



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**PROTOTIPO DE TRATAMIENTO ANAEROBIO
PARA AGUAS RESIDUALES DE ALTA CARGA
ORGÁNICA**

TESIS
PARA OBTENER EL GRADO DE
INGENIERO AMBIENTAL



PRESENTA
RICARDO ALBERTO QUÉ ESTRELLA

DIRECTOR
M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES

ASESORES
DR. JOSÉ ALFONZO CANCHÉ UUH
DR. JOSÉ MANUEL CARRIÓN JIMÉNEZ
M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ
QFB. JOSÉ LUIS GONZÁLEZ BUCIO

 UNIVERSIDAD DE
QUINTANA ROO
SERVICIOS ESCOLARES
TITULACIONES

CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, NOVIEMBRE DE 2015



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**TRABAJO DE TESIS BAJO LA SUPERVISIÓN DEL COMITÉ DEL
PROGRAMA DE LICENCIATURA Y APROBADA COMO REQUISITO PARA
OBTENER EL GRADO DE:**

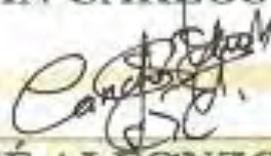
INGENIERO AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS

DIRECTOR:


M.L.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES

ASESOR:


DR. JOSÉ ALFONZO CANCHÉ UUH

ASESOR:


DR. JOSÉ MANUEL CARRIÓN JIMÉNEZ



CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, NOVIEMBRE DE 2015.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por todo.

A mis padres

Rosario Alberto Qué Kueb

María Cristina Estrella Rivas

Con gran admiración y cariño, por su esfuerzo, apoyo y consejos con los cuales me ayudaron a ser un hombre de bien.

A mis hermanos

Con quienes comparto mi vida, recordándome siempre la siguiente frase: “La superación se alcanza con esfuerzo y dedicación”.

A mis amigos y amigas

Ha sido posible gracias a la motivación y colaboración de varias personas, que han sabido siempre impulsarme con sus consejos para todos un gran reconocimiento.

Quiero agradecer M. C. Juan Carlos Avila Reveles, por la confianza brindada para la realización de este proyecto y por el empeño impulsado desde el primer momento. Le agradezco profesor y los sabios consejos que pudo brindarme.

Agradezco a los profesores de Ingeniería Ambiental, quienes se esmeran en la enseñanza de las asignaturas, al Dr. José Alfonzo Canché Uuh.

Agradezco a los profesores de Ingeniería Ambiental, quienes se esmeran en la enseñanza de las asignaturas, al Dr. José Manuel Carreón Jiménez.

Agradezco a los profesores de Ingeniería Ambiental, quienes se esmeran en la enseñanza de las asignaturas, al M.C. José Martín Rivero Rodríguez.

Agradezco a los profesores de Ingeniería Ambiental, quienes se esmeran en la enseñanza de las asignaturas, al Q.F.B.. José Luis González Bucio.

Gracias al Q.F.B. Jaime Alfredo Castillo Rodríguez, responsable del laboratorio de química, quien me brindó todo el apoyo y confianza para la realización de los análisis de laboratorio.

Agradezco a los profesores de Ingeniería Ambiental.

Agradezco también a la DCI por su valioso apoyo para la impresión de esta tesis. Este trabajo se realizó con el financiamiento del Apoyo de la UQROO.

CONTENIDO

CONTENIDO	2
ÍNDICE DE TABLAS	4
ÍNDICE DE FIGURAS	4
ÍNDICE DE GRÁFICAS	4
GLOSARIO DE TÉRMINOS	5
RESUMEN	6
CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN	7
1.1 INTRODUCCIÓN	7
1.2 JUSTIFICACIÓN	9
1.3 OBJETIVOS	10
Objetivo general	10
Objetivos específicos	10
CAPÍTULO 2 ESTADO DEL ARTE	11
2.1 EL AGUA EN EL PLANETA	11
2.2 LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA	11
2.3 FUENTES PUNTUALES.	11
2.4 FUENTES NO PUNTUALES	11
2.5 RESIDUOS ORGÁNICOS DE ORIGEN GANADERO	12
2.6 PRODUCTOS FINALES	13
2.7 CARACTERÍSTICAS DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PORCÍCOLA	13
2.8 IMPACTO DE LA PORCICULTURA EN EL MEDIO AMBIENTE	16
2.9 ENFERMEDADES DE ORIGEN HÍDRICO	16
2.10 ORGANISMOS PATÓGENOS	17
2.11 BACTERIAS	17
2.12 VIRUS	17
2.13 AGUAS RESIDUALES	17
2.14 IMPORTANCIA DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES PORCÍCOLAS	20
2.15 CONTENIDO DE MINERALES Y NUTRIENTES EN LA EXCRETAS (HECES Y ORINA) DE CERDOS	19
2.16 PROCESOS CON BIOPELÍCULA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	21
2.17 DESARROLLO DE LA BIOPELÍCULA	21
2.18 CARACTERÍSTICAS DE LA REPRODUCCIÓN CELULAR	21
2.19 PROCESOS ANAEROBIOS	22
2.20 TRATAMIENTO ANAEROBIOS DE CULTIVO EN SUSPENSIÓN	22
2.21 PROCESOS ANAEROBIO DE CONTACTO	23
2.22 PROCESO ANAEROBIO DE TRATAMIENTO DE CULTIVO FIJO	23
2.23 PROCESO DE LECHO EXPANDIDO	23
2.24 PROCESO ANAEROBIO DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE (UASB)	24
2.25 FILTRO ANAEROBIO	25
2.26 ETAPA DE HIRÓLISIS Y FERMENTACIÓN	27
2.27 ETAPA ACETOGÉNICA	27
2.28 ETAPA METANOGENICA	28

2.29 VENTAJAS Y DENTAJAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	29
2.30 ESTUDIO DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN	30
2.31 VOLUMEN DE REACTORES	31
2.32 CALCULO DE CAUDAL Y VELOCIDAD DE ASCENSO EN REACTORES	32
CAPÍTULO 3 METODOLOGÍA	35
3.1 MATERIALES Y METODOS	35
3.2 METODOS ANALÍTICOS	36
3.3 PARÁMETROS FISICOS – QUIMICOS	36
3.4 PH Y TEMPERATURA	36
3.5 DESARROLLO DEL PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL	37
3.6 DISEÑO DE REACTORES	37
3.7 ARRANQUE DE LOS REACTORES	37
3.8 FASE DE ESTABILIZACIÓN	38
3.9 MUESTREO	38
3.10 PREPARACION DEL AGUA RESIDUAL	39
3.11 ESTUDIO DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN	41
CAPÍTULO 4 RESULTADOS	42
4.1 ESTABILIZACIÓN ETAPA 1	42
4.2 ESTABILIZACIÓN DQO Y DBO	43
4.3 PARAMETROS DE AGUA DURANTE LA ESTABILIZACIÓN	44
4.4 GASTOS Y TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICOS	47
4.5 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE LOS SÓLIDOS TOTALES EN SUS FORMAS	47
4.6 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS DISUELTOS	48
4.7 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DEL REACTOR (UASB)	48
4.8 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DEL FILTRO ANAEROBIO	50
4.9 PROMEDIO DE REMOCIÓN DE LOS DOS DIGESTORES	51
4.10 TEMPERATURA PROMEDIO DE OPERACIÓN	53
4.11 CONDICIONES DE PH DURANTE LA EXPERIMENTACIÓN	53
CAPÍTULO 5 CONCLUSION	54
BIBLIOGRAFÍA	56

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Pág.
1.- Contenido de minerales y nutrientes en las excretas (heces y orina) de cerdos	21
2.- Volumen de Reactores	34
3.- Parámetros físicos químicos y métodos analíticos	39
4.- Etapa 1 Estabilización	45
5.- Demanda química de oxígeno DQO y demanda biológica de oxígeno DBO	45
6.- Comportamiento de las aguas residuales en la experimentación	47
7.- Estabilización del agua	45
8.- Gastos y Tiempos de Retención hidráulicos	49
9.-Eficiencias de remoción de los sólidos totales en sus diferentes formas	49
10.- Eficiencias de remoción de los sólidos disueltos	50
11.- Eficiencias de remoción del reactor (UASB)	51
12.- Eficiencias de remoción del reactor (UASB)	51
13.- Eficiencias de remoción del reactor (UASB)	52
14.- Eficiencias de remoción del filtro anaerobio (%)	52
15.- Eficiencias de remoción del filtro anaerobio (%)	53
16.- Eficiencias de remoción del filtro anaerobio (%)	53
17.-Promedio de r emoción (%)	54
18.- Promedio de r emoción de los dos digestores (%)	54
19.- Promedio de r emoción de los dos digestores (%)	55
20.-Temperatura promedio de operación	55
21.-Condiciones de PH durante la experimentación	56

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Pág.
1.-Digestor anaerobio	21
2.-Filtro anaerobio	28
3.-Tren de reactores de lecho fijo con flujo descendente conectados en serie	38
4.-Reactor 1 y 2	41
5.- Corte de las tapas de reactores	42
6.-Reactor 2	43
7.- Reactor 1	43

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica	Pág.
1.-Estabilización DQO y DBO	46
2.- Parámetros de agua durante la estabilización	47

GLOSARIO DE TÉRMINOS

AR	Agua residual
As	Área superficial
CHS	Carga hidráulica superficial
CO	Carga orgánica superficial
CU	Coefficiente de uniformidad
d	Tamaño efectivo
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno a cinco días
DQOT	Demanda química de oxígeno total
H	Heces
k	Coefficiente cinético de primer orden
MS	Medio de soporte
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
O	Orina
OD	Oxígeno disuelto
pH	Potencial de hidrógeno
PT	Fósforo total
Q	Caudal
S0	Concentración de sustrato
ST	Sólidos totales
SVT	Sólidos volátiles totales
SFT	Sólidos fijos totales
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SSF	Sólidos suspendidos fijos
SDT	Sólidos disueltos totales
SDV	Sólidos disueltos volátiles
SDF	Sólidos disueltos fijos
T	Temperatura
t	Tiempo de operación
TRH	Tiempo de retención hidráulico
Tur	Turbiedad
UTN	Unidades de turbiedad nefelométricas
UPA	Unidad de población animal
η	Eficiencia
θ	Coefficiente de temperatura
Ec	Ecuación

RESUMEN

En el presente trabajo se pretende demostrar un arreglo de procesos de tratamiento anaerobio es el más adecuado para aguas residuales porcícolas. En este trabajo se proponen dos arreglos en la secuencia del sistema de tratamiento, un arreglo Reactor de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) seguido de un Filtro Anaerobio (FA), y un arreglo FA-UASB. En las eficiencias de los parámetros usadas como control, se pudo observar la eficiencia fue de 92.27 % de DQO.

En cuanto a la DBO₅, se observa que la eficiencia de remoción tiene valor de 78.57 %, al final del tratamiento la concentración de fue de 150mg cada litro con la concentración inicial fue de 700mg cada litro. Una cosa notoria durante la etapa final de la experimentación es que, al observar las concentraciones finales se tiene una remoción más efectiva. En lo que concierne a las eficiencias de remoción de ST, se observo que al final se tienen mayores eficiencias en la remoción de ST, también fue este el comportamiento de los SSV.

Palabras clave: DQO, DBO₅, ST, SSV, manto de lodos de flujo ascendente, alta carga orgánica.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1. Introducción

Hoy en día la industria porcina tiene un auge a nivel mundial debido a la demanda incesante de la carne de puerco. Por mencionar un dato, la industria porcina en el mundo produjo, entre 2005 y 2010, aproximadamente 1200 millones de puercos anualmente, de los cuales en 2010 China produjo aproximadamente 650 millones, Europa 260 millones y los EUA 115 millones (Pérez, 2001).

En México el gusto por este tipo de carne también genera una alta demanda, por lo cual existen una gran cantidad de rastros para satisfacer esta demanda. En particular la península de Yucatán cuenta con rastros donde son sacrificados tanto ganado vacuno como porcino, donde debido a esta actividad se generan aguas conteniendo desechos de sangre, heces, y sólidos. El agua residual de las granjas porcícolas constituye uno de los problemas más complejos de depuración. El tamaño de una granja varía de unos cuantos a miles de vientres, en donde la carga de materia orgánica como Demanda Química de Oxígeno (DQO) varía entre 20,000-40,000 mg/Lit. DQO (Reyes, 1994). Diversos estudios han demostrado que los procesos de tratamiento biológico anaerobios son los más adecuados para el tratamiento de aguas con alta carga orgánica (Chaesis y col. 2014), con la ventaja adicional de producir metano. La digestión anaerobia de la materia orgánica, no es un fenómeno limitado a los digestores anaerobios; en realidad el hombre utilizó las capacidades de la naturaleza por fines propios: depuración de aguas residuales, descontaminación y estabilización de desechos sólidos, producción de metano. La metanogénesis ocurre en ecosistemas muy diversos tales como: pantanos, sedimentos marinos o lacustres, medios ambientales extremos (manantiales *hipertermofílicos*), tractos digestivos de animales: por ejemplo el rumen de los rumiante se puede comparar a un verdadero reactor anaerobio metanogénico.

La digestión anaerobia del lodo se encuentra entre las formas de tratamiento biológico del agua residual más antiguas, y su origen data alrededor de 1850, cuando se desarrolló el primer tanque diseñado para la separación y retención de sólidos. Una de las primeras instalaciones de los Estados Unidos en emplear digestores independientes fue la planta de tratamiento de aguas residuales de Baltimore, Maryland. Como parte de la planta original construida en 1911, se construyeron 3 digestores rectangulares.

En el periodo comprendido entre 1920 y 1935, el proceso de digestión anaerobia fue objeto de investigación en profundidad. Se aplicó calor a los digestores, y se introdujeron importantes mejoras, tanto en el diseño de los digestores como de sus elementos complementarios. Es interesante hacer constante que, actualmente, se sigue utilizando la misma práctica, pero se han realizado grandes progresos en la comprensión y control del proceso, el dimensionamiento de los tanques, y en el ahorro y recuperación de energía, y en el deseo de obtener productos que permitan usos beneficiosos del lodo del agua residual, la digestión anaerobia sigue siendo el proceso de estabilización de uso más extendido. (Metcalf & Eddy, 1996).

1.2 Justificación

Una de las actividades preponderantes de la economía de la Península de Yucatán es la porcicultura, pero existe el inconveniente de la mala disposición de sus vertidos al subsuelo, con la consecuente contaminación de las aguas subterráneas. Una alternativa interesante en el tratamiento de estos vertidos es la utilización de reactores anaerobios, como el reactor (UASB) junto con un Filtro anaerobio. El presente trabajo pretende ofrecer un sistema que ofrezca una operación flexible y se espera una tasa de remoción de materia orgánica más alta que las reportadas cuando se operan sistemas de tratamiento de un solo reactor.

1.3 OBJETIVOS.

Objetivo General

Evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un sistema piloto de tratamiento anaerobio utilizando aguas residuales porcícolas.

Objetivos Específicos:

1.- Determinar el tiempo óptimo de estabilización del sistema anaerobio.

2.- Comparar las eficiencias de remoción de materia orgánica del reactor de flujo ascendente y el filtro anaerobio.

3.- Determinar la carga superficial óptima para los digestores anaerobios.

CAPÍTULO 2

ESTADO DEL ARTE

2.1 EL AGUA EN EL PLANETA.

El agua en todas sus formas constituye una provisión fija aproximada de 1.36×10^{18} m³ (Van der Leeden et al, 1990). Sin embargo, al referirnos al agua que está realmente disponible para usarse por el hombre, la cantidad se reduce drásticamente (figura 1). El 97% del agua del planeta se encuentra en los océanos, mientras que el porcentaje restante es agua dulce, en su mayoría de muy difícil acceso; el 75% se encuentra encerrada en los bancos de hielos polares, en el suelo, en formaciones rocosas y en la atmósfera (Camilloni y Vera, 2006), lo cual deja solo un 25% disponible como agua superficial y subterránea.

2.2 LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA.

Para satisfacer distintas necesidades, el agua se transforma en un recurso, sin embargo no todas las personas disponen de él. Esto sucede por varios motivos, entre los cuales se puede mencionar la desigual distribución natural del agua en la superficie terrestre, lo que permite decir que existe una estrecha relación entre la posibilidad de abastecimiento y el desarrollo, porque cuanto mayor es el desarrollo, mayor es la capacidad para obtenerla y mayor es la contaminación.

El agua que procede de fuentes superficiales (ríos, lagos y quebradas), es objeto día a día de una severa contaminación, producto de las actividades del hombre, mismo que agrega al agua sustancias ajenas a su composición, modificando su calidad. Se dice que está contaminada ya que no puede utilizarse como generalmente se hace. La contaminación ha adquirido importancia debido al aumento de la población y al incremento de los agentes contaminantes que el propio hombre ha creado. Las fuentes de contaminación son resultados indirectos de las actividades domésticas, industriales o agrícolas. Los ríos y canales son contaminados por los desechos del alcantarillado, desechos industriales, detergentes, abonos y pesticidas que escurren de las tierras agrícolas. Estas fuentes de contaminación se pueden clasificar en:

Fuentes puntuales. Las aguas negras domésticas y los desechos industriales se llaman fuentes puntuales ya que se encuentran localizados.

Fuentes no puntuales. A los escurrimientos urbanos y agrícolas los caracterizan múltiples puntos de descarga y se llaman fuentes no puntuales (Mackenzie y Masten, 2004).

Con el incremento de la población y el surgimiento de la actividad industrial, la contaminación de ríos, lagos y aguas subterráneas aumenta constantemente. La Organización Mundial de la

Salud (OMS) define a la polución de las aguas dulces de la siguiente manera: "Debe considerarse que un agua está polucionada, cuando su composición o su estado están alterados de tal modo que ya no reúnen las condiciones a una u otra o al conjunto de utilidades a las que se hubiera destinado en su estado natural".

De acuerdo a la definición que da la OMS, deben considerarse tanto las modificaciones de las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua, como también los cambios de temperatura provocados por emisiones de agua caliente (contaminación térmica).

2.3 Residuos orgánicos de origen ganadero

La problemática asociada a la gestión de los residuos orgánicos de origen ganadero se debe, básicamente, a la separación progresiva de la explotación ganadera y la agrícola, de forma que la mayoría de las explotaciones no poseen una base territorial suficiente para reutilizar los residuos ganaderos. Esto, junto con el aumento del censo ganadero, la disminución de la superficie agrícola útil y el aumento de las dimensiones de las explotaciones ganaderas hace equiparable al sector ganadero con la industria, en cuanto a la problemática de gestión de residuos (Danés et al., 1996).

Los grandes volúmenes de purines diluidos (estiércol + orina + agua) pueden ser reutilizados dentro del predio como fuentes de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y agua, para la fertilización de los cultivos y praderas que constituyen la base forrajera en la alimentación del rebaño, (Pedraza, 2002).

El aporte de residuos orgánicos sin compostar produce un incremento de nitrógeno en los suelos que lo reciben, este nitrógeno si se esparce en el campo sin haberse transformado anteriormente, sufre un proceso de mineralización bastante lento, por lo que solo una parte va a ser utilizable de manera inmediata y el resto al cabo de bastante tiempo (puede llegar a superar el año). De esta manera no todo el nitrógeno aportado a los suelos es extraíble por los cultivos, ya que importantes cantidades quedan en los suelos, y en ciertos estos casos pueden infiltrarse o quedar en los suelos para su posterior nitrificación.

El nitrógeno es uno de los elementos más dinámicos que se conocen, debido a su rápida transformación química y bioquímica en el suelo debido a factores como la temperatura y el oxígeno, los cuales facilitan la reacción de oxidación. Urquiaga & Zapata (2000) señalan que el fenómeno de la contaminación por nitratos se produce primero por una

acumulación de este en el suelo, y luego tras su lixiviación por precipitaciones y el riego puede alcanzar las aguas subterráneas pudiendo causar daños al medio ambiente y a la salud del hombre.

Altas concentraciones de nitratos en aguas de bebida, ocasionan la enfermedad conocida como niños azules, llamada así por manifestarse con mayor frecuencia en niños de corta edad, generalmente en menores de 6 meses, ya que no han desarrollado completamente su tracto digestivo. Debido a esta enfermedad la hemoglobina de la sangre disminuye debido al aumento de la metahemoglobina, lo que causa disturbios en el transporte de oxígeno por la sangre (Urquiaga y Zapata, 2000).

Además Loehr (1965) también establece que el tratamiento y eliminación de los residuos orgánicos animales (ganado) es complicado por su naturaleza y por el volumen a manejar.

La digestión anaerobia es uno de los procesos más antiguos empleados en la estabilización de lodos. En este proceso se produce la descomposición de la materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular. Sus principales aplicaciones han sido, y siguen siendo hoy en día, la estabilización de lodos concentrados producidos en el tratamiento del agua residual y de determinados residuos industriales. (Metcalf & Eddy, 1996).

La digestión anaerobia es un proceso biológico degradativo en el cual, parte de la materia orgánica contenida en un sustrato es convertida en una mezcla de gases, principalmente metano y dióxido de carbono, mediante la acción de un conjunto de microorganismos en ausencia de aceptores de electrones de carácter inorgánico (O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}).

Productos finales

Los principales productos del proceso de digestión anaerobia, trabajando en sistemas de alta carga y en mezcla completa, son el biogás y un efluente estabilizado.

Características de aguas residuales de la industria porcícolas

Entre los años 2000 y 2010 la industria porcícola en México tuvo un crecimiento de aproximadamente 15 %, pasando de una producción de 14 millones a 15 millones de puercos anualmente. De acuerdo con la federación de poricultores mexicanos (2012)

los principales productores de carne de puerco son: Sonora (19 %), Jalisco (19 %), Puebla (10 %), Guanajuato (9 %), Yucatán (8 %), Veracruz (9 %), Michoacán (3%), Tamaulipas (1 %), Oaxaca (2 %), Chiapas (2 %) y el resto del 18 %. Sin embargo, esta importante agroindustria en México presenta problemas ambientales y sociales debido a la contaminación de las aguas y del suelo que se encuentran a su alrededor que, además, son acompañados de malos olores.

Un estudio realizado (Pérez 2001) revelo que solamente un 60 % de las granjas separaba sólidos; de los cuales aproximadamente 50 % acostumbraba acumularlos adentro o afuera de la granja, ocasionando graves problemas de olores, moscas y patógenos. En cuanto al tratamiento de los residuos líquidos 9 % no contaba con ningún tratamiento, 27 % con dos procesos unitarios de tratamiento y 50 % con tres procesos unitarios de tratamiento. Entre los que se encontraban fosas, lagunas (excavadas en el suelo pero sin impermeabilizar), decantadores y algunos digestores y procesos aerobios. Un alto porcentaje de estos sistemas no removía ni el 80 % de la carga orgánica presentándose concentraciones en los efluentes ya tratados entre 406 y 9960 mg DBO₅/L y entre 83 y 20020 mg SST/L. Un estudio más reciente (Cervantes et al. 2007) reporta en el estado de Sonora, México la industria porcina ha provocado efectos severos en el ambiente por la acumulación de desechos sólidos sin tratar y por la contaminación de diferentes cuerpos de agua donde son descargados sus aguas residuales. Otro estudio (de Victoria Almeida et al. 2008) reporta que en México 28 % de las descargas de granjas porcinas no son tratadas.

Las descargas de granjas porcinas deben cumplir con los límites máximos de contaminantes especificados en la NOM-001SEMARNAT-1996, si descargan en un cuerpo de y con la NOM-003 SEMARNAT-1997, si descargan al suelo para riego agrícola. Sin embargo, casi ninguna granja cumple con la normativa por lo que se hacen acreedoras a sanciones de la Comisión Nacional del Agua.

El suelo de la península de Yucatán es una planicie calcárea muy permeable, en donde al agua de lluvia se filtra rápidamente al subsuelo, esta condición facilita la

contaminación de los mantos freáticos por cualquier foco de contaminación que se encuentre en la superficie.

En estudios realizados en las aguas subterráneas de la Península de Yucatán se han determinado altas concentraciones de nitratos asociados principalmente a las actividades agrícolas y ganaderas (Pérez 2001).

Dentro de las actividades agropecuarias de mayor impacto por el manejo de los desechos de las granjas porcícolas está caracterizado por una carencia de tecnología, utilizando fosas sépticas que en algunos casos son charcas carentes de todo tipo de ingeniería (Fernández, 2002). La digestión anaerobia ha demostrado ser una de las mejores alternativas de uso en el tratamiento de aguas residuales de la carga orgánica, como en el caso de aguas residuales porcínas.

El arranque de los sistemas anaerobios consiste en hacer ingresar el agua residual al sistema y procurar mantener las condiciones idóneas para el desarrollo de la biomasa anaerobia (Noyola, 1994). La duración del arranque depende de los parámetros biológicos, químicos y físicos. El arranque está influenciado por la concentración y composición de las aguas residuales, el volumen, la actividad, parámetros de operación y por último la configuración del reactor.

Todos ellos se encuentran estrechamente relacionados (Noyola, 1994). El arranque de cualquier reactor anaerobio es lento, debido a la baja producción de biomasa en relación al sustrato consumido ($Y = 0.18 \text{ Kg de SSV/ Kg DQO removido}$) por lo que es conveniente la inoculación. El tratamiento anaerobio es una alternativa viable para el tratamiento de los residuos líquidos con altas cargas orgánicas.

Existen varios tipos de reactores anaerobios, pero uno de los más usados en la actualidad son los reactores de manto de lodos de flujo ascendente (UASB), que han mostrado una buena eficiencia y flexibilidad en su operación, otro reactor anaerobio que ha mostrado una alta remoción de materia orgánica son los filtros anaerobios. Existen datos típicos de las cargas orgánicas y eficiencias de remoción en los diferentes procesos anaerobios, en donde se expresan cargas para un Reactor de manto de lodos de flujo ascendente.

Impacto de la porcicultura en el medio ambiente.

La mayoría de las granjas dedicadas a la crianza de cerdos consumen grandes volúmenes de agua diariamente en el lavado de las porquerizas y estas aguas son conducidas a un punto determinado donde se concentran y permanecen sin ningún tipo de tratamiento. (Andreadakis, 1992). Los desechos sólidos son transportados manualmente y vertidos en los alrededores de las granjas, no habiendo un sitio determinado para su disposición. (Mazzotta, 1992). Los problemas de contaminación que se presentan son tanto en el suelo como los causados por la infiltración de las aguas hasta alcanzar los mantos de agua subterránea, la cual recibe una gran cantidad de contaminantes, tanto de materia orgánica como de microorganismos, el cual ha sido comprobado por análisis de laboratorio de esas aguas en las que se encontraron elevadas concentraciones de organismos coliformes de origen fecal. Aún en el caso de que las excretas sean separadas de las aguas se tiene un efecto muy similar, ya que ellos son depositados directamente sobre el suelo, donde se descomponen permitiendo la proliferación de moscas y otros insectos. (Vázquez, 1993)

El área superficial del soporte para tener poca influencia en la eficiencia de remoción (solo 5% más al doblar el área). Además, con soporte de alta área específica generalmente se incrementa el riesgo de taponamiento. (Excepto roca, que tiene problemas de este tipo a pesar de su baja área específica) (Young, 1990).

El área superficial del soporte parece tener poca influencia en la eficiencia de remoción (solo 5% más al doblar el área). Además, con soporte de alta área específica generalmente se incrementa el riesgo de taponamiento. (Excepto roca, que tiene problemas de este tipo a pesar de su baja área específica).

2.4 ENFERMEDADES DE ORIGEN HÍDRICO.

Una enfermedad hídrica normalmente tiene una aparición y un desenlace brusco, en un corto periodo de tiempo sobre las personas saludables. En su mayoría, estas enfermedades están

caracterizadas por síntomas gastrointestinales como diarrea, fatiga, calambres y dolores abdominales (American Water Works Association, 2002).

ORGANISMOS PATÓGENOS.

De manera general podemos definir a los patógenos como todos aquellos microorganismos capaces de producir enfermedades infecciosas. Los organismos patógenos que han sido implicados en enfermedades de origen hídrico incluyen bacterias, protozoos, virus y algas.

Bacterias

Son microorganismos unicelulares que poseen un núcleo no bien definido y se reproducen por división binaria. Casi todas las bacterias patógenas de origen hídrico son heterotróficas y usan fuentes de carbono orgánico para su desarrollo y energía, mientras algunas otras son autotróficas y utilizan CO₂ y/o ion bicarbonato para su crecimiento y energía. Las bacterias pueden también ser aerobias, anaerobias o aerobias facultativas. Solo unas pocas bacterias producen enfermedades, de las cuales las de mayor interés actual en el agua potable son: *Salmonella*, *Yersinia enterocolítica*, *Legionella*, *Shigela*, *Campilobacter jejuni*, *Vibrio cholerae*, *Escherichia coli* y *Helicobacterpyroli*.

Virus

Son un grupo de diminutos agentes infecciosos, cuyo tamaño va de 0.02 a 0.3 micras. Son partículas, no células como los otros patógenos y constan de una capa de proteína y un núcleo de ácido nucleico. Los virus pertenecen al grupo conocido como virus enteríticos, infectan el tracto gastrointestinal de humanos y animales y son excretados en sus heces. Los más comunes son: hepatitis A, virus de Norwalk, rotavirus, enterovirus y astrovirus (EPA, 1999).

AGUAS RESIDUALES.

2.5 Importancia del tratamiento de las aguas residuales porcícolas

El impacto que los desechos de origen porcino ejercen sobre el ambiente incluye, además de los efectos directos sobre los recursos agua, suelo y aire, factores de perturbación como olores y plagas de insectos, además de efectos indirectos sociales, políticos y económicos que es imposible cuantificar. En el ámbito mundial se reconoce que los problemas más severos que provoca la porcicultura en el medio ambiente son:

- Contaminación del agua superficial y del subsuelo por nitrógeno y fósforo contenido en las excretas.
- Deterioro de la calidad del aire por la generación de gases tóxicos, principalmente amoníaco (NH₃), ácido sulfhídrico (H₂S) y metano (CH₄), que afectan a los trabajadores de la granja, a las poblaciones vecinas y a los propios cerdos (Robinson, 1993).
- Contaminación por metales pesados, principalmente cobre y zinc, de los que el cerdo sólo absorbe entre un 5 y un 15%, excretando el resto (Scialabba, 1994).
- Contaminación microbiológica de suelos, cultivos y aguas subterráneas por la aplicación de las excretas como abono a terrenos agrícolas.

Por otra parte, los problemas ambientales que ocasiona la porcicultura en México están estrechamente ligados al modelo de crecimiento seguido en esta actividad, en el que destacan aspectos como:

- Desarrollo de una actividad especializada sin vinculación con la agricultura.
- Falta de tratamiento adecuado a los desechos para su disposición en terrenos agrícolas como fertilizantes y mejoradores del suelo.
- Presencia de granjas en zonas urbanas y peri urbanas.

A este modelo de crecimiento dañino para el ambiente, se suman aspectos derivados de la conducta humana como:

- Resistencia de los porcicultores a enfrentar el problema ambiental por considerar que su solución representa sólo un costo y no un beneficio.
- Conocimiento superficial de las tecnologías existentes.
- Desconocimiento de los costos reales de los diversos sistemas de tratamiento.
- Escaso conocimiento de la legislación ambiental, fiscal y de las normas
- Irregularidad administrativa relativa al agua.
- Politización de los problemas ambientales.

En lo que concierne a la composición de las aguas residuales que se generan en las granjas porcícolas, usualmente se presentan valores del orden de: DQOT (Demanda Química de Oxígeno Total) 27,515 mg/l, DBO5 (Demanda Bioquímica de Oxígeno) 9,171 mg/l, SST

(Sólidos Suspendedos Totales) 22,013 mg/l, pH 7.5, NTK (Nitrógeno Total Kjeldahl) 1,836 mg/l, PT (Fósforo Total) 481 mg/l (Escalante y Alarcón, 2000); además de minerales como potasio, fósforo, cobre, zinc y amoniaco-nitrógeno. Estos últimos pueden presentarse en concentraciones que varían en los ámbitos que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1 Contenido de minerales y nutrientes en las excretas (heces y orina) de cerdos (Taiganides et al., 1996)

	mg/kg	kg d ⁻¹ ton ⁻¹	
PRIMARIOS	heces y orina	heces y orina	%ST
NTK	8118		6.7
NAT		4.9	4.0
PT	2127		1.7
PO ₅		4.9	4.0
KT	4039		3.3
KOT		4.9	4.0
SECUNDARIOS			
Boro	49		0.04
Calcio	4866		4.00
Cloro	3244		2.67
Hierro	324		0.27
Magnesio	973		0.80
Manganeso	32		0.03
Sodio	973		0.80
Azufre	1135		0.93
Zinc	81		0.07
Subtotal	11678	11.7	9.60

NTK = Nitrógeno Total Kjeldahl; NAT = Nitrógeno Amoniacal Total; PT = Fósforo Total;

PO₅ = Ortofosfatos; KT = Potasio Total, KOT = Óxido de Potasio Total.

Las elevadas concentraciones de estos parámetros mostrados en la tabla, se deben a que el alimento de los cerdos tiene un alto valor proteico y solamente asimilan del orden de 35 %. Por esta razón, cerca del 1.3% de la excreta fresca contiene nitrógeno, fósforo y potasio que son fertilizantes primarios; otro 1.2% está constituido por fertilizantes secundarios como calcio,

cloro, azufre, sodio, etc. Considerando sólo los sólidos excretados, casi un 10% de éstos tiene valor como fertilizante.

Un hecho que ha resultado en la disminución del contenido de materia orgánica y nutriente en los efluentes porcícolas, ha sido la tendencia de separar de las aguas residuales, la porción sólida de las excretas y someterla a un tratamiento de fermentación para producir forraje para alimentar rumiantes. Sin embargo, en la fase líquida de las aguas residuales aún permanecen concentraciones importantes de estos parámetros.

En México los estudios tendientes a evaluar el impacto de las aguas residuales de las granjas porcinas, son escasos, por lo que prácticamente pueden considerarse dos.

El primero, tuvo como objetivo contar con un panorama general de la situación de manejo prevaleciente en las granjas porcinas medianas y grandes a nivel nacional, y generar información para alimentar un programa de cómputo que ofrece alternativas de manejo a los porcicultores medianos y grandes. La base de este estudio fue una encuesta realizada en 221 granjas de las 500 afiliadas al Consejo Mexicano de Porcicultura en 10 estados del país en el año de 1994. (Pérez, 1994).

El segundo, es un trabajo académico circunscrito al estado de Yucatán, cuyo objetivo fue estudiar los aspectos económico-ambientales de los desechos porcinos. (Pérez, 1994).

Dentro de los resultados de estos estudios destacan los siguientes:

- 1). Debido a la gratuidad del agua para las actividades agropecuarias, los porcicultores ignoran la cantidad de agua que utilizan en la granja, hacen un uso ineficiente de la misma y esto complica la instalación de sistemas de tratamiento.
- 2). El 30% de las granjas encuestadas usan el agua residual para riego agrícola y el 38% descargan a un cuerpo receptor propiedad de la nación, particularmente a drenes.
- 3). La mayoría de las granjas (76%) cuentan con algún tipo de tratamiento, por lo general un cárcamo y lagunas de estabilización; las dimensiones de estas instalaciones no son las adecuadas para el tamaño de granja. El 10% de las granjas descargan agua residual sin tratar a cuerpos receptores de agua.
- 4). El 23% de las granjas encuestadas utilizan las excretas en la alimentación de rumiantes y sólo el 3% la recicla en la granja.

5). Sólo una granja cuenta con un sistema de tratamiento completo: fosa, separador, digestores, separación química y clarificador.

En cuanto al marco legal e instrumentos económicos para asuntos ambientales, están contenidos en cuatro leyes: la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley de Aguas Nacionales, la Ley General de Salud y la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. Como parte de los instrumentos para la aplicación de las leyes, se cuenta con la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

2.6 Procesos con biopelícula para el tratamiento de aguas residuales

La biopelícula se puede definir como una delgada capa compuesta por una numerosa y diversa población de organismos vivientes en la que se incluyen: bacterias, protozoarios, rotíferos, algas, hongos, gusanos y larvas de insectos. Estos organismos están inmovilizados en un medio de soporte sólido (lecho) que entra en contacto con el agua residual por tratar. La actividad metabólica de la población mixta de microorganismos, pero principalmente de las bacterias, es la responsable de la degradación de los compuestos presentes en el agua residual. Cualquier superficie en contacto con medio nutriente que contenga microorganismos desarrollará una capa biológicamente activa, y por tanto, las películas biológicas adheridas constituyen una característica de todo tipo de reactor biológico (Winkler, 1994).

2.7 Desarrollo de la biopelícula

2.7.1 Características de la reproducción celular

El crecimiento celular de las bacterias se puede dividir en cuatro fases (Schlegel, 1988; Characklis and Marshall, 1990): fase de inducción, fase de acumulación o de crecimiento logarítmico, fase estacionaria y la fase de decaimiento o muerte. Fase de inducción.- Comprende la adsorción de compuestos orgánicos y la colonización del medio de soporte por bacterias. Crecimiento logarítmico.- Se caracteriza por la constancia en la tasa de división celular.

Fase estacionaria.- Durante esta fase el crecimiento celular se detiene por completo. Esto es debido a la disminución en la concentración de substrato disponible aunado a una alta densidad de la población, una presión parcial de oxígeno más baja y a la acumulación de productos del metabolismo de carácter tóxico.

Fase de decaimiento o muerte.- Durante esta fase la población empieza a morir más rápidamente de lo que se producen nuevas células.

2.7.2 Factores que propician la formación de la biopelícula

Cuando una superficie se pone en contacto con las aguas residuales, ciertos microorganismos contenidos en ella, llamados iniciadores o pioneros, tienden a adherirse a dicha superficie. Esta adhesión puede ser por fuerzas de Van der Waals o por apéndices extracelulares que los fijan al sustrato. Estos apéndices segregan una sustancia gelatinosa que va a formar una capa o matriz, amorfa, porosa o cristalina, que sirve de sostén y protección a las comunidades de microorganismos.

Esta matriz constituye una superficie altamente adsorbente para cationes, material particulado y otras células microbianas. El crecimiento es lento al principio, dado que los organismos deben adaptarse al hábitat específico, pero con el tiempo estas micro colonias atraen a otros microorganismos que se nutren de los materiales que excretan los organismos pioneros, de manera que se establece la diversidad progresiva de la biopelícula, que incluye la variedad de microorganismos ya mencionados. Dentro de la biopelícula existe una población en constante cambio en función de la profundidad y disponibilidad de alimento.

En la superficie existe una multiplicación activa de organismos (aerobios y facultativos) debido a la abundancia de sustrato (el agua residual), mientras que en las capas cercanas al medio desostén (sitio de adherencia) existe una limitación en el sustrato y en la cantidad de oxígeno disuelto que propicia la proliferación de organismos de metabolismo más lento (anaerobios); con el tiempo se alcanza la fase de decaimiento endógeno y las biopelículas se desprenden, con lo que se inicia un nuevo ciclo (Characklis and Marshall, 1990; Moreau et al., 1994; De Victorica et al., 1997).

2.8 PROCESOS ANAEROBIOS

Tratamiento anaerobio de cultivo en suspensión

En los últimos años se han desarrollado números procesos para el tratamiento de fangos y residuos de alto contenido en materia orgánica. En los procesos anaerobios de cultivo en suspensión es el proceso de digestión anaerobia de mezcla completa es fundamental en la estabilización de la materia orgánica y de los sólidos biológicos (Metcalf & Eddy, 1996).

Proceso anaerobio de contacto

Algunos residuos industriales con alto contenido en DBO se pueden estabilizar por medio del tratamiento anaerobio de forma muy efectiva. En el proceso los residuos que se quiere tratar se mezclan con los sólidos del fango recirculado y se digieren en un reactor cerrado para evitar la entrada de aire. El contenido del reactor se mezcla completamente y, tras la digestión, la mezcla se separa en un clarificador o una unidad de flotación al vacío. El sobrenadante del proceso, normalmente, es sometido a un tratamiento posterior. El fango anaerobio sedimentado se recircula para servir de siembra al agua residual. Debido a la baja tasa de síntesis de los microorganismos anaerobios, el exceso de fango a evacuar es mínimo. Este proceso se ha empleado de forma satisfactoria para la estabilización de efluentes de industrias cárnicas y otras de alto contenido orgánico en estado soluble (Metcalf & Eddy, 1996).

Proceso anaerobio de tratamiento de cultivo fijo

Los dos procesos anaerobios de tratamiento más comúnmente empleados para el tratamiento de residuos orgánicos carbonosos son el filtro anaerobio y el proceso de lecho expandido. Los principales procesos de nitrificación se pueden clasificar en proceso de cultivo en suspensión y procesos de cultivo fijo.

En el caso de los reactores de cultivos en suspensión, la nitrificación se puede conseguir en el reactor de cultivo fijo empleado para la eliminación de la materia orgánica carbonosa, o en un reactor independiente. Los filtros percoladores, los biodiscos y los filtros de alta carga se pueden emplear para los sistemas de nitrificación. Estos sistemas resisten bien las cargas de choque, pero son susceptibles de dejar pasar el amoníaco sin oxidar en condiciones de caudal punta (Metcalf & Eddy, 1996).

Proceso de lecho expandido

En el proceso de lecho expandido, el agua residual a tratar se bombea a través de un lecho de material adecuado (p.e. arena, carbón, conglomerado expandido) en el que se ha desarrollado un cultivo biológico. El efluente se recircula para diluir el agua entrante y para mantener un caudal adecuado que asegure que el medio se halle expandido. Se han llegado a emplear concentraciones de biomasa superiores a 15,000-40,000 mg/l. Debido a las altas concentraciones de biomasa que se pueden conseguir, el proceso de lecho expandido también se puede emplear para el tratamiento de aguas residuales municipales, con tiempos de detención hidráulica muy pequeños. En el tratamiento de este tipo de residuos, la presencia de sulfatos

puede producir la generación de sulfuro de hidrógeno, para cuya captura en la fase de solución se han desarrollado diferentes métodos (Metcalf & Eddy, 1996).

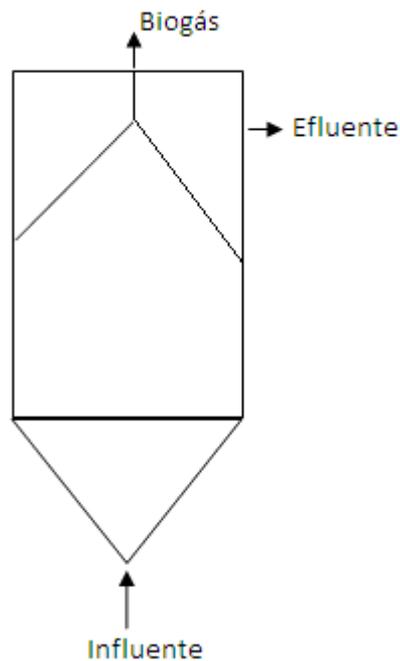
Proceso anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (UASB)

En este proceso, el residuo que se quiere tratar se introduce por la parte inferior del reactor. El agua residual fluye en sentido ascendente a través de un manto de lodos constituido por gránulos o partículas formadas biológicamente. El tratamiento se produce al entrar en contacto el agua residual y las partículas. Los gases producidos en condiciones anaerobias (principalmente metano y bióxido de carbono) provocan una circulación interior, que colabora en la formación y mantenimiento de los gránulos. Parte del gas generado dentro del manto de lodos se adhiere a las partículas biológicas.

Tanto el gas libre como las partículas a las que se ha adherido gas, ascienden hacia la parte superior del reactor. Allí, se produce la liberación del gas adherido a las partículas, al entrar estas en contacto con unos deflectores desgasificadores. Las partículas desgasificadas suelen volver a caer hasta la superficie del manto de fango.

El gas libre y el gas liberado de las partículas se capturan en una bóveda de recogida de gases instalada en la parte superior del reactor. El líquido, que contiene algunos sólidos residuales y algunos de los gránulos biológicos, se produce a una cámara de sedimentación, donde se separan los sólidos residuales. Como se muestra en la figura 1, los sólidos separados se reconducen a la superficie del manto de fango a través del sistema de deflectores.

Figura.- 1. Digestor anaerobio

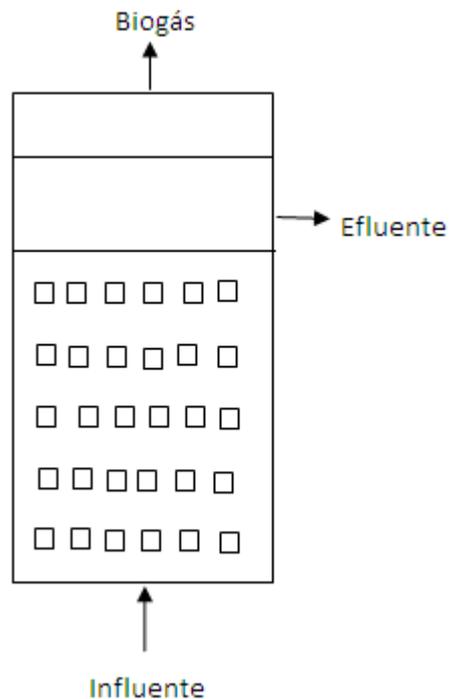


Biogás: Es una mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano y dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases, como H_2S , H_2 , NH_3 , etc. La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. Se muestran valores medios de composición del biogás en función del sustrato utilizado (Metcalf & Eddy, 1996)...

Filtro anaerobio

El área específica del soporte utilizado generalmente es de alrededor de $100 \text{ m}^2 / \text{m}^3$. Se ha observado cierta superioridad en eficiencia cuando se emplea soporte “cruzado”, sobre el tubular o a granel. El soporte permite la acumulación de gran cantidad de biomasa (adherida y atrapada), sirve de separador gas-sólido, favorece un flujo uniforme a través del reactor, incrementa el contacto sustrato-microorganismo. Se recomienda para reactores híbridos, ya sea que la zona empacada esté entre el 50 y el 66 % de la altura del reactor, como se muestra en la figura 2.

Figura.- 2. Filtro anaerobio



El área superficial del soporte para tener poca influencia en la eficiencia de remoción (solo 5% más al doblar el área). Además, con soporte de alta área específica generalmente se incrementa el riesgo de taponamiento. (Excepto roca, que tiene problemas de este tipo a pesar de su baja área específica) (Young, 1990).

El filtro anaerobio es una columna rellena de diversos tipos de medios sólidos que se utiliza para el tratamiento de la materia orgánica carbonosa contenida en el agua residual. El agua a tratar fluye en sentido ascendente, entrando en contacto con el medio sobre el que se desarrollan y fijan las bacterias anaerobias. Dado que las bacterias están adheridas al medio y no son arrastradas por el efluente, se pueden obtener tiempos medios de retención celular del orden de los cien días. En consecuencia, es posible conseguir grandes valores de Θ_c con bajos tiempos de detención hidráulica. De este modo, el filtro anaerobio se puede emplear para el tratamiento de residuos de baja concentración a temperatura ambiente.

El área superficial del soporte parece tener poca influencia en la eficiencia de remoción (solo 5% más al doblar el área). Además, con soporte de alta área específica generalmente se incrementa el riesgo de taponamiento.

Etapa de hidrólisis y fermentación

En esta etapa se inicia el fenómeno de digestión anaerobia. Los polímeros naturales como la celulosa, la pectina, las proteínas, etc. O compuestos de más bajo peso molecular (aminoácidos, sacáridos, lípidos, compuestos aromáticos, etc...) son transformados por hidrólisis y fermentación en ácidos carboxílicos, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono. Los ácidos carboxílicos producidos son principalmente ácidos grasos volátiles: acetato, propionato, n- e iso-butirato y n- e iso-valérico.

Las bacterias responsables de esta etapa pertenecen a diferentes grupos y pueden ser anaerobias facultativas o estrictas. Entre ellas, las bacterias anaerobias *celulolíticas* que han despertado un gran interés por su capacidad de hidrolizar a la celulosa. En esta última década se han descubierto numerosas nuevas bacterias *celulolíticas* tal como *Acetovibrio cellulolyticus*, *Clostridium thermocellum*, *Clostridium populetti*, *Clostridium cellulolyticum*, etc...Estas, son objetos de estudios fundamentales intensivos por determinar las propiedades y estudiar la genética de sus enzimas *celulolíticas*.

Sin duda, las bacterias fermentativas en general (*Clostridium*, *enterobacterias*, etc.) juegan un papel fundamental para la oxidación de la materia orgánica, y este primer paso es muy complejo.

Cuando se trata de fermentar moléculas solubles fácilmente hidrolizables, tal como algunos compuestos naturales que se encuentran en muchos efluentes de la industria agro-alimenticia, la hidrólisis y la fermentación no presentara un problema mayor. Al contrario, habrá que controlar esta etapa para evitar una acidificación rápida del reactor. Si no se controla bien el reactor, puede ocurrir una destabilización del proceso entero, dado que en caso de una sobrecarga la hidrólisis de la materia orgánica provoca una sobreproducción de ácidos que va a acidificar exageradamente el medio y bajar el pH hasta niveles inhibitorios.

Etapa acetogénica.

Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos *metanogénicos* (H_2 y acético), otros (etanol, ácidos grasos volátiles como *valeriano*, *butirato*, *propionato*, etc. Y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, acetato y H_2 , a través

de las bacterias *acetogénicas*. Representantes de los microorganismos *acetogénicos* son *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*.

Este tipo de bacterias son capaces de crecer heterotróficamente en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados (como la mezcla H_2/CO_2) produciendo como único producto acetato. Al contrario que las bacterias *acetogénicas*, éstas no producen hidrógeno como resultado de su metabolismo, sino que lo consumen como sustrato. Según se ha estudiado, el resultado neto del metabolismo *homoacetogénico* permite mantener bajas presiones parciales del hidrógeno y, por tanto, permite la actividad de las bacterias *acidogénicas* y *acetogénicas*.

Metanogénicas hidrogenotróficas también consumen H_2 ayudando así al mantenimiento de presiones parciales bajas del H_2 . Los principales microorganismos *homoacetogénicos* que han sido aislados son *Acetobacterium woodii* o *Clostridium aceticum*.

Otro grupo de bacterias anaerobias fermenta los productos de la descomposición en ácidos orgánicos simples, de los cuales el más común es el ácido acético. Este segundo grupo de organismos no metanógenos está compuesto por bacterias facultativas y anaerobias obligadas. Colectivamente, estos microorganismos con frecuencia se identifican en la literatura como acidógenos o formadores de ácido. Dentro de las bacterias no metanógenas que han sido aisladas de los digestores anaerobios están *Clostridium spp.*, *Peptococcus anaerobus*, *Bifidobacterium spp.*, *Desulphovibrio, spp.*, *Corynebacterium, spp.*, *Lactobacillus*, *actinomyces*, *Staphylococcus* y *Escherichia coli* (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Etapa metanogénica

Esta etapa, la última en el proceso de la degradación anaerobia de la materia orgánica, y es llevado a cabo por el grupo de las bacterias metanogénicas.

Los microorganismos metanogénicos completan el proceso de digestión anaerobia mediante la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2/CO_2 , formato, metanol y algunas *metilaminas*. Los organismos *metanogénicos* se clasifican dentro del dominio *Archaea* y tienen características comunes que los diferencian del resto de procariotas.

Un ejemplo es que todos ellos poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la que participa en el paso final de la formación del metano.

Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal que metabolizan: *hidrogenotróficos*, que consumen H_2/CO_2 y fórmico y *acetoclásticos*, que consumen acetato, metanol y algunas aminas. Las principales reacciones metanogénicas Se ha demostrado que un 70% del metano producido en los reactores anaerobios se forma a partir del acetato a pesar de que, mientras todos los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H_2 como aceptor de electrones, sólo dos géneros pueden utilizar acetato. Los dos géneros que tienen especies *acetotróficas* son *Methanosarcina* y *Methanothrix*.

Un tercer grupo de microorganismos convierte el hidrógeno y el ácido acético, generados por los organismos formadores de ácido, en gas metano y dióxido de carbono. Las bacterias responsables de esta conversión son anaerobias estrictas y se conocen como metanógenas, identificadas en la literatura como formadoras de metano o metanógenas. Entre los principales géneros de microorganismos que han sido identificados están las bacterias en forma de bastones (*Methanobacterium*, *Metanobacillus*) y en formas de esferas (*Metanococcus*, *Methanosarcina*). Las bacterias más importantes del grupo de las metanógenas son las que utilizan el hidrógeno y el ácido acético. Dado que presentan tasas muy bajas de crecimiento, en general, se considera su metabolismo como limitante en el tratamiento anaerobio de un desecho (Metcalf & Eddy, 1996).

2.8 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Las ventajas de la digestión anaerobia, se encuentran:

- Facilidad en su control del equipo en funcionamiento.
- Aguas de desecho con bajo contenido de materia orgánica pueden ser tratadas eficientemente.
- Construcción en general simple y de bajo costo, con muy limitados requerimientos de equipo electromecánico.

- Resistentes a cambios bruscos en las condiciones de operación, a sustancias tóxicas y a periodos sin alimentación.
- Reducidos costos de operación y mantenimiento.
- Procesos adaptados a pequeña y gran escala.
- Utilización del CH₄ para producir energía (posibilidad de autosuficiencia energética).

Las desventajas que presentan la digestión anaerobia (Metcalf & Eddy, 1996).son:

- Lentitud en el arranque del reactor.
- Adaptación lenta a variaciones en la alimentación.
- Necesidad de calentar el reactor si se desea optimizar el tratamiento.
- Costo de inversión elevado del sistema de calentamiento (pero autonomía energética).

2.9 Estudio de la eficiencia de remoción

Para la etapa de arranque del sistema de inocularon 80 litros de líquido ruminal vacuno fresco, de los cuales 50 litros se inocularon al reactor de flujo ascendente (UASB) y 30 litros al Filtro Anaerobio (FA). Posteriormente se alimentará con agua residual porcina proveniente de la zona industrial del rastro municipal.

En la etapa de arranque y aclimatación se llevarán a cabo mediciones de DQO, Temperatura, pH, alcalinidad, SST, SSV.

Eficiencia de remoción.

La eficiencia de remoción de carga contaminante en un sistema de tratamiento de aguas residuales. Formula $E = (S_0 - S) / S_0 \times 100$ Ec. 1

Donde:

E: eficiencia de remoción del sistema (%)

S: carga contaminante de salida (mg DQO, DBO y SST/ L)

S₀: carga contaminante de entrada (mg DQO, DBO y SST/ L)

Se propone para los cálculos con la ecuación: $V_{r1} = b \times h_{r1}$ Ec. 2

$V_{r2} = b \times h_{r2}$ Ec. 3

Se calculo con la formula de volumen: $V_{r1} = b \times h_{r1}$

B: base

H: altura

R: radio

Π : 3.1416

Los volúmenes de los reactores R1 y R2 se Calcularon mediante:

Tabla 2.- Volumen de reactores

Reactor grande (R1)	Reactor pequeño (R2)
$V_{r1} = b \times h_{r1}$	$V_{r2} = b \times h_{r2}$
$b = \pi r^2$	$b = \pi r^2$
$b = 3.1416(19\text{cm})^2 = 1,133.54 \text{ cm}^2$	$b = 3.1416 (19\text{cm})^2$
$V_{r1} = 3.1416(19\text{cm})^2$ (115cm)	$V_{r2} = 3.1416 (19\text{cm})^2$ (54cm)
$V_{r1} = 130423 \text{ cm}^3$	$V_{r2} = 61242 \text{ cm}^3$
$V_{r1} = 130.4 \text{ litros}$	$V_{r2} = 61.2 \text{ litros}$

Área interior de los reactores:

Volumen y área interior de reactores:

$$\text{Ec. 4} \quad A: 2\pi rh + 2\pi r^2 \rightarrow = 2\pi r (h + r)$$

A: área

H: altura

R: radio

Π : 3.1416

El área de cada reactor se empleo con la fórmula que se muestra a continuación: $A: 2\pi rh + 2\pi r^2 \rightarrow = 2\pi r (h + r)$, debido a que la variación en cuanto a las dimensiones de los reactores es solo referente a las alturas se sustituyeron los valores para determinar el área de cada uno y donde dio como resultado 8,714 cm² en R2 y 15,997 cm² para R1.

Calculo de caudal y velocidad de ascenso en reactores

Para la determinación del caudal de salida en los digestores se empleo el método de “volumetría” tal como a continuación se describe.

Debido a que el caudal de salida Q se estima mediante: $Q = V/t$ Ec. 5

Donde V es el volumen conocido de un recipiente (4 litros) y t es el tiempo de llenado del mismo recipiente, únicamente se tiene que medir el tiempo de llenado del recipiente; quedando con 1 minuto con 14 segundos. Sustituyendo los valores y convirtiéndolos en las unidades coherentes sabemos que:

$$Q = 4L/1.233 \text{ min} = 3.25 \text{ L/min.}$$

La velocidad de flujo de los reactores se obtiene con: $V = Q / A$ Ec. 6

Donde A es el área transversal de los reactores, debemos recordar que esta área es la misma para ambos siendo 1134.11 cm², sustituyendo en la fórmula con la conversión requerida de Q se tiene:

$$V = (3200 \text{ cm}^3/\text{min}) / 1134.11 \text{ cm}^2 = 2.81 \text{ cm/min}$$

Con este valor también se calcula la carga superficial y es un dato importante pues adquiere significancia tomando en cuenta que el lecho de biopelícula puede ser lavado, entonces debe tomarse en cuenta por la capacidad de sedimentación del sustrato, así bien la caída de sedimento debe ser superior a la carga superficial.

2.8cm/min-cm²

TRH Ec. 7

El tiempo de residencia hidráulica fue calculado mediante:

$$TRH=V/Q \quad \text{Ec. 8}$$

Donde:

V= Volumen en litros (L)

Q=Caudal en Litros sobre segundo (L/min)

En el tren de tratamiento se dispuso dos reactores de manera que cada reactor por tener volumen diferente tiene TRH diferente aun con el mismo caudal, quedando de la siguiente manera:

$$TRH1= V1/Q \quad \text{Ec. 9}$$

$$TRH2= V2/Q \quad \text{Ec. 10}$$

Donde V1 y V2 corresponden al volumen del primer y segundo reactor respectivamente.

Quedando en un valor igual a:

$$TRH1= 40.12 \text{ min}$$

$$TRH2= 18.83 \text{ min}$$

El TRH alto es a la vez benéfico en el sentido de que se tiene mejor contacto del fluido con el reactor y también hay que señalar que mientras más alto es también el volumen debe ser elevado incrementando los costos de construcción de los reactores.

El DQO presente en la muestra colectada en el rastro de la zona industrial ubicada en la carretera Chetumal-Escarcéga es coherente con lo reportado en la bibliografía teniendo un valor entre 1,200 y 2,500 miligramos por litro con un promedio de 1900 miligramos por litro. La remoción obtenida por los reactores en promedio es igual a 92.27%,

debemos recordar que estos fueron dispuestos en serie tal que el efluente del primero sea el influente del segundo.

El tren de tratamiento a escala tiene la finalidad de conseguir la mayor eficiencia en remoción del DQO para su análisis, tras el alcance de una remoción bastante aceptable, procederemos a caracterizar las condiciones mediante las cuales se alcanzo este grado de remoción.

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

Materiales y Métodos

3.1 El sistema de tratamiento consistió de dos reactores biológicos construidos de fibra de vidrio, con dimensiones de 36 cm de diámetro y 1.15 m de altura, dando un volumen total de 130.4 L el otro reactor 54 cm de altura, dando un volumen total de 61.2 L. La estrategia de trabajo, consistió de dos fases: la fase de arranque, la de estabilización y la fase de operación bajo diferentes cargas hidráulicas superficiales, como se muestra en el figura 3.

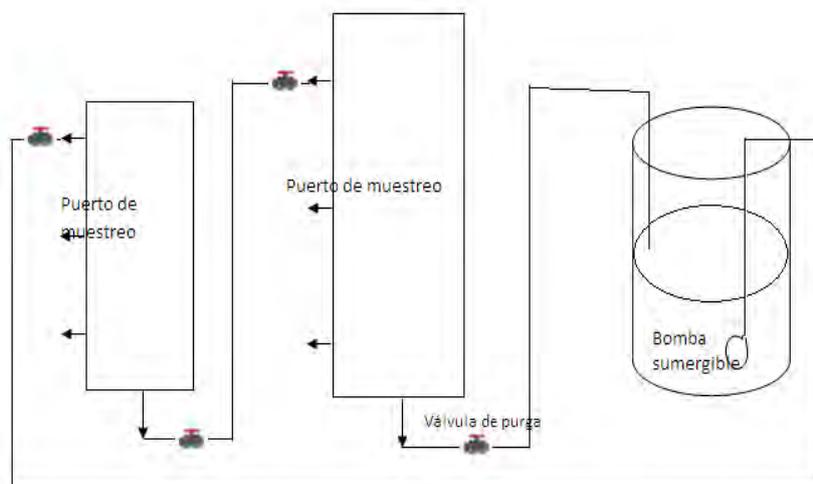


Figura 3,- Tren de reactores de lecho fijo con flujo descendente conectados en serie.

Los reactores se diseñaron para operar en serie con flujo descendente a gravedad y con recirculación en forma continua, sin aireación inducida. Como se muestra en la Figura 2.3. Para la recirculación se utilizó una bomba sumergible con potencia 2.2 m³/h, Hp: 2/5 hp, instalada en un tanque con capacidad de 187.5 L. En la descarga de la bomba, se instaló una “derivación” para aliviar el excedente de la descarga de la bomba y mantener homogénea la composición y constante el gasto de agua de alimentación. Para las interconexiones entre reactor y tanque, se usó manguera flexible de ½” de diámetro y para el control de flujo entre cada reactor, válvulas de palanca, de PVC, de ½” de diámetro.

3.2.- MÉTODOS ANALÍTICOS.

Para el análisis de las muestras de agua; antes, durante y después de los procesos de tratamiento, se midieron diferentes parámetros físicos y químicos que sirvieron para determinar la eficiencia remoción en el tratamiento de aguas residuales. En los cuales que son especialmente útiles para el tratamiento de aguas residuales con elevadas cargas de contaminantes orgánicos y nitrogenados.

Parámetros Físico – Químicos

En la tabla 1 se presentan los métodos analíticos empleados en el estudio de los diferentes parámetros físico-químicos de las muestras de aguas residuales.

Tabla 3.- Parámetros físico-químicos y métodos analíticos.

Parámetro	Instrumentación y/o Norma
DQOT (mg/L)	NMX-AA-030-SCFI-2001
DBO ₅ (mg/L)	NMX-AA-028-SCFI-2001
Sólidos (mg/L)	NMX-AA-034-SCFI-2001
pH	Potenciómetro marca Hanna HI 991003
Temperatura (°C)	Potenciómetro marca Hanna HI 991003

PH y Temperatura (°C).

El pH y la temperatura (°C) de las muestras se midieron con un potenciómetro con medidor de temperatura marca Hanna modelo HI 991003. La calibración del potenciómetro se realizó utilizando soluciones de pH 8.1, 8.4 de grado analítico de la misma marca.

3.3 Desarrollo del procedimiento experimental.

Diseño de los reactores

Para la realización del sistema de tratamiento consistió en dos reactores construidos de fibra de vidrio, adaptados con madera de triplay, Tubos de (CPVC). Estos tubos fueron recortados para las conexiones en los digestores; se instaló unas válvulas de palanca, de PVC, de ½", para la toma de muestras en cada digestor, un caudal de recirculación de 4 litros/minuto.

Los reactores se diseñaron para operar en serie con flujo descendente a gravedad con recirculación, como se muestra en la Figura 3.2. Para la recirculación se utilizó una bomba sumergible con potencia de 2.2 m³/h, Hp: 2/5 hp, instalada en un tanque de con capacidad de 187.5 L. En la descarga de la bomba, se instaló una "derivación" para aliviar el excedente de la descarga de la bomba y mantener homogénea la composición y constante el gasto de agua de alimentación. Para las interconexiones entre reactor y tanque, se usó manguera flexible de ½" de diámetro y para el control de flujo entre cada reactor, válvulas de palanca, de CPVC, de ½" de diámetro. Para evitar el taponamiento de los reactores, como se ilustra en la Figura 3.

El material se enjuagó para eliminar las partículas finas, la figura 2.1 muestra las condiciones físicas del material. Para un cierre hermético se empleo fibra de vidrio en todo el recipiente, además en las juntas se aplico material de silicón.

Arranque de los reactores.

El arranque de los reactores como fase inicial, tuvo como objetivo verificar que el sistema no presentara fugas, familiarizarse con el manejo de las válvulas para el ajuste y aforo del caudal en los reactores y comprobar que los reactores en ningún momento se vaciaran o se derramaran debido a la saturación del lecho bajo las diversas cargas hidráulicas superficiales seleccionadas para la operación.

Fase de estabilización.

La estabilización del sistema, como fase secundaria de la metodología, tuvo como objetivo asegurarse de que, previo a la experimentación, la biopelícula formada en el medio de soporte estuviera estabilizada.

Lo anterior se logró alimentando al tren de reactores el agua residual en estudio, a una carga hidráulica superficial de $4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (gasto de 4 L/min y tiempo de retención hidráulico de 12 minutos) y monitoreando, en relación con el tiempo, el comportamiento de la DQO, DBO_5 , hasta que dichos parámetros presentaron un comportamiento asintótico.

3.4.- Muestreo

La toma de muestras se realizó de forma manual, bajo las siguientes condiciones: las muestras de cada reactor (influyente y efluente), se tomaron una vez al día, cinco días a la semana, durante el tiempo necesario para alcanzar condiciones cuasi estacionarias de las concentraciones de los parámetros en el efluente. El intervalo de tiempo entre la toma de la muestra del influyente y del efluente de cada reactor, se definió de acuerdo con el tiempo de retención hidráulico, correspondiente a cada una de las cargas hidráulicas superficiales probadas.



Figura 4.- Reactores 1 y 2

La recirculación, las muestras analizadas para pH, turbiedad y color (que no fueron alteradas) se regresaron posteriormente al tanque de recirculación (Figura 4).

3.5.- Preparación del agua residual

El agua residual utilizada en este trabajo fue medida en términos de materia orgánica como demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO), consistió de una mezcla de agua residual municipal del afluyente de la planta de tratamiento de Bacalar y de agua residual proveniente del rastro municipal de Chetumal Quintana Roo en una proporción 3:1 en volumen. La mezcla fue realizada para disminuir la concentración de materia orgánica en el agua residual del rastro.



Figura 5.- Corte de las tapas de reactores.

Estas maderas de triplay fueron recortados de forma circular, para las bases de cada digestor (figura 5).



Figura 6.- Reactor 2

Los reactores fueron recortados para las adaptaciones de sus tapas, de cada uno de ellos, Se utilizaron tubos de CPVC de $\frac{1}{2}$ ", además se colocaron válvulas de palanca para la toma de muestras (Figura 6).



Figura 7.- Reactor 1

Para la recirculación se utilizó una bomba sumergible con potencia de $\frac{2}{5}$ hp, instalada en un tanque con capacidad de 187.5 L. En la descarga de la bomba, se instaló una “derivación” para aliviar el excedente de la descarga de la bomba con potencia $2.2 \text{ m}^3/\text{h}$, Hp: $\frac{2}{5}$ hp y mantener homogénea la composición y constante el gasto de agua de alimentación (Figura 7).

3.6 Estudio de la eficiencia de remoción

Para la etapa de arranque del sistema de inocularon 80 litros de líquido ruminal vacuno fresco, de los cuales 50 litros se inocularon al reactor de flujo ascendente (UASB) y 30 litros al Filtro Anaerobio (FA). Posteriormente se alimentará con agua residual porcina proveniente de la zona industrial del rastro municipal.

En la etapa de arranque y aclimatación se llevarán a cabo mediciones de DQO, Temperatura, pH, alcalinidad, SST, SSV.

CAPÍTULO 4 RESULTADOS

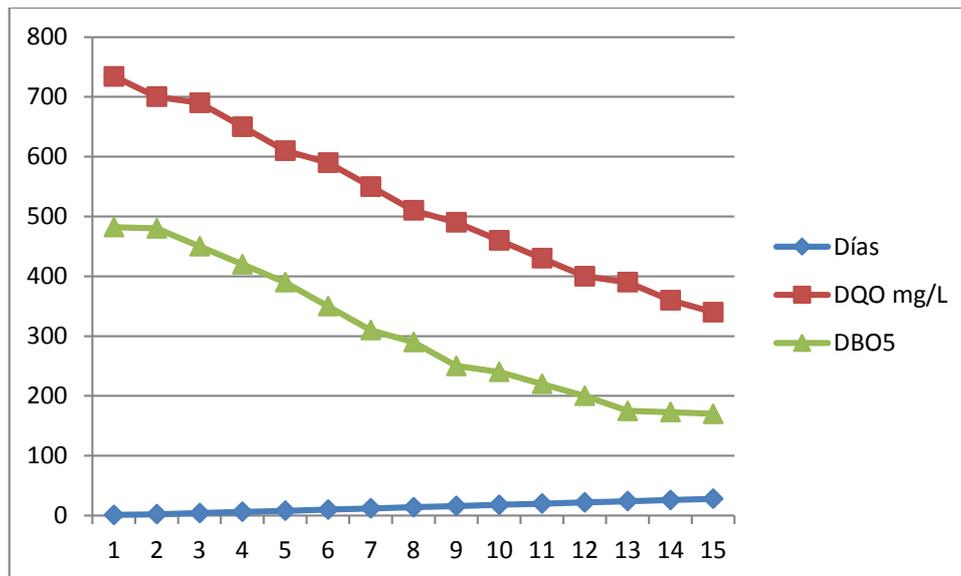
En la estabilización para la fase de operación las características de las aguas residuales usadas en cada corrida se muestran en la tabla 4. En esta tabla puede notarse que aún cuando las concentraciones de DQO_T y DBO₅, la relación DBO₅/ DQO_T prácticamente se mantiene; esto es, en la medida que se incremente o disminuye la concentración de cualquiera de esos parámetros, el otro lo hace casi de manera proporcional. Dada esta situación este tipo de aguas residuales puede sujetarse al tratamiento biológico aún con tales variaciones.

Para la estabilización del sistema se seleccionó como variable de control o independiente, a la carga hidráulica superficial con una magnitud de 4 m³ m⁻² h⁻¹ y como variables de respuesta, a las eficiencias de remoción de la DBO₅/ DQO_T y los Resultados y su Evaluación 28 días.

Días	DQO mg/L	DBO5
1	734	482
2	700	480
4	690	450
6	650	420
8	610	390
10	590	350
12	550	310
14	510	290
16	490	250
18	460	240
20	430	220
22	400	200
24	390	175
26	360	173
28	340	170

Etapa1 Estabilización. Tabla 4

La estabilización se llevo a cabo en 28 días, con los parámetros, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO). En la primera etapa (Tabla 4).



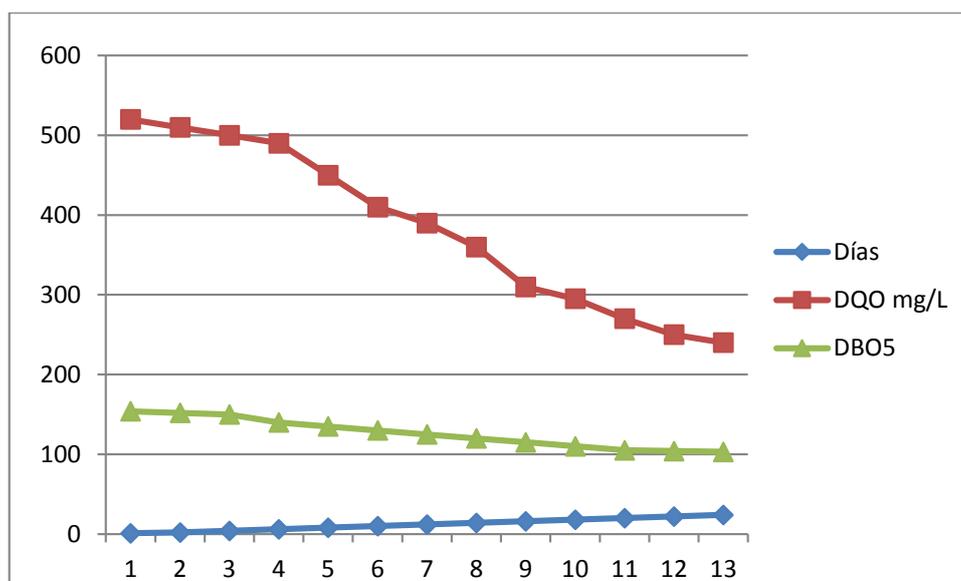
Grafica 1.-Estabilización DQO y DBO

La estabilización se consigue en una forma aceptable el día catorce de experimentación como lo muestra la grafica 1.- del comportamiento de la DQO y DBO al quinto día. Se puso énfasis en el comportamiento de la DQO y la DBO al quinto día para una mejor caracterización, debido a que la conciliación entre ecología y economía requiere de una eficacia en los valores de estos parámetros.

Tabla 5.- Estabilización...

Días	DQO mg/L	DBO5
1	520	154
2	510	152
4	500	150
6	490	140
8	450	135
10	410	130
12	390	125
14	360	120
16	310	115
18	295	110
20	270	105
22	250	104
24	240	103

La estabilización se llevo a cabo en 24 días, con los parámetros, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO). En la segunda etapa (Tabla 5).



Grafica 2.- parámetros de agua durante la estabilización.

La estabilización se consigue el día catorce de experimentación como lo muestra la grafica 2.- del comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO). Con tiempos de recirculación entre 16, 20 y 27 días.

La tabla 6.- Comportamiento de las aguas residuales en la experimentación.

Parámetro	
pH, (Unidades)	8.44
DQOT, (mg/L)	2146
DBO ₅ , (mg/L)	1173
DBO ₅ / DQOT	0.54
ST, (mg/L)	2925
SVT, (mg/L)	1215
SFT, (mg/L)	1710
SST, (mg/L)	245
SSV, (mg/L)	155
SSF, (mg/L)	90
SDT, (mg/L)	2680
SDV, (mg/L)	1060
SDF, (mg/L)	1620

Para comportamiento del sistema se seleccionó como variable de control o independiente, a la carga hidráulica superficial con una magnitud de $4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y como variables de respuesta, a las eficiencias de remoción de la DQOT, DBO₅.

Tabla 7.- parámetros de agua durante la estabilización.

Parámetro	Valor
Temperatura, °C	21
pH, unidades	8.1
DQOT, mg/L	734
DBO ₅ , mg/L	482
DBO ₅ /DQOT	0.65
operación, días	14

La estabilización durante 14 días, en los datos de la tabla anterior, se puede observar los valores obtenidos durante la experimentación (Tabla 7).

Tabla 8.- Gastos y tiempos de retención hidráulico.

Parámetro	CHS 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹	CHS 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹	CHS 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹
Q, mL/min	3.25	405	675
TRH, min	142	47	28
T operación, días	16	20	27

El gasto y los tiempos de retención hidráulica (TRH) y de operación correspondientes. Debe quedar claro que al incrementarse la concentración del contaminante y/o la CHS (disminución del TRH), la relación alimento/microorganismos se incrementa y el tiempo de contacto se disminuye, por lo que bajo estas circunstancias los microorganismos requirieron mayor tiempo para degradar el contaminante.

Tabla 9.- Eficiencias de remoción de los sólidos totales en sus diferentes formas

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial			Carga Hidráulica Superficial			Carga Hidráulica Superficial		
	CHS 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹			CHS 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹			CHS 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹		
	1			16			5		
	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)
ST, (mg/L)	2925	1568	46.39	3310	1936	41.51	3965	1957.69	50.62
SVT, (mg/L)	1215	448	63.12	1430	516	63.91	1885	476.92	74.69
SFT, (mg/L)	1710	1120	34.50	1880	1420	24.46	2080	1480.76	28.80
T operación, (d)	16			20			27		

En la Tabla 9.- se presentan las eficiencias de remoción de los ST, SVT y SFT. En esta tabla se observa, como era de esperarse, mayores eficiencias de remoción en los sólidos volátiles totales, ya que estos al ser material orgánico, constituyen el principal sustrato para los microorganismos, aunque también para su metabolismo, requieren de compuestos inorgánicos (incluidos en los SFT), pero en menor cantidad.

Asimismo, se observa que la mayor eficiencia de remoción se obtuvo con la CHS de 5 m³ m⁻² h⁻¹, que parte de una concentración inicial mayor que la de las otras cargas. Sin embargo, al observar las concentraciones finales se ve que éstas son prácticamente iguales, pero hay que tomar en cuenta el factor tiempo de operación; es decir, para lograr las mismas condiciones se requiere mayor tiempo de operación conforme se incrementa la carga hidráulica y/o la concentración de sólidos en el influente.

Esto significa que el proceso es igualmente bueno con cualquiera de esas cargas, simplemente se requiere mayor tiempo de operación.

Tabla 10.- Eficiencias de remoción de sólidos disueltos

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial			m ³ m ⁻² h ⁻¹					
	1			3			5		
	Inicial	Final	(%)	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)
SDT, (mg/L)	2680	1553.81	42.02	2754.40	1922.43	30.20	1840	1948.69	- *
SDV, (mg/L)	1060	434.46	59.01	1063.30	503.15	52.68	518	469.92	9.28
SDF, (mg/L)	1620	1119.36	30.90	1691.10	1419.29	16.07	1322	1478.76	- *
T operación, (d)	16			20			27		

En lo que concierne a los SDF, en la Tabla 10.- se observa que la eficiencia de remoción de este parámetro decae no sólo de manera similar al de los SDV; sino además, hasta el punto de obtener eficiencias negativas, como fue el caso de la prueba correspondiente a la CHS de 5 m³ m⁻² h⁻¹. Este comportamiento puede deberse además, para el caso de los SSF, al efecto conjugado de fenómenos de adsorción y/o desorción dentro de los reactores y a la adición periódica de pequeñas cantidades de agua de la llave para reponer el agua evaporada del tanque de recirculación.

Tabla 11.- Eficiencia de remoción del reactor (UASB).

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial m ³ m ⁻² h ⁻¹		
	1		
	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	2146	1150	46.41
DBO ₅ , (mg/L)	2318	1254	45.90
ST, (mg/L)	3310	1936	41.51
SSV, (mg/L)	1367	500	63.42
T operación, (d)	16		

En la tabla 11 se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO5 obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 45.90 % y para DQOT remociones de 46.41 %.

Tabla 12.- Eficiencia de remoción del reactor (UASB).

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial m ³ m ⁻² h ⁻¹		
	3		
	Inicial	Final (%)	η
DQOT, (mg/L)	2727	1280	53.06
DBO ₅ , (mg/L)	1254	700	44.17
ST, (mg/L)	1936	1254	35.22
SSV, (mg/L)	500	300	40
toperación, (d)	20		

En la tabla 12.- se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO5 obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 44.17 % y para DQOT remociones de 53.06 %.

Tabla 13.- Eficiencia de remoción del reactor (UASB).

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial m ³ m ⁻² h ⁻¹		
	5		
	Inicial	Final (%)	η (%)
DQOT, (mg/L)	4119	1150	72.08
DBO ₅ , (mg/L)	700	400	42.85
ST, (mg/L)	1254	800	36.20
SSV, (mg/L)	300	150	50
toperación, (d)	27		

En la tabla 13.- se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO5 obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 42.85 % y para DQOT remociones de 72.08 %.

Tabla 14.- Eficiencia de remoción del Filtro anaerobio.

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $m^3 m^{-2} h^{-1}$		
	1		
	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	1150	600	47.8
DBO ₅ , (mg/L)	1254	800	36.20
ST, (mg/L)	1936	900	53.51
SSV, (mg/L)	500	254	49.2
t _{operación} , (d)	16		

En la tabla 14.- se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO₅ obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 36.20 % y para DQOT remociones de 47.8%.

Tabla 15.- Eficiencia de remoción del Filtro anaerobio.

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $m^3 m^{-2} h^{-1}$		
	3		
	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	1280	550	57.03
DBO ₅ , (mg/L)	700	350	50.00
ST, (mg/L)	1254	600	52.15
SSV, (mg/L)	300	90	70.00
t _{operación} , (d)	20		

En la tabla 15.- se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO₅ obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 50.00 % y para DQOT remociones de 57.03 %.

Tabla 16.- Eficiencia de remoción del Filtro anaerobio

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$		
	5		
	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	1150	318	72.31
DBO ₅ , (mg/L)	400	150	62.5
ST, (mg/L)	800	200	75.00
SSV, (mg/L)	150	14.54	90.30
toperación, (d)	27		

En la tabla 16.- se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO₅ obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 62.5 % y para DQOT remociones de 72.31 %.

Tabla 17.- promedio de remoción (%)

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$		
	1		
	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	2146	600	72.04
DBO ₅ , (mg/L)	2318	800	65.48
ST, (mg/L)	3310	900	72.80
SSV, (mg/L)	1367	254	81.41
toperación, (d)	16		

En la tabla 17.- se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO₅ obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 65.48 % y para DQOT remociones de 72.04 %.

Tabla 18.- Promedio de remoción de los dos digestores (%).

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $m^3 m^{-2} h^{-1}$		
	3		
	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	2727	550	79.83
DBO ₅ , (mg/L)	1254	350	72.08
ST, (mg/L)	1936	600	69.00
SSV, (mg/L)	500	90	82.00
t _{operación} , (d)	20		

En la tabla 18.- se presenta un resumen de las eficiencias de remoción de DQO total y DBO₅ obtenidas de las aguas residuales usadas en la experimentación. Se puede apreciar que se obtienen remociones de DBO₅ de 72.08 % y para DQOT remociones de 79.83 %.

Tabla 19.- Promedio de remoción de los dos digestores (%).

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $m^3 m^{-2} h^{-1}$		
	5		
	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	4119	318	92.27
DBO ₅ , (mg/L)	700	150	78,57
ST, (mg/L)	1254	200	84.05
SSV, (mg/L)	300	14.54	95.15
t _{operación} , (d)	27		

Eficiencias de remoción obtenidas en la experimentación se muestra el resumen de la eficiencia de remoción de los parámetros hasta ahora evaluados. En las tablas 11, 12, 13, 14, 15,16, 17. 18 y 19.

Tabla 20.- Temperatura promedio de operación

CHS m ³ m ⁻² h ⁻¹	Reactor (T _{promedio})		Promedio Global (°C)
	I (°C)	II (°C)	
1	25	23	24
3	26	25	25.5
5	26	26	26

Dadas las fluctuaciones de la temperatura mostradas en las gráficas, se decidió usar como temperatura de operación para cada corrida, el promedio de las mediciones realizadas en cada uno de los reactores.

Tabla 21.- Condiciones de pH durante la experimentación

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial m ³ m ⁻² h ⁻¹					
	1		3		5	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
pH, (Unidades)	8.4	8.8	8.1	8.8	8.4	9.0
t _{operación} , (d)	16		20		27	

En lo que concierne al comportamiento del pH, tanto como en la Tabla 21.- se puede observar que las aguas residuales usadas en la experimentación presentaron una condición ligeramente alcalina y que ésta, aunque de manera poco pronunciada, tiende a incrementarse en la medida en que el proceso de tratamiento procede. Este comportamiento es normal, ya que en los procesos de oxidación biológica se produce bióxido de carbono (CO₂) mismo que al estar en contacto con el agua, promueve la formación de bicarbonatos y/o carbonatos y por ende, un incremento en la alcalinidad.

CAPÍTULO 5

CONCLUSION

Diversos estudios como este generan una serie de información mediante la cual se puede demostrar los reactores conectados en serie, para tratar aguas de desechos de granjas porcícolas son alternativa para la remoción de materia orgánica lo único requerido es la voluntad de emplearlos en modelos a escala real.

En la fase de arranque, las pruebas hidráulicas realizadas a los reactores sin medio de soporte mostraron que estos no tenían fugas; así mismo estas pruebas realizadas con medio de soporte y bajo cargas hidráulicas superficiales (CHS) de 1,3 y 5 m³ m⁻² h⁻¹ tampoco presentaron fugas, tanto en las tuberías como en las válvulas y conexiones.

En lo que concierne a los caudales correspondientes a las cargas hidráulicas ensayadas, presentaron una variación en la relación al tiempo del orden de $\pm 2\%$.

La eficiencia de remoción en cuanto a la comparación, entre el reactor de flujo ascendente y el filtro anaerobio, fue el filtro el que obtuvo mejor porcentaje de remoción realizadas en el proceso de operación.

En las eficiencias de los parámetros usadas como control, como se mostraron en las tablas se pudo observar la eficiencia fue de 92.27 % de DQO. Estos valores reforzaron la idea de que el sistema de tratamiento en prueba, podría ser útil para tratar las aguas residuales.

En cuanto a la DBO, se observa que la eficiencia de remoción, en las variaciones fueron similares en el fue de 78.57 % al final fue de 700 con la concentración inicial fue de 2318, como se mostro en la tabla anterior sin embargo, al observar las concentraciones finales fue mejor. Por las mayores eficiencias de remoción, pero en menor cantidad esto significa que el proceso fue mejor al final, por las diferentes concentraciones.

En lo que concierne a las eficiencias de remoción de ST y SSV se observo, mayores eficiencias en los sólidos totales al final, al inicial por los valores de 3310 ST las variaciones fueron significativas. En la cual, se observa que la mayor eficiencia de remoción se obtuvo con 84.05 % de ST al final de la concentración fue de 1254, en lo que concierne a los SSV de 95.15 % las variaciones fueron significativo por las concentraciones al inicial de 1367 con respecto al final donde fue de 300 por eso hubo mayor eficiencia de remoción más del 90 %. También el sistema tiene buenas remociones, a pesar de las variaciones es adecuado en el tratamiento de altas concentraciones.

Asimismo se observó que la mayor eficiencia de remoción se obtuvo con la $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ que el de las otras cargas. Sin embargo, al observar las concentraciones finales que estas son prácticamente diferentes, pero hay que tomar en cuenta el factor tiempo de operación; es decir, para lograr las mismas condiciones se requiere mayor tiempo de operación conforme se incrementa la carga hidráulica y la concentración de sólidos en el influente. Así por lo que se recomienda realizar un estudio para determinar la relación entre las cargas hidráulicas superficiales menores a las probadas, el tiempo de saturación de los reactores y qué efectos se producen sobre la remoción de parámetros tales como nutrientes y metales, que se sabe están presentes en aguas residuales como las aquí usadas. Esto indica que se puede realizar más estudios mediante los cuales se analice la factibilidad del prototipo en el campo real. El tiempo de operación para lograr la de remoción aceptable debe aumentarse conforme desde el punto de vista técnico, el sistema estudiado es fácil de construir y operar, requiere de poco espacio, mínimo mantenimiento y no requiere de mano de obra altamente calificada.

BIBLIOGRAFÍA

Ambientum, enciclopedia virtual. Mezcla de materia orgánica procedente de RSU con lodos de EDAR .<http://www.ambientum.com/enciclopedia/residuo>. 2000. Madrid, España.

Chaesis P., Ntkan K. silaparoraset C. (2014). Sucarne molases-based- bio-ethanol wasterter treatmente by two plase – staged- fwo- anaerobic sluber blanket(uasb) combination whit up-fwo UASB and down flow hanging sponge. 69(6), 1974-1980

CIAD – SAGARPA 2009. Manual de buenas prácticas de producción en granjas porcícolas, SENASICA, MEXICO.

C. T. M. J. Frijters, T. Jorna, G. Hesselink, J. Kruit, D. Van Schaick and R. van der Arend (2014) Experiences with anaerobic treatment of fat-containing food waste liquids: two full scale studies with a novel anaerobic flotation reactor. 69(7), pp 1386-1394.

Dirección General de Universidades e Investigación (CEIM) M-30985 – 2006 Universidad de Alcála del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME).

Clark, R.H., Speece, R.E. 1989. The pH tolerance of anaerobic digestion. Advanced water pollution research. Int. Conf. 5th Lay, J.J., Li, Y.Y., Noike, T. 1997. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. Water Research, vol. 31 (10).

Fernández, D. (2002). Fatores que influenciam a digestao anaerobia, revista DAE, Vol.44. N° 137, pp. 88-94. Sao Paulo, Brasil.

G. Lettinga, J.A. Field, R. Sierra-Alvarez, J.B Van Lier and J. Rintala (1991). Future Perspectives for the anaerobic Treatment of Forest Industry Wastewaters 24(3-4), pp 91-102.

Hills, D.J., Nakano, K. 1984. Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes. *Agricultural Wastes*. Vol. 10.

Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (Madrid, octubre de 2007).

Kiely, Gerard, 1999. *Ingeniería Ambiental. Ingeniería Ambiental, Fundamentos, Entornos, tecnologías y Sistemas de Gestión*. Editorial McGraw-Hill/Interamericana de España.

Mang Lu, Li-Peng Gu and Wen-Hao Xu (2014). Treatment of petroleum refinery wastewater using a sequential anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system based on suspended seramsite. 67(9), pp 1976-1983.

Metcalf and Eddy. (1996). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización*. Tomo 1. Editorial Mc-Graw Hill/Interamericana Editores.

Metcalf & Eddy, 1996. *Ingeniería de las aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*, Tomo 2. Editorial Mc-Graw Hill/Interamericana Editores.

Metcalf y Eddy, 1998. *Ingeniería de las aguas Residuales*. Editorial McGraw-Hill Interamericana de España, S.A.U.

Noyola, A. (1992) *Reactores Anaerobios de segunda y tercera generación*. Curso: Bioprosesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM-ORSTOM-IMP, UAM Iztapalapa.

Pavlostathis, S.G., Giraldo-Gómez, E, 1991. Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. *Critical reviews in environmental control*. Vol. 21 (5,6).

John and J. Keller. (1994) Efficient biological nutrient removal in high strength wastewater using combined anaerobic-sequencing batch reactor treatment. *Australia*, pp 315-321. 30(6).

Vázquez, E., Magaña, A., Mendez, R. (1997) Digestión anaerobia de aguas residuales porcícolas. *Tecnología del agua Elsevier Prensa S.A. Barcelona*, pp 67-72 año 97 vol. XVII, N° 161.

SAGARPA. Situación actual y perspectiva de la producción de carne de porción en MEXICO 2009, Coordinación General de Ganadería, MEXICO.

Veeken, A., Hamelers, B. 1999. Effect of temperature on hydrolysis rates of selectes biowaste components. *Bioresource technology*. Vol. 29.

