A. y Torres L. P. 2005.** Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. Scientia et Technica Año XI. (27):243-248.

11. **Catalán, I. F. y Corvalan Q. F. 2002.** Modelación del proceso de digestión anaerobia en un reactor UASB para aguas residuales. Tesis de licenciatura (Ingeniero de Ejecución en Ambiente). Universidad de Santiago de Chile. Chile. 118.
12. **Carrillo L. 2003.** Microbiología Agrícola. Manual.117.
13. **Carrillo L. 2004.** Energía de Biomasa. Primera edición. 83.
14. **Crites, Tchobanoglus. 2004.** Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Mc Graw Hill, pp. 445-454
15. **Conceptos de la energía de la biomasa. Soluciones prácticas-ITDG. 2004.** www.solucionespracticas.org.pe. Accesada en noviembre de 2010.
16. **COFEPRIS. 2006.** Rastros su funcionamiento, impacto en la salud y el ambiente. Reporte técnico. <http://www.cofepris.gob.mx/> Accesada en Febrero de 2010.
17. **Chávez, M., Tajada, R., Mejías, D., Chacín, E., Fernández, N. 2005.** Actividad enzimática del lodo granular en reactor UASB tratando efluente lácteo. Boletín del centro de investigaciones biológicas. 39 (3):293-299.
18. **Chinnaraj, S., y Venkoba, G. 2006.** Implementation of an UASB anaerobic digester at bagasse-based pulp and paper industry. Biomass and Bionergy. (30) 273-277.
19. **Del Nery V., Pozzi E., Damianovic M., Domingues M., Zaiat M. 2008.** Granules characteristics in the vertical profile of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. Bioresource Technology (99) 2018–2024.
20. **Díaz, B. M. Espitia, S. y Molina, F. 2002.** Digestión Anaerobia una Aproximación a la Tecnología. Unibiblios. Bogotá, Colombia. <http://www.ingenieroambiental.com/4014/arranque.pdf> (Accesada en diciembre del 2009).
21. **Diez, M., Bornhardt, C., Scheenstein G. 2002.** Puesta en Marcha y Operación de una Planta Anaerobia-Aerobia a Escala de Laboratorio para el Tratamiento de RILes de la Industria Cervecera. Tesis de grado (Ingeniero Químico). Universidad de la Frontera. 89.

22. **Domínguez M., Domínguez F.J. y Almeida M. P. 2006.** Influencia de los inóculos en el arranque de la digestión anaerobia. Tratamiento de aguas residuales. Ingeniería química. 114-120. Matanzas, Cuba.
23. **Domínguez M., Domínguez F. 2008.** Arranque de la digestión anaerobia utilizando diferentes aditivos, estudio con vertidos de alta carga orgánica de una destilería de alcohol. Tratamiento de aguas residuales. (460):148-155
24. **CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2010.** Estadísticas del Agua en México, edición 2010. 2010. Pág. 258.
25. **Fajardo, M. C., Monroy H. O., Guyot J. J. 1997.** Producción de inóculos para reactores anaerobios. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Metropolitana. Iztapalapa, México, D.F. México. 70.
26. **Feal V. 2006.** Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero. Control de Emisiones. Ingeniería Química. 196-204.
27. **Fernández F., Vela R., Debán L. 2006.** Minimización de la precipitación de calcio en reactores anaerobios, integración cristalizador de lecho fluidizado-reactor UASB.
28. **Fernández L. A. 2008.** Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU, efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz. 442.
29. **Frioni L. 1999.** Editorial de la Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto Argentina. Procesos microbianos. 332.
30. **Gerardi M. 2003.** The Microbiology of Anaerobic Digesters. Ed. Wiley-Interscience. Wastewater Microbiology Series. Hoboken, New Jersey. 188 pp.
31. **González Y., Sandoval S. 2005.** Diseño de Sistema de tratamiento y aprovechamiento de purines de origen bovino. Tesis de grado. 204.
32. **Guerrero L., Weidner C., Suarez M. 2002.** Gestión y diseño de una planta de tratamiento de residuos industriales líquidos para una industria de alimentos. Artículo presentado en el XXVIII Congreso Internacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México.

33. **Hilbert J. Manual de producción de biogás. 2008.** Manual. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos aires, Argentina.
34. **INEGI. 2009.** Estadística de Sacrificio de Ganado en Rastros Municipales por Entidad Federativa, 2003-2008. Reporte técnico.
35. **Lettinga, G.; Van Velsen, A.; Hobma, S; de Zeeuw, W. y Klapwijk, A. 1980.** Use of the Upflow Sludge Blanket reactor concept for biological wastewater treatment, specially for anaerobic treatment. *Biotechnology & Bioengineering.* (22) 699–734.
36. **Lettinga, G.; Hulshoff Pol, L. y Zeeman, G. 1999.** Lecture notes: Biological Wastewater Treatment. Wageningen University.
37. **Lew, S. Tarre, M. Belavski, M. Green. 2004.** UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: a comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor. *Water Science and Technology.* (49) 12: 295–301.
38. **Llaneza, H., Morís, Ma. A., González, A., Gonzalez, E. 2010.** Caracterización, purificación y control del biogas. *PSE PROBIOGÁS.* 29.
39. **López A., Barrera, J., Vallejo, R., Barahona, C. 2008.** Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interciencia.* (33) 007: 490-495.
40. **López, J, Morgan, J. M., Noyola, A. 2002.** Arranque de reactores anaerobios industriales: dos casos de estudio. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
41. **Massé D. I., Masse L. 2000.** Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment system. *Canadian Agricultural Engineering.* (42): 139-146.
42. **Massé D. I., Masse L. 2000.** Treatment of slaughterhouse wastewater in anaerobic sequencing batch reactors. *Canadian Agricultural Engineering.* 42 (3): 131-137.
43. **Maldonado J. y Jacipt A. 2006.** Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. *Revista ambiental. Agua, aire y suelo.* (1): 34-47.

44. **Maldonado J., Ramón, J. 2003.** Sistema de tratamiento para aguas residuales en mataderos. Revista ambiental.
45. **Mata A. J. 2003.** Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. Primera edición. IWA Publishing. Cornwall, Reino Unido. 322.
46. **Martí N. 2006.** Phosphorus precipitation in Anaerobic digestion process. ISBN: 1-58112-332-9. Boca Ranton Florida USA. 25.
47. **Méndez A. R. 2003.** Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales de beneficiado de café en Coopronaranjo R.L. Tesis de especialidad. Cartago. 67.
48. **Metcalf y Eddy. 2003.** Wastewater Engineering Treatment and Reuse. Cuarta edición. Mc Graw Hill. New York. 1819.
49. **Medhat M. A. y Usama F. M. 2004.** Anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. Eighth International Water Technology Conferenc. (8) 817-833.
50. **Methane to Markets. 2008.** La importancia del metano y las actividades de reducción de sus emisiones. Reporte técnico.
51. **Morales A., Méndez N., Tamayo D. 2009.** Tratamiento de aguas residuales de rastro mediante semillas de *Moringa oleifera* como coagulante. Tropical and Subtropical Agroecosystems. (10): 523-529.
52. **Moreno C., Steve R. 2003.** Tratamiento de aguas residuales en la embotelladora coca-cola mediante un reactor de lecho fluidizado inverso. Tesis de grado (Ingeniería Química). Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa 87.
53. **Morillo I. C., Fajardo F.E. 2005.** Estudio de los reactores UASB para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda. Tesis de Especialización en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de Colombia. 84.
54. **Monroy O., 2007.** La digestión anaerobia como parte medular de la sustentabilidad ambiental. Manual. 25.
55. **Nadais H., Barbosa M., Capela I., Arroja L., Ramos C., Grilo A., Sousa S., Leitão J. 2011.** Enhancing wastewater degradation and biogas production by intermittent operation of UASB reactors. Energy (36) 2164-2168.

56. **Oakley S. M. 2005.** Lagunas de estabilización en Honduras. Manual de Diseño, Construcción, Operación y Mantenimiento, Monitoreo y Sostenibilidad. Reporte técnico. 255.
57. **Pacheco J., Magaña A. 2003.** Arranque de un reactor anaerobio. Ingeniería Revista Académica. 7 (1): 21-25.
58. **Pérez V. A., Torres L. P. y Silva L. J. 2009.** Tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. Optimización de variables ambientales y operacionales. Dyna (160): 139-148.
59. **Pérez A. 1994.** Degradación Anaerobia de Surfactantes. Tesis de Maestría. Depto. De Biotecnología. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. 94.
60. **Ramallo, R. 2003.** Tratamiento de aguas residuales. Reverté, pp. 503-521.
61. **Rao V., Baral S., Dey R., Mutnuri S. 2010.** Biogas generation potential by anaerobic digestion for sustainable energy development in India. Renewable and Sustainable Energy Reviews (14) 2086–2094.
62. **Reyes, P. M., Mijaylova N. P., Durán D. C. y Noyola R. A. 2007.** Tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros mediante un sistema de biodegradación anaerobia-aerobia. Artículo presentado en el XIII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. México D.F.
63. **Rincón R. M., Rincón L. N., Araujo V. L., Mata Á. J. y Díaz M. A. 2010.** Estabilización anaerobia mesofílica y termofílica de lodos activados provenientes de la industria cervecera. Ciencia e ingeniería neogranadina. 20 (1): 5-21.
64. **Robles, F. 2008.** Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios. Publicaciones Instituto Politécnico Nacional. México. 115.
65. **Rodríguez, J., Sosa, Gerardo, J., Garza, Y. 2002.** Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales. Journal of the Mexican chemical society. (46) 002: 185-188.
66. **Rodríguez, A. 2004.** Arranque y operación de reactores anaerobios. Manual. Universidad del Valle. Cali. Colombia.

67. **Rodríguez, A. 2003.** Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Manual. Universidad del Valle. Cali. Colombia.
68. **Romero O. L., Ramirez V. F., Álvarez S. C., Miranda A. M. 2011.** Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. *Polibotánica*. 31: 157-167.
69. **SAGARPA. 2009.** Cárnicos procesados en rastros TIF. Reporte técnico. <http://www.sagarpa.gob.mx/> Accesada en Febrero de 2010.
70. **Sandoval J. C., Carreño M., Castillo E., Mendoza M. 2007.** Caracterización microbiológica de lodos anaerobios utilizados en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. *Scientia et Technica* (35): 509-514.
71. **Seif H. y Moursy A. 2001.** Treatment of slaughterhouse wastes. Sixth International Water Technology Conference. 269-275.
72. **Schievano, A., Scaglia, B. 2009.** Prediction of biogas potentials using quick laboratory analyses: Upgrading previous models for application to heterogeneous organic matrices. *Bioresource Technology*. (100) 5777–5782.
73. **Signorini, M., Civit, S., Bonilla, M., Cervantes, M., Calderón, M., Pérez, A., Espejel, M., Almaza, C. 2006.** Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. Manual. México, D.F.
74. **Scheleenstein G., Diez M. y Bornhardt C. 2002.** Puesta en marcha y operación de una planta anaerobia-aerobia a escala de laboratorio para el tratamiento de RILes de la industria cervecera. Tesis de licenciatura. Universidad de la frontera. Temuco, Chile. 89.
75. **Terreros, J., Olmos, A., Noyola, A., Ramírez, F., Monroy, O. 2009.** Digestión anaerobia de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie. *Revista mexicana de ingeniería química*. (8) 2: 153-161.
76. **Terry A., Bermúdez R., Rodríguez S., Fernández M. 2004.** Selección de un inóculo para la biodegradación anaerobia de la pulpa de café. *Tecnología Química XXIV* (2).
77. **Torres L. A., Rodríguez J., Barba L. E., Morán A., Narvaéz J. 2005.** Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Ingeniería y desarrollo*. 18: 50-60.

- 78. **Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S. 1994.** Gestión integral de residuos sólidos. Ed. McGrawHill, México. 1087.
- 79. **Villagómez G., Vázquez E., Martínez P. 2002.** Inhibidores del proceso anaerobio: compuestos utilizados en porcicultura. Ingeniería. 6(3):67-71.
- 80. **Viquez J., 2009.** Biogás: energía recuperable. Artículo de divulgación científica. ECAG Informa. (50): 24-27.
- 81. **Winkler, M. 2008.** Tratamiento biológico de aguas de desecho. Limusa. México. 311-323.
- 82. **Wolmarans, B., Villiers, G. 2002.** Start-up of a UASB effluent treatment plant on distillery wastewater. Water SA. (28) 1.
- 83. **Westlake, K. 1995.** Landfill Waste Pollution and Control. Albion Publishing. Chichester, U.K. 87.