



Universidad de Quintana Roo

División de Ciencias e Ingenierías



**ESTUDIO DEL TRATAMIENTO DE AGUAS DE
BAJA CARGA ORGÁNICA EN UN SISTEMA
COMBINADO DE FILTROS SUMERGIDOS EN
SERIE.**

TESIS

Para obtener el grado de
LICENCIADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Presenta:

Santiago Javier Ávila Soto

Director de Tesis:

Dr. José Manuel Carrión Jiménez



Chetumal, Quintana Roo, México, Septiembre de 2007.

UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

División de Ciencias e Ingenierías



Tesis elaborada bajo la supervisión del comité de Tesis del programa de Licenciatura y aprobada como requisito para obtener el grado de:

LICENCIADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS

Director: _____

Dr. José Manuel Carrión Jiménez

Asesor: _____

Dra. Elizabeth Miranda Tello

Asesor: _____

Q.F.B. José Luis González Bucio

Asesor Suplente: _____

M.C. Juan Carlos Ávila Reveles

Asesor Suplente: _____

M.C. José Martín Rivero Rodríguez

Chetumal, Quintana Roo, México, Septiembre de 2007.

Dedicatorias

A ti DIOS que me diste la oportunidad de vivir, la dicha de obtener este gran logro y el haberme permitido crecer alado de una familia tan maravillosa.

*Con mucho cariño a mis padres **Santiago Ávila Pérez, Santa Soto Arellano**, que me dieron la vida y que me han apoyado en todo momento. Gracias por darme una carrera para que me pueda forjar un mejor futuro y sobre todo por creer en mí, aunque hemos vivido momentos difíciles ustedes siempre me han apoyado y brindado todo su amor, todo esto se los agradezco de corazón y el que estén conmigo en estos momentos tan maravilloso de mi vida.*

Les dedico esta tesis con todo el amor y cariño mismo que me han dado, los admiro y les amo mucho, este trabajo es un agradecimiento por todo lo que ustedes me han dado desde el inicio de mi vida y sobre todo al comenzar esta gran aventura.

*A mis hermanos **Amner del Jesús Ávila Soto y David Gonzalo Ávila Soto**, gracias por estar conmigo y apoyarme en todo.*

Y un agradecimiento muy especial con amor y cariño a mi tía Ruth (Q.E.P.D), gracias por todo tu cariño y amor que me brindaste cuando estuviste aquí con migo.

A mi familia en general, me gustaría nombrarlos a todos pero son demasiados, pero esto no quiere decir que no me acuerde de cada uno de ustedes, los quiero y aprecio mucho.

“Cuantos hombres se precipitan hacia la luz, no para ver mejor sino para brillar”.

Friedrich Nietzsche (1844 - 1900).

Agradecimientos

Al Dr. José Manuel Carrión Jiménez, gracias por su amistad, paciencia y su constante e incansable apoyo durante el desarrollo de esta tesis y por el tiempo invertido en la supervisión de esta tesis.

Al Q.F.B. José Luis González Bucio, gracias por su amistad y por la enseñanzas impartidas durante la carrera y la realización de esta tesis.

Quiero dar las gracias a la gente que revisó con paciencia este trabajo: Dra. Elizabeth Miranda Tello, M.C. Juan Carlos Ávila Reveles, M.C. José Martín Rivero Rodríguez, gracias por la amistad brindada, las sugerencias y contribuciones que brindaron a este trabajo ya que resultaron de gran utilidad.

A mis amigos Jorge Luis Tejero Gómez, por su amistad y apoyo para la elaboración de esta tesis, "Natalia Sansores Ibarra, Gabriel Kuk, Norberto López y Gerardo España" y a todos los de la generación que convivimos durante 5 años gracias por su amistad.

A la Universidad de Quintana Roo y División de Ciencias e Ingenierías por el apoyo económico brindado para la realización de este proyecto.

A mis profesores que me brindaron toda una amplia rama de herramientas necesarias para alcanzar una amplia gama de conocimientos que me permitirán salir adelante en la vida: Laura Patricia, Norma Oropeza, José Luis Guevara, Mario Rivero, Alberto Pereira, Dr. Víctor Hugo Delgado Blas y Julio Cesar San Juan (Q.E.P.D), Benito Presas y Andrés Verde Alcocer.

A la Q.F.B Magdalena Vázquez y la Tec. Rosymar Illescas, encargadas del laboratorio de usos múltiples, gracias por el apoyo y facilidades otorgadas con el equipo y Materiales necesarios para la realización de esta tesis.

A la maestra Patricia Fragoso; encargada del laboratorio de recursos naturales, que siempre nos apoyo con el equipo para la realización de esta tesis.

A CAPA en especial al organismo operador de esta dependencia por las facilidades brindadas para la recolecta de agua residual necesaria para la realización de esta tesis.

Agradezco al Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT-Gobierno del Estado de Quintana Roo, por la beca otorgada para la realización de esta tesis con Clave: QROO-2006-C01-55927.

TABLA DE CONTENIDO

Introducción.....	9
Antecedentes	14
Objetivo general.....	16
Objetivos particulares	16
Hipótesis	16
Capítulo 1.- Materiales y métodos.....	17
1.1 Ubicación del estudio.....	17
1.2 arreglo experimental	17
1. 3 Agua residual para la alimentada	18
Diagrama 1.- Sistema combinado de filtros sumergidos en serie	19
1. 4 Determinaciones analíticas	20
Tabla 1.1 Parámetros para el seguimiento del reactor	20
1.5 Determinación de Magnesio y Potasio	21
1.6 Simulación del proceso Anaerobio	21
1.6.1 Ecuación Estequeométrica Para Degradación Anaerobia De Materia Orgánica De Agua Residual	21
1. 6. 2 Ecuaciones Estequeométrica usadas por el programa SuperPro-Designer para la simulación de los dos filtros sumergidos	24
1. 7 Cálculo de la potencia de aireación	24

Capítulo II.-	26
2.1 Discusión de los resultados experimentales del FSAN	26
Figura 2.1.- Variación de la carga Orgánica volumétrica alimentada al sistema y concentraciones de Amonio y Nitrato en el efluente. Nitrato, Amonio, COV	28
Figura 2.2.- Efecto de la temperatura en el funcionamiento del FSAN.....	29
Figura 2.3.- Variación de la alcalinidad en el FSAN	30
Figura 2.4.- Eficiencia de remoción de Nitrato en el FSAN.....	31
Capítulo III.-	32
3.1 Resultados y Discusión	32
Tabla 3.1 Frecuencia de las mediciones realizadas en el sistema.	34
Figura 3.1 Eficiencia de remoción de Materia Orgánica (DQO) alcanzada en el sistema combinado.....	35
Figura 3.2 Eficiencias de remoción alcanzadas por el FSA durante el periodo de experimentación.....	36
Figura 3.3 Eficiencias de remoción de DQO y de Nitrato alcanzados en el FSAN.....	37

Capítulo IV.-	38
4.1 Resultados y Discusión	38
Tabla 4.1 Resultados experimentales de la remoción de nitrógeno del sistema combinado para dos valores de α	39
Figura 4.1 Diagrama usado para la simulación del sistema de filtros sumergidos....	39
Tabla 4.2 Parámetros cinéticos usados por el programa para la simulación del sistema de filtros	41
Figura 4.2 Porcentaje de remoción de nitrógeno total en función del caudal de recirculación	42
4.2 Análisis Comparativo del Sistema Combinado con respecto a un Sistema de Lodos Activados	43
Tabla 4.3 Comparativa entre el sistema de filtros sumergidos y el de lodos activados	44
Tabla 4.4 Ventajas y desventajas del sistema de filtros sumergidos VS el sistema de lodos activados (SLA)	45
 Capítulo V.-	 46
5.1 Conclusiones	46
 Literatura citada	 48
 Anexos	 53

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es un problema inquietante a nivel mundial. Las principales fuentes de contaminación son las descargas de aguas residuales generadas por industrias y ciudades. En México se producen alrededor de 255m³/s de aguas residuales urbanas, de las cuales el 80% son recolectadas en las redes de alcantarillado. Éste volumen de agua residual representa 2.17 millones de toneladas de DBO₅ generadas anualmente, de ésta producción tan solo 0.51 millones de toneladas son removidas en los sistemas de tratamiento. De lo anterior se desprende que únicamente el 29% de las aguas residuales que desechan los centros urbanos del país reciben algún tipo de tratamiento (CNA, 2005). Debido a la problemática anterior, la búsqueda de tecnologías eficientes y de bajo costo para el tratamiento de esta agua se ha vuelto una necesidad imperante.

Para el caso especial de aguas residuales municipales las opciones de tratamiento biológico mayormente seleccionadas son los procesos de lodos activados aerobios. Estos procesos poseen un alto costo de operación, debido a la energía suministrada para la aireación del reactor. Recientemente ha surgido el interés en la aplicación de procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales municipales. El interés en el uso de reactores anaerobios surge principalmente por el ahorro energético en la no utilización de aire en el reactor, y sobretodo que en la actualidad en algunas ciudades de América Latina, las aguas residuales domésticas tienen temperaturas superiores a 18 °C durante los 12 meses del año (Ph. Conil, 1996). Estas temperaturas cálidas son importantes donde los procesos anaerobios son muy sensibles a la temperatura (Malina Y Pohland, 1992, y Van Andel y Lettinga, 1994), y a la alcalinidad de medio; diversos estudios han mostrado que el intervalo óptimo de temperatura para estos procesos se sitúa entre 35 y 40 °C (Grady *et al*, 1999).

Otra opción potencialmente atractiva en los procesos anaerobios es la producción de biogás. En efecto el biogás producido es utilizado como una fuente energética disponible por el proceso anaerobio en el reactor. Además la baja producción de lodos en estos sistemas representa un ahorro significativo comparado con los procesos aerobios.

Reactores como el UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), que provino básicamente de 3 laboratorios de Bélgica y Holanda (Conil, 1996), y la tecnología filtros sumergidos han sido aplicados con éxito en el tratamiento de aguas residuales municipales (Lew *et al.*, 2004, Pontes *et al.*, 2003, Vieira *et al.*, 1994. Young, 1991).

La biodegradación anaerobia de la Materia Orgánica en estos sistemas se realiza mediante una comunidad microbiana que crece ya sea en gránulos como en el caso de los reactores UASB o sobre un soporte de fijación para el caso de los Filtros Sumergidos. Según diversos estudios (Haandel y Lettinga, 1994, Malina y Pohland, 1992), la degradación anaerobia de compuestos orgánicos es un proceso complejo y se considera como un proceso secuencial de cuatro etapas y requiere del metabolismo coordinado de diferentes grupos de bacterias. Las etapas principales del proceso son:

☞ Hidrólisis

En este proceso la Materia particulada compleja es convertida a compuestos disueltos con un peso molecular más bajo. El proceso requiere de la mediación de exoenzimas que son excretadas por bacterias fermentadoras. Las proteínas son degradadas, vía polipéptidos, a aminoácidos, los carbohidratos son transformados a azúcares solubles (mono y disacáridos), y los lípidos son convertidos a cadenas largas de ácidos grasos y glicerina. En la práctica, la tasa hidrolítica puede ser limitante para la tasa de la digestión anaerobia en general (Van Haadel y Lettinga 1994). En particular la tasa de conversión de los lípidos disminuye significativamente a temperatura debajo de los 20°C.

☞ Fase Acidogénica

Los compuestos disueltos generados en la etapa de licuefacción (hidrólisis), son absorbidos por las células de bacterias fermentadoras y después de pasar por un proceso acidogénico son excretados como compuestos orgánicos simples tales como ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico y compuestos minerales tales como el bióxido de carbono, hidrogeno, amoniaco y ácido sulfhídrico en forma gaseosa. La fermentación acidogénica es llevada a cabo por un diverso grupo de bacterias, de las cuales la mayoría son anaerobias estrictas.

Sin embargo, algunas son facultativas y también pueden metabolizar Materia Orgánica por vías oxidativas (Van Haandel y Lettinga, 1994).

☞ Acetogénesis

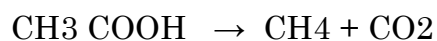
Los productos de la acidogénesis son convertidos en productos finales para obtener la producción del metano: acetato, ácido acético, hidrógeno y bióxido de carbono. Una fracción de aproximadamente el 70 por ciento de la DQO originalmente presente en el influente es convertida a ácido acético y lo que resta es concentrado en forma de hidrógeno. Dependiendo del estado de oxidación de la Materia Orgánica original, la formación de ácido acético puede ser acompañada por la formación de bióxido de carbono o hidrógeno.

Como las aguas residuales son una mezcla de diferentes contaminantes orgánicos, es posible que ambos procesos se den simultáneamente, pero generalmente se forma más hidrógeno que bióxido de carbono debido a que el número de electrones que se encuentran disponibles en la Materia Orgánica es generalmente mayor que cuatro por átomo de carbón. Consecuentemente, la conversión de la Materia Orgánica del efluente a ácido acético es acompañada por la formación de hidrógeno (Van Haandel y Lettinga, 1994).

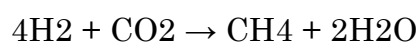
☞ Fase Metanogénica

La metanogénesis es la última en el proceso de degradación de la Materia Orgánica, y es llevada a cabo por el grupo de las bacterias metanogénicas, esta etapa es frecuentemente el paso limitante de la tasa general de la digestión, aunque a temperaturas bajas la hidrólisis también puede ser el paso limitante. Esta se realiza en dos formas:

Metanogénesis acetotrófica:



Metanogénesis hidrogenotrófica:



Las bacterias que producen metano a partir del hidrógeno y bióxido de carbono crecen más rápido que las que utilizan acetato (Henze y Harremoes, 1983, Van Haandel y Lettinga, 1994), por lo que los metanógenos acetotróficos son los limitantes de la tasa de transformación de las macromoléculas del agua residual a biogás.

De los diferentes grupos de bacterias involucradas en la conversión de la Materia Orgánica del influente, todas ejercen actividad anabólica como catabólica. Por lo tanto, paralelamente a la liberación de los diferentes productos de fermentación, se forma nueva biomasa asociada con los cuatro procesos de convección descritos anteriormente (Van Haandel y Lettinga, 1994). Por conveniencia, los tres primeros procesos son a veces agrupados y denominados fermentación ácida, y al cuarto se le refiere como fermentación metanogénica, resumiendo así el proceso de la digestión anaerobia a dos etapas: fermentación ácida o licuefacción y fermentación metánica (Ramalho, 1993).

Dos puntos importantes deben de ser resaltados con respecto a los diferentes procesos que ocurren durante la digestión anaerobia:

La remoción de la Materia Orgánica, durante la fermentación ácida está limitada a la liberación de hidrógeno. Según (Van Haandel y Lettinga, 1994) solo el 30% de la Materia Orgánica es convertida a metano por vía hidrogenotrófica. Por lo tanto, una condición necesaria para la remoción eficiente de la Materia Orgánica en los sistemas de tratamiento anaerobio es que se desarrolle una cantidad suficiente de metanógenos acetotróficos.

La fermentación ácida tiende a causar un decremento en el pH debido a la producción de ácidos grasos volátiles y otros intermediarios que se disocian y producen patrones. Como la metanogénesis sólo se desarrollará bien en valores de pH neutrales, se dará una inestabilidad si, por alguna razón, la tasa de remoción de ácido por la producción de metano cae por debajo de la tasa de producción de ácido: la producción neta de ácido tendrá a disminuir el pH, y en consecuencia reducir aún más la actividad metanogénica. En lenguaje común a esto se le denomina como “agriamiento” del contenido anaerobio del reactor. Esta es la falla operacional más común de los sistemas de tratamiento anaerobios. El peligro del agriamiento del reactor se puede evitar manteniendo el balance adecuado entre la fermentación ácida y metanogénica, lo que

significa que tanto la capacidad metanogénica, como la amortiguadora (buffer) deben ser suficientemente altas. (Van Haandel y Lettinga, 1994).

Por otra parte un punto importante en el funcionamiento de sistemas de tratamiento anaerobios es el caso de alcalinidad, se debe mantener una alcalinidad adecuada en el agua residual del afluente para mantener un pH mínimo de 7, ya que debajo de éste pH la actividad de los microorganismos presentes en el reactor empieza a disminuir notablemente (Van Haandel y Lettinga, 1994, Ramalho, 1993). Normalmente la alcalinidad de aguas residuales municipales oscila entre los 400 mg como CaCO_3/L ; por lo cual es necesaria la adición de bicarbonato de sodio para elevar la alcalinidad del agua. Esto representa un aumento en los costos de operación de estos reactores. Además como se ha mencionado la velocidad de remoción de Materia Orgánica en los procesos anaerobios, depende fuertemente de la temperatura: Sin embargo se cuenta con la ventaja de la producción de biogás, el cual puede ser usado como fuente energética para elevar la temperatura del agua residual sin incrementar los costos de operación. El problema principal radica en que la elevación de temperatura está en función de la concentración de DQO del agua residual, como se demuestra en trabajo realizado por (Hall 1992.), a concentraciones de Materia Orgánica en el agua residual afluente menores de 1500 mg DQO/L no se produce la cantidad de metano suficiente para poder ser utilizado como fuente de energía para elevar la temperatura del agua residual del afluente; por lo que el proceso por debajo de estas concentraciones prácticamente se realiza a temperatura ambiente. Esto representa una limitante con respecto a su aplicación en aguas residuales municipales donde las concentraciones de DQO rara vez sobrepasan los 700 mg DQO/L. Por lo cual es imposible obtener elevaciones de temperatura adecuadas.

ANTECEDENTES

Los sistemas anaerobios en el pasado prácticamente sólo se usaban para el tratamiento de lodos provenientes de los sistemas aerobios. Los progresos en la investigación de estos sistemas habían sido muy pobres ya que todos se fundamentaban en los escasos conocimientos que se tenían del fenómeno anaerobio; fue a partir de 1950 que este grupo de sistemas recibió un gran impulso lo cual aumentó los conocimientos y cambió los fundamentos de diseño de los digestores, que dieron lugar a nuevos sistemas: filtro anaerobio de flujo ascendente (1960), manto de lodo de flujo ascendente (1978), Reactor de biopelícula inmovilizada (1985), reactor de lecho fluidizado (1985) (; Lettinga *et al.*, 1983, Switzembaum, 1983, Van.Der.Berg. L., 1986). Lettinga *et al.* (1993) presenta un análisis de la viabilidad del tratamiento anaerobio en países de clima tropical (principalmente en reactores UASB), concluyendo que ofrece una interesante alternativa de saneamiento en los países en vías de desarrollo. Dicha viabilidad se deduce de los resultados obtenidos en digestores industriales utilizados en Colombia (Cali, 1983-89; Bucaramanga, 1990), en la india (Kampur, 1989), en Brasil (Campina Grande, 1990), que son aplicaciones de investigaciones de laboratorio y planta piloto desarrolladas por el grupo de Lettinga desde 1976 en Holanda (Van der Last y Lettinga, 1992).

La tecnología de filtros sumergidos se ha presentado en años recientes como una alternativa atractiva en el tratamiento de aguas residuales con altas concentraciones de Materia Orgánica y nitrógeno. Esto debido principalmente a su flexibilidad para combinarse con otros sistemas de tratamiento, así como también a sus volúmenes de reactor pequeños, debido a las altas concentraciones de biomasa que se alcanzan por el uso de un soporte de fijación en el reactor. Sin embargo los filtros sumergidos anaerobios son muy sensibles a la temperatura En trabajo realizado por Sharon *et al.*, (2005) observaron el efecto de bajas temperaturas (12°-16°C) en la remoción anaerobia de Materia Orgánica de agua residual de alta fuerza (concentraciones de 1000 a 5000 mg DQO/L) en un Filtro Sumergido Anaerobio. Su estudio reveló que durante un periodo de seis meses la operación del filtro fue estable con porcentajes de remoción de 80-85%. Sin embargo después de éste periodo se presentó un colapsamiento del reactor y los porcentajes de remoción disminuyeron drásticamente. La caída en la eficiencia del Filtro fue explicada en términos de cambios en la comunidad microbiana presente en el filtro debido a las

condiciones criofílicas. Este trabajo evidenció la importancia de la temperatura en el proceso de degradación de Materia Orgánica. Sin embargo éste tipo de Filtros presenta la ventaja de remover Nitrito y Nitrato del agua residual, lo cual no es factible en sistemas aerobios. Esta característica ha sido aprovechada para combinar dos Filtros Sumergidos en un sistema en el cual se utiliza un Filtro Anaerobio y un Filtro Aerobio en serie. En estos sistemas el agua nitrificada en un filtro aireado es alimentada a un segundo filtro anóxico para convertir el Nitrato y Nitrito a nitrógeno molecular bajo condiciones de temperatura regulada. Esta combinación ha demostrado ser altamente eficiente en la degradación de Materia Orgánica y la remoción completa de nitrógeno en aguas residuales municipales con altas concentraciones de nitrógeno (Jiménez *et al.*, 1987; Cecen y Gonenc, 1992).

Por otra parte recientemente ha surgido el interés en el Estado de Quintana Roo, en el uso de sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales municipales. Dicho interés se debe principalmente por las ventajas energéticas mencionadas de este tipo de sistemas, así como del clima tropical presente en la zona. Por lo anteriormente mencionado surge el objetivo del presente trabajo de tesis de estudiar la aplicación de un sistema combinado de Filtros Sumergidos Anaerobio y Aerobio, en la remoción de Materia Orgánica y nitrógeno del agua residual del Municipio de Othón P. Blanco bajo condiciones de temperatura ambiente.

OBJETIVO GENERAL:

- ✓ Evaluar el funcionamiento de un sistema combinado de dos filtros sumergidos en la remoción de Materia Orgánica y nitrógeno de aguas residuales municipales a temperatura ambiente.

OBJETIVOS PARTICULARES:

- ✓ Evaluar el funcionamiento del filtro sumergido anaerobio en función de la temperatura.
- ✓ Arrancar y estabilizar un sistema de dos filtros sumergidos aerobio y anaerobio a temperatura ambiente.
- ✓ Evaluar el funcionamiento de un sistema de dos filtros sumergidos conectados en serie.
- ✓ Realizar un análisis de costos, operación y eficiencia del sistema.

HIPÓTESIS:

Es posible aplicar la tecnología anaerobia (FA), en el tratamiento de las aguas residuales municipales en el estado de Quintana Roo, a bajos costos en comparación con la tecnología aerobia (aireación extendida) con una remoción de Materia Orgánica eficiente.

CAPÍTULO 1

1. Materiales y métodos

1.1 Ubicación del estudio

Las unidades experimentales se ubicaron en el laboratorio de Química ambiental de la Universidad de Quintana Roo, en el Municipio de Othón P. Blanco.

1.2 Arreglo experimental

En el estudio se utilizó un sistema combinado de dos filtros sumergidos, un filtro sumergido anaerobio (FSAN) y un filtro sumergido aerobio (FSA) de flujo ascendente a escala laboratorio, para esto se emplearon dos columnas cilíndricas construidas en vidrio (con un diámetro interno de 12.5 cm, altura: 60 cm, con un volumen efectivo total: 7.5 L., un volumen útil: 5.03 L., y un volumen efectivo de tratamiento: 2.6 L).

Las columnas fueron empacaron con anillos Raschig de cerámica con un área superficial de $250 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Cerámica PYNCO, México). El sistema se construyó con tres puertos de muestreo de anillos, y dos puertos de alimentación de líquido, uno colocado en la parte inferior del reactor por donde se alimentó el agua residual a tratar (*Afluente*) y el otro puerto se colocó a 200 mm por debajo de los bordes superiores del reactor, por donde se evacuó el efluente ya tratado, el filtro sumergido anaerobio contó con una salida en la parte superior del reactor superior que se uso para liberar el biogás (CH_4) producido, (Ver la Figura 1, en la cual se presenta explícitamente el arreglo experimental de los filtro sumergidos).

1. 3. Agua residual para la alimentación

La alimentación del sistema se realizó con agua residual municipal proveniente del cárcamo Comonfort y de la planta de tratamiento de aguas residuales Centenario. El agua residual se alimentó y se recirculó por medio de bombas peristálticas Masterflex con controlador (Cole-Palmer, USA). Por cada 20 litros de agua residual se agregó: 1 gr de sulfato de magnesio, 0.5 gr de sulfato de potasio y 5gr de de bicarbonato de sodio.

El flujo de aire en el FSA se reguló por medio de un controlador de flujo másico (Aalborg, USA), y se alimento al filtro por medio de un difusor de vidrio de placa porosa, con el cual se logro la aireación adecuada para este FSA.

El filtro sumergido anaerobio fue inoculado con 1 litro de licor mixto que provino de un digestor anaerobio. El filtro sumergido aerobio se inoculo con 1 L de licor mixto que provino de un reactor de lodos activados (Planta Centenario).

Diagrama 1.- Sistema combinado de filtros sumergidos en serie.

Nota.- ver anexos.

1. 4. Determinaciones Analíticas

La concentración de Materia Orgánica en el sistema se midió como (DQO), usando el método de digestión en un reactor Hach, el Amonio (NH_4), Nitrito (NO_2), y Nitrato (NO_3) se determinaron mediante métodos Nessler, Acido Sulfanílico y de reducción de Cadmio respectivamente. Las muestras de agua fueron digeridas y destiladas usando el método semimicro Kjeldahl para análisis de nitrógeno total Kjeldahl (NTK). La Materia Orgánica se midió como DQO con un reactor de digestión y kits comerciales HACH (USA). La frecuencia de las mediciones se muestra en la Tabla 1.1. El pH se midió con un potenciómetro Cole Parmer (USA).

Parámetros	Mediciones/semana
pH	6
DQO (mg/L)	3
Sólidos suspendidos totales (ml/L)	1
Alcalinidad (mgCaCO_3/L)	3
Amonio (mg/L)	1
Nitrógeno total (mg/L)	1
Nitrito (mg/L)	
Temperatura	18

Tabla 1.1.- Parámetros para el seguimiento del reactor.

1.5.- *Determinación de Magnesio y Potasio*

Las concentraciones de los metales pesados Magnesio (Mg) y Potasio (K) se midieron por el método gravimétrico con base a lo descrito en APHA, (1995).

1.6.- *Simulación del proceso Anaerobio*

La simulación del proceso anaerobio de degradación de Materia Orgánica en el FSN se realizó mediante el programa SuperPro Designer (Cherwell Scientific, USA)

1.6.1.- *Ecuación Estequiométrica Para Degradación Anaerobia De Materia Orgánica De Agua Residual*

La ecuación estequiométrica que considera la degradación anaerobia de Materia Orgánica suministrada al programa SuperProDesigner para realizar las simulaciones del proceso se calculó con el método de semireacciones de McCarty (GRADY, 1999). En éste método la ecuación estequiométrica se define como:

$$R = R_d - f_e R_a - f_s R_c \quad (1.1)$$

$$f_s + f_e = 1 \quad (1.2)$$

Donde:

R= Reacción estequiométrica completa balanceada

R_d = Reacción media para el donador de electrones

R_a = Reacción media para el aceptor de electrones

R_c = Reacción media para la síntesis celular

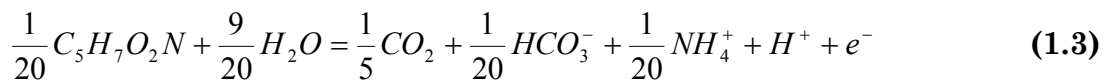
f_s = fracción del donador de electrones usado en la síntesis celular

f_e = fracción del donador de electrones usado para energía

Las reacciones intermedias consideradas para el proceso anaerobio fueron:

1.- Reacción para síntesis celular de las bacterias. (R_c)

a).- Amonio como fuente de nitrógeno:



Donde: $C_5H_7O_2N$ representa la concentración de biomasa es importante mencionar que 1 mg de $C_5H_7O_2N$ equivale 1mg de SSV y es a su vez a 1.18 mg SST

2.- Reacción para aceptor de electrones (R_a)

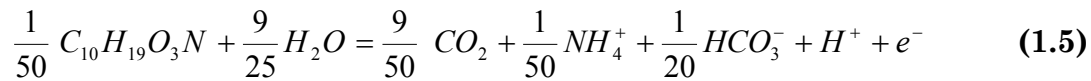
a).- Dióxido de Carbono



3.- Reacción para donantes de electrones (R_d)

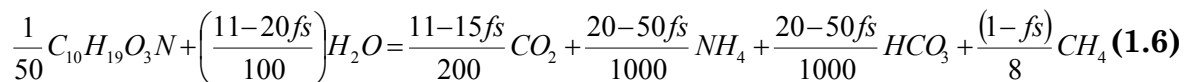
Donador Orgánico (reacción heterótrofa)

a).- Aguas residuales domésticas



Donde: $C_{10}H_{19}O_3N$ representa la fórmula para la Materia Orgánica presente en el agua residual domestica. Es importante mencionar que 1 mg de $C_{10}H_{19}O_3N$ equivale a 2 mg DQO

La reacción estequiométrica R calculada



$$fs = \frac{mgDQOBiomasa}{mgDQOSustrato} \quad \text{ó} \quad fs = \frac{mgDQOX}{mgDQOS}$$

fs = Coeficiente rendimiento celular

S = sustrato

O₂ = Oxígeno

NH₄⁺ = Amonio

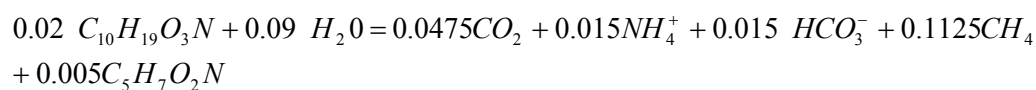
HCO₃⁻ = Bicarbonato

X = Biomasa

CO₂ = Dióxido de carbono

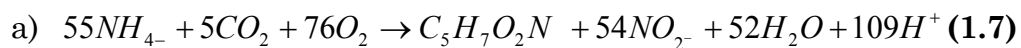
CH₄ = Metano

Definiendo un fs de 0.01 se obtienen los siguientes coeficientes estequiométricos en base molar.

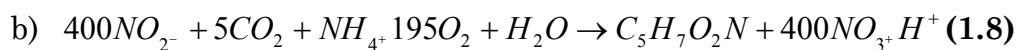


1.6.2.- Ecuaciones Estequeométrica usadas por el programa SuperPro-Designer para la simulación de los dos filtros sumergidos.

Ecuación Estequeométrica para que describe las reacciones de nitrificación (McCARTY P. L. y HAUG R. T., 1977):



La ecuación **a** es para el primer pasó de la nitrificación.



La ecuación **b** es para el segundo pasó de la nitrificación.

Ecuación Estequeométrica para la desnitrificación (Metcalf & Eddy, 2003):



1.7.- Cálculo de la Potencia de aireación

La capacidad requerida de los sopladores de aire en el FSA se calculó mediante la siguiente expresión (Tchobanoglous):

$$Q_{\text{aire}} = \frac{TRTO}{(ERTO)(O_2)(\gamma_{\text{aire}})(1440\text{min}/d)} \quad (2.0)$$

Donde Q_{aire} es el flujo requerido de aire, (m³/min), TRTO el requerimiento de oxígeno, (kg/d); ERTO es la eficiencia real de transferencia de oxígeno, expresada como fracción, O₂ porcentaje en fracción de oxígeno en el aire por el peso (0.2315) y γ_{aire} es el peso específico del aire (1.20 kg/m³ a una atmósfera y 20 °C).

El poder soplador que se requiere se determinó a partir de la ecuación **(2.1)** donde P₂ refleja la pérdida de presión en el impulsor, los equipos de aireación y en los accesorios del sistema de aireación y la presión de funcionamiento.

$$P_w = \frac{W_{aire}RT_1}{29.7ne} \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{0.283} - 1 \right] \quad (2.1)$$

Donde

P_w = potencia requerida por el soplador, KW

W_{aire} = peso del flujo de aire, kg/s

R = constante universal de los gases, 8.314 kJ / k mo · °K

T_1 = temperatura absoluta a la entrada, °K

P_1 = presión absoluta a la entrada, atm

P_2 = presión absoluta a la salida, atm

$n = (k-1)/k = 0.283$ para el aire

$k = 1.395$ para el aire

e = eficiencia (en compresores, normalmente entre 0.70 y 0.90)

CAPÍTULO II

En éste capítulo se presentan los resultados del estudio del sistema combinado de dos filtros sumergidos, así como la discusión de los mismos. El estudio consistió en la evaluación del funcionamiento de un filtro anaerobio a temperatura ambiente y la eficiencia de remoción de Materia Orgánica y nitrógeno del sistema combinado de filtros.

2.1.- Discusión de los resultados experimentales del FSAN.

El periodo de estabilización para los dos filtros en serie fue de 6 meses. Durante el periodo de estabilización y la primera etapa del estudio, el sistema funcionó sin recirculación de agua residual. En la primera etapa del estudio se evaluó el efecto de la temperatura en la eficiencia de remoción de Materia Orgánica del FSAN. La Figura 2.1 presenta las variaciones observadas en las concentraciones de Amonio y Nitrato en el agua residual alimentada al sistema durante un periodo de 120 días. Las concentraciones de Nitrito observadas en este periodo se mantuvieron por debajo de los 2 mg N-NO₂/L. esta Figura también presenta las variaciones de la carga Orgánica volumétrica (COV) suministrada al sistema, medidas en función de la DQO. La COV promedio calculada fue de 0.71± 0.21 kg DQO/m³d. en esta etapa de la investigación se evaluó el funcionamiento del FSAN durante el periodo comprendido entre los meses de septiembre y diciembre para observar el efecto de la temperatura en la remoción de la Materia Orgánica. Durante este periodo de estudio las temperaturas más bajas fueron observadas a finales de noviembre y durante el mes de diciembre la Figura 2.2, muestra los resultados experimentales del efecto de la temperatura en la eficiencia de remoción del FSAN, como puede

observarse en esta Figura la eficiencia decrece conforme la temperatura disminuye, presentando una fuerte caída en su funcionamiento a temperaturas cercanas a 20°C (condiciones de tratamiento psicrófilas). Los resultados experimentales fueron ajustados mediante una ecuación potencial de la forma: $\% = 0.02354 \cdot T^{2.32}$ ($r^2 = 0.62$). La fuerte caída en la eficiencia del FSAN podría ser debida a un cambio en la comunidad microbiana presente en el soporte de fijación. En efecto en trabajo realizado por McHugh *et al*, (2005), se reporta un cambio en la comunidad microbiana de un filtro sumergido anaerobio, utilizado para el tratamiento psicrófilo de aguas residuales industriales de alta concentración de Materia Orgánica; como resultado de las condiciones psicrófilas del tratamiento (14°C) en el filtro anaerobio. Este cambio poblacional afecta significativamente la eficiencia del Filtro disminuyendo la remoción de Materia Orgánica hasta en un 60%. Sin embargo se ha reportado también que la presencia de componentes inhibitorios como metales pesados afectan la eficiencia de tratamiento en los filtros anaerobios. Metales como el potasio y el magnesio son moderadamente inhibitorios a concentraciones de alrededor de 2500 y 1000 mg/L respectivamente (Malina y Pohland, op. Cit.). Durante el periodo de investigación sobre el FSNA las concentraciones promedio medidas de K y Mg en el agua residual alimentada, estuvieron dentro de los intervalos de 300 ± 156 y 500 ± 125 mg/L respectivamente. Por lo cual se descartaron como inhibidores del proceso anaerobio en el Filtro. Otro factor importante a considerar es la alcalinidad, ya que se ha reportado que en estos sistemas anaerobios se debe mantener una alcalinidad superior a 2000 mg/L como CaCO_3 , para mantener un pH adecuado (~ 7). La Figura 2.3 presenta los valores de alcalinidad medidos en el FSAN. Como se puede observar los niveles de alcalinidad presentes en el sistema son adecuados para el buen funcionamiento del mismo, por lo cual la caída de eficiencia del sistema se puede atribuir como se mencionó anteriormente a las condiciones psicrófilas presentes en el tratamiento.

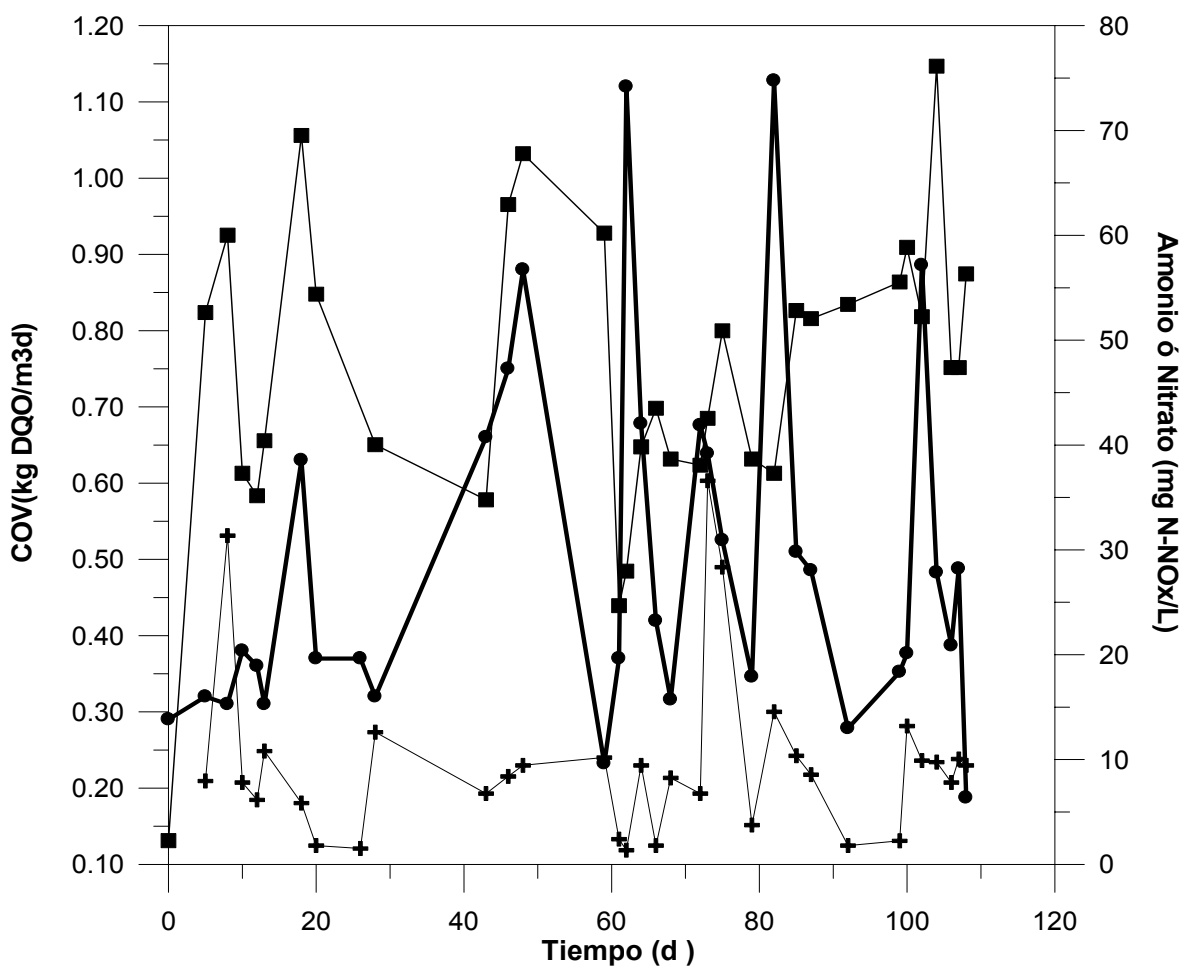


Figura 2.1.- Variación de la carga Orgánica volumétrica alimentada al sistema y concentraciones de Amonio y Nitrato en el efluente. + Nitrato, ■ Amonio, ● COV.

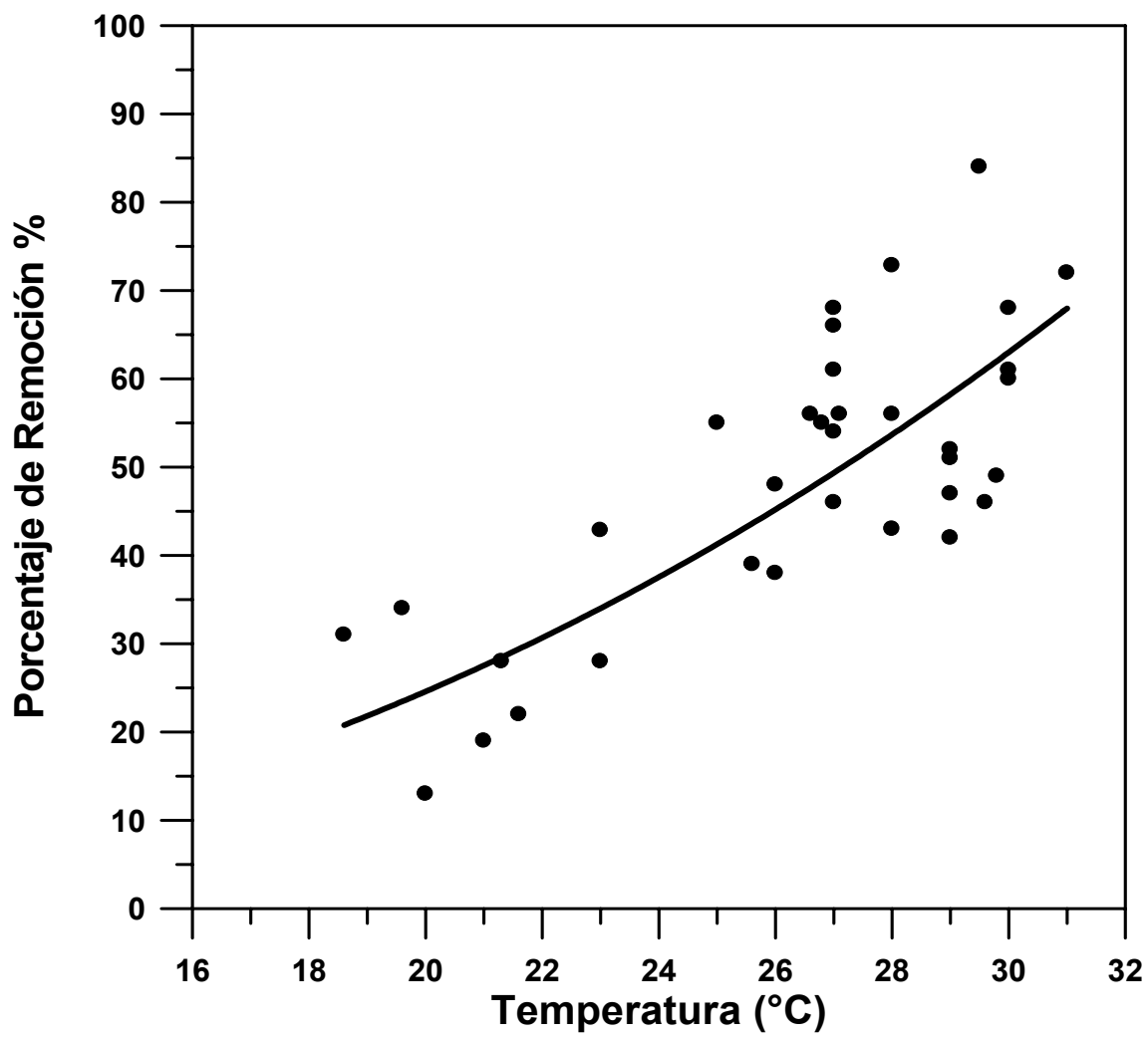


Figura 2.2.- Efecto de la temperatura en el funcionamiento del FSAN.

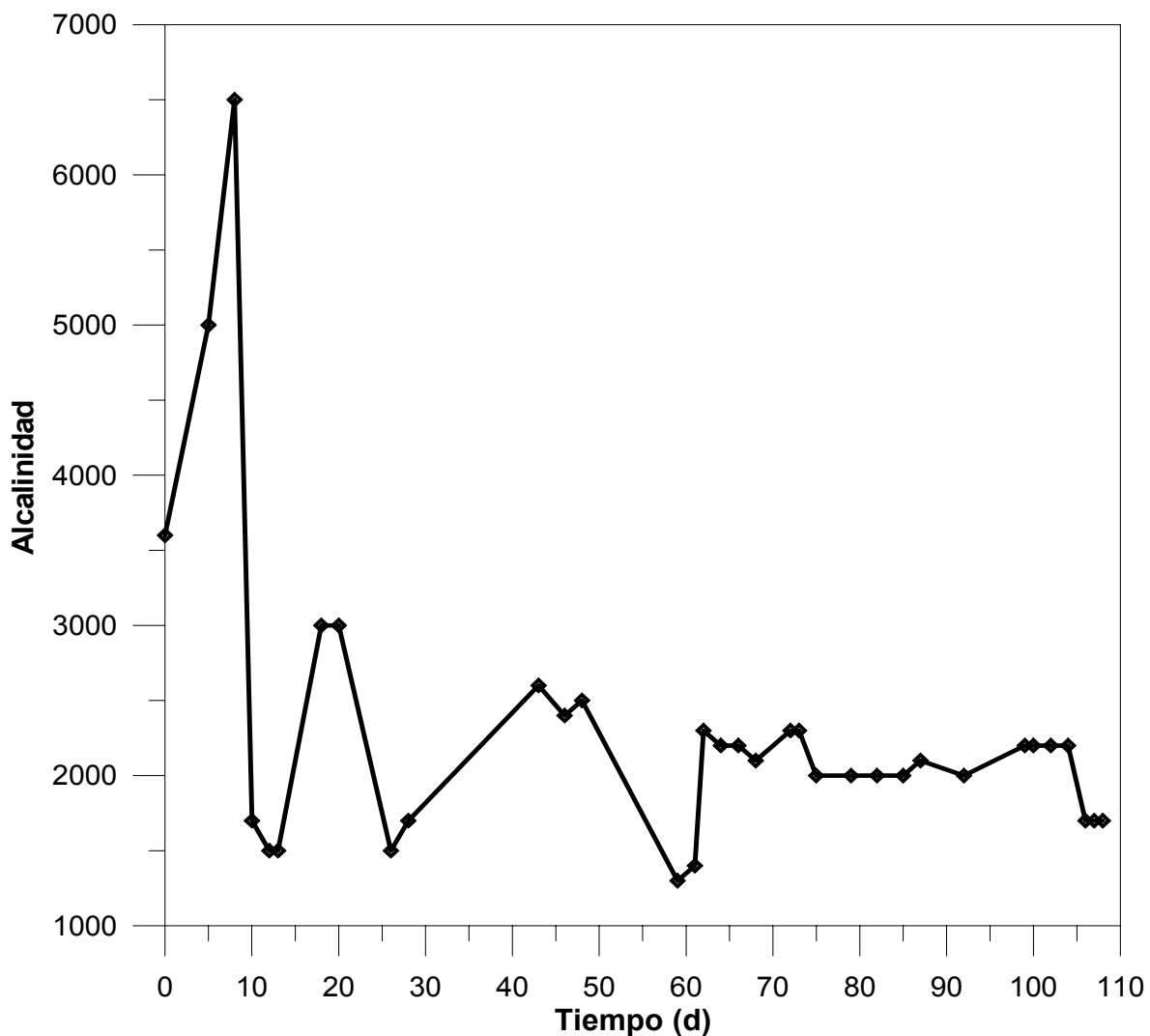


Figura 2.3.- Variación de la alcalinidad en el FSAN.

Por otro lado las eficiencias de remoción de Nitrato alcanzadas en el FSAN son mostradas en la Figura 2.4. Como puede observarse se presenta una buena remoción de Nitrato como resultado de la presencia de zonas anóxicas donde actúan bacterias desnitrificantes en el FSAN. Esto representa una ventaja atractiva en el uso del FSAN en conjunto con un sistema aerobio, donde es bien conocido que los sistemas aerobios de tratamiento son capaces de remover Materia Orgánica y Amonio, sin embargo el Amonio removido solo es

transformado a Nitrato. Por lo que un sistema combinado aerobio anaerobio podría eliminar tanto Materia Orgánica, así como Amonio y Nitrato.

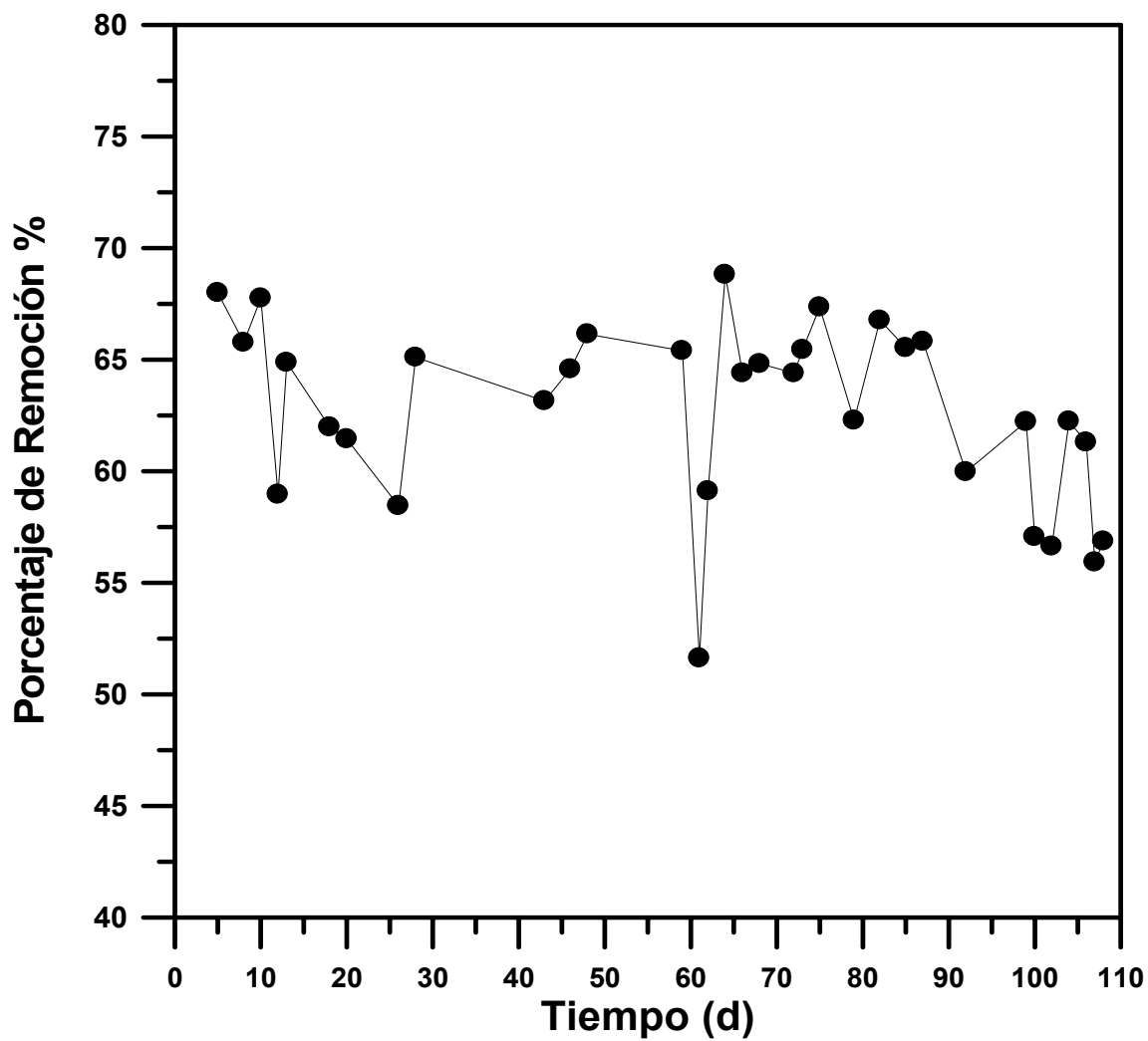


Figura 2.4.- Eficiencia de remoción de Nitrato en el FSAN.

CAPÍTULO III

En éste capítulo se presentan los resultados del estudio de un sistema combinado de filtros sumergidos en serie. Éste sistema combinado presentó una mayor eficiencia de remoción de Materia Orgánica con respecto al FSA. Además el sistema combinado mostró una buena capacidad de remoción de Amonio, Nitrito y Nitrato por las capacidades combinadas de remoción del reactor anaerobio y aerobio.

3.1.- Resultados y Discusión

En la segunda etapa de éste trabajo se realizó una evaluación del funcionamiento de un sistema combinado de Filtros Sumergidos en serie (FSS), el arreglo experimental es mostrado en la Diagrama 1. La Tabla 3.1 presenta la frecuencia de medición de parámetros llevada a cabo en este sistema combinado. El sistema de filtros sumergidos trabajó a un tiempo hidráulico de 4.7 hr. El flujo de recirculación del efluente nitrificado del FSA se mantuvo a una proporción de 0.4 veces el flujo de alimentación al sistemas. La Figura 3.1 presenta la eficiencia de remoción de Materia Orgánica alcanzada en el sistema combinado. El sistema presentó una gran estabilidad en la degradación de Materia Orgánica aun trabajando a temperaturas cercanas a 20 °C. Esta estabilidad se debió a la adición del FSA, logrando éste por si solo, alcanzar eficiencias de remoción de hasta el 97%, tal como lo muestra la Figura 3.2. Estos resultados coinciden con lo mencionado en la literatura, donde los procesos aerobios son más eficientes a bajas temperaturas que los procesos

anaerobios (R. Reyes Mazzoco y *et al*, 1997), con esto podemos decir que el sistema combinado tiene una buena remoción de Materia Orgánica en comparación con el FSAN, en el cual la remoción de la Materia Orgánica depende fuertemente de las temperaturas alcanzadas en el interior del reactor. Otra ventaja interesante que muestra el sistema combinado es la remoción de Nitrato, la cual se realiza en el FSAN. Como se puede observar en la Figura 3.3 el FSAN alcanza eficiencias de remoción de Nitrato cercanas al 99%. Es evidente que estos valores altos en la evaluación del FSAN muestran que los microorganismos heterótrofos desnitrificantes, utilizaron la Materia Orgánica presente en el agua residual alimentada al sistema. Debido a estas condiciones no se presentó ninguna limitación con respecto a la fuente Orgánica, por lo que no es necesario adicionar alguna fuente carbono adicional. Esto representa una opción interesante en el tratamiento de aguas residuales con concentraciones elevadas de Amonio. La capacidad de un sistema combinado de filtros sumergidos en el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de Amonio fue demostrada en trabajo realizado por (Cecen y Gonenc 1994), donde el sistema alcanzó eficiencias de remoción de nitrógeno del 60%; además de eficiencias cercanas al 99% de remoción de Materia Orgánica a cargas volumétricas de 5 kg DQO/m³d logradas en el filtro sumergido aerobio (FSA). Esto implica una ventaja adicional en el caso específico del sistema estudiado en ésta tesis, ya que el FSA puede trabajar a cargas volumétricas mayores, lo cual conlleva la posibilidad de un volumen de reactor más pequeño al reportado en éste trabajo.

Mediciones	Fecha de la medición
0	18/12/2006
1	20/12/2006
2	21/12/2006
3	29/12/2006
4	04/01/2007
5	11/01/2007
6	15/01/2007
7	18/01/2007
8	19/01/2007
9	22/01/2007
10	23/01/2007
11	08/02/2007
12	12/02/2007
13	21/02/2007
14	23/02/2007
15	16/03/2007
16	23/03/2007

Tabla 3.1.- Frecuencia de las mediciones realizadas en el sistema.

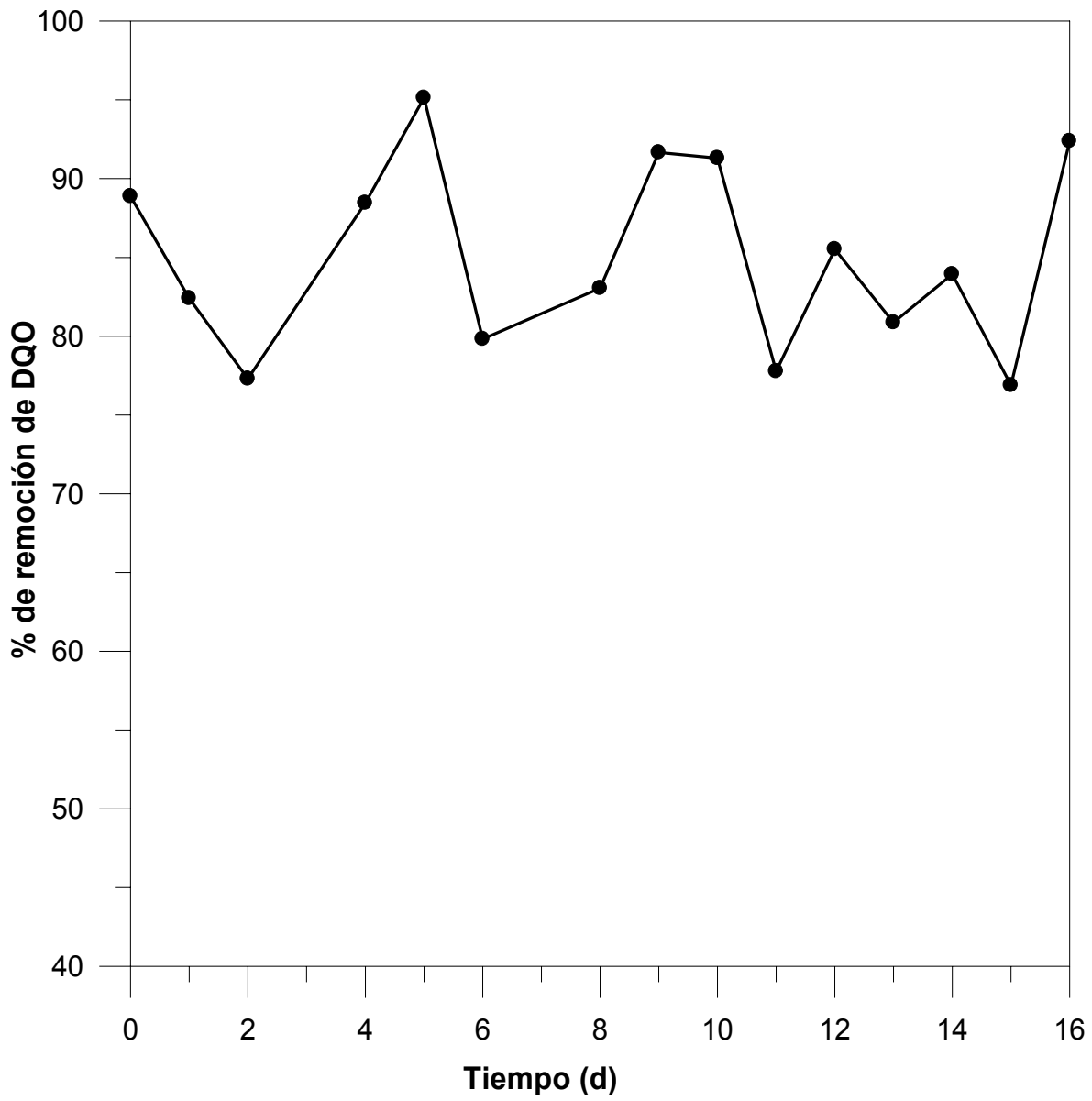


Figura 3.1.- Eficiencia de remoción de Materia Orgánica (DQO) alcanzada en el sistema combinado.

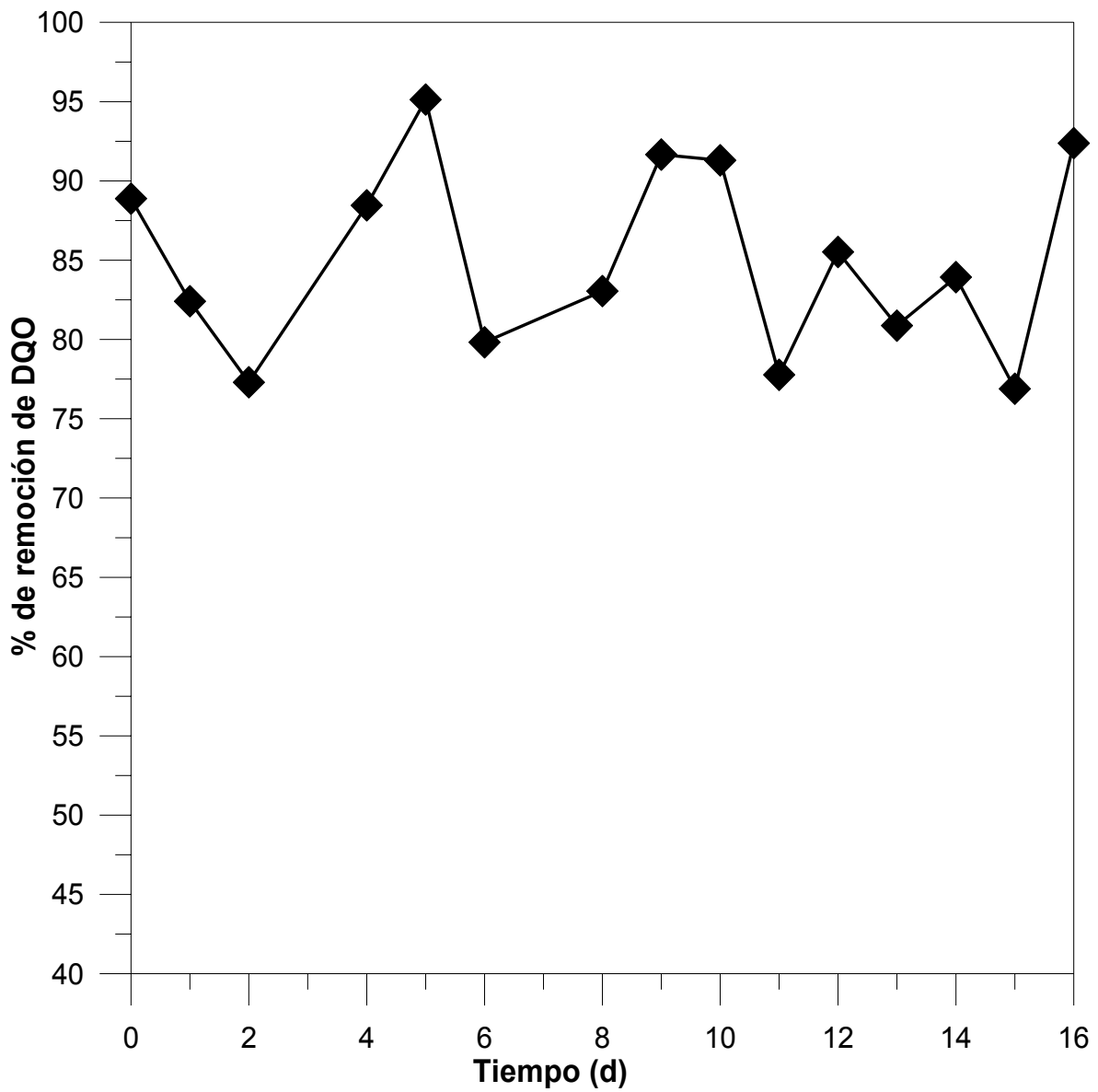


Figura 3.2.- Eficiencias de remoción alcanzadas por el FSA durante el periodo de experimentación.

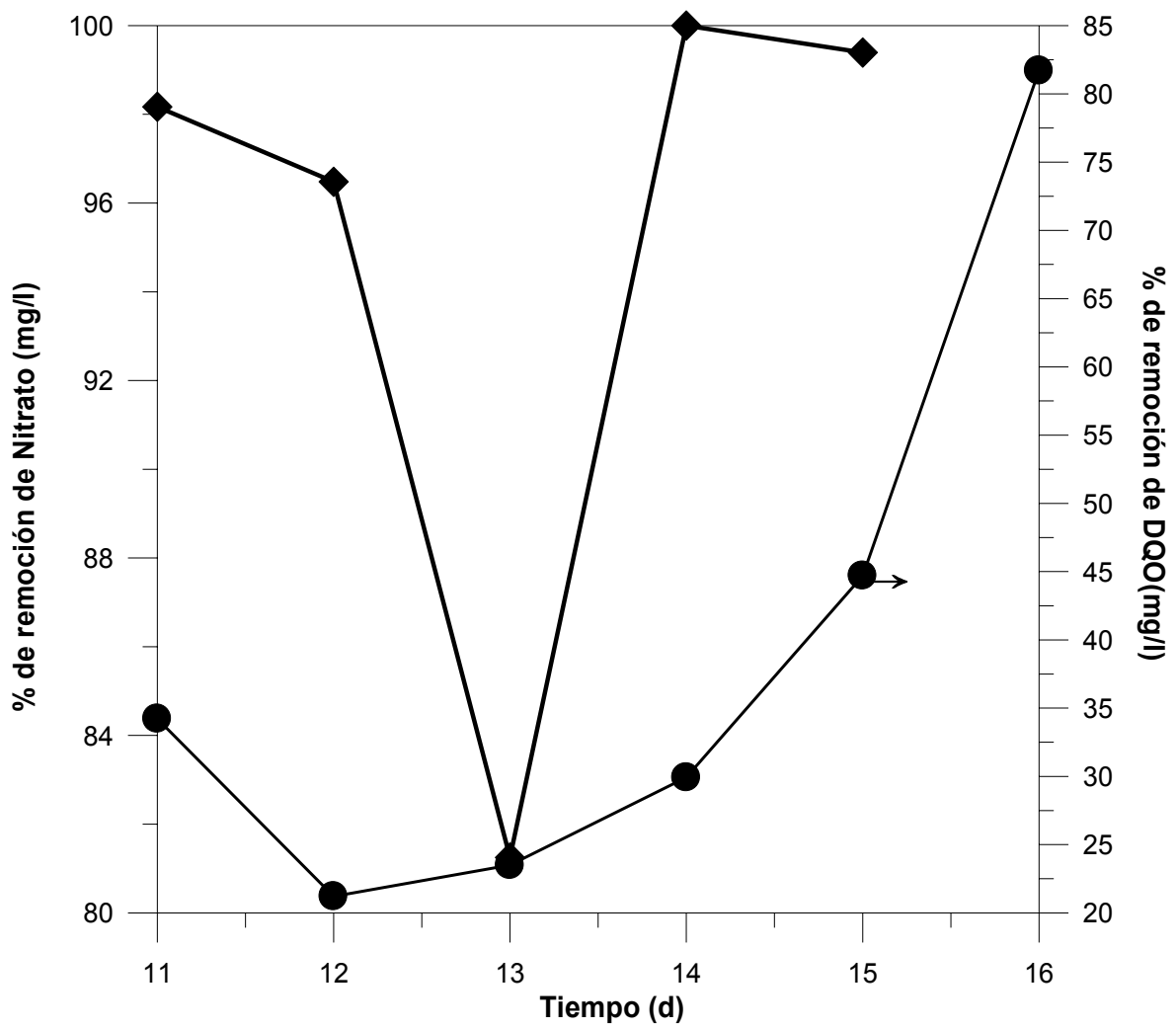


Figura 3.3.- Eficiencias de remoción de DQO y de Nitrato alcanzados en el FSAN.

CAPÍTULO IV

En éste capítulo se presentan los resultados de la simulación del sistema combinado de Filtros Sumergidos (SCFS), así como un análisis comparativo con un sistema de lodos activados.

4.1.- Resultados y Discusión

En la Figura 4.1 podemos apreciar el esquema de simulación del sistema combinado. Varias simulaciones fueron realizadas con el objetivo de analizar el efecto de la variación del caudal de recirculación en la descarga de nitrógeno total en el efluente del sistema. Para realizar las simulaciones se definió un parámetro α el cual relaciona los caudales de alimentación y recirculación mostrados en la Figura 4.1 de la forma:

$$\alpha = \frac{Q_{E1}}{Q_{R1}} \quad (4.1)$$

Donde:

Q_{E1} = Caudal de Afluente.

Q_{R1} = Caudal de Recirculación

Estás simulaciones se realizaron en virtud de las dificultades técnicas para observar el efecto de α en la remoción de nitrógeno del sistema. La Tabla 4.1 presenta los resultados experimentales de la remoción de nitrógeno del sistema combinado a dos valores de α . Posteriores experimentos a diferentes valores de α fueron imposibles de realizar debido a la capacidad de la bomba peristáltica.

La Tabla 4.1 muestra que a un valor de α de 1.2 se alcanza aproximadamente un 60% de remoción de nitrógeno, lo cual está de acuerdo con lo reportado por (Cecen y Gonenc 1994). Se puede observar que para un valor de α de aproximadamente 2.3, el porcentaje de remoción disminuye como resultado de un decremento del caudal de recirculación.

Resultados experimentales de α		
α	% NT	desviación estándar
1.20	59.3	± 12.3
2.3	48.5	± 8.6

Tabla 4.1.- Resultados experimentales de la remoción de nitrógeno del sistema combinado para dos valores de α .

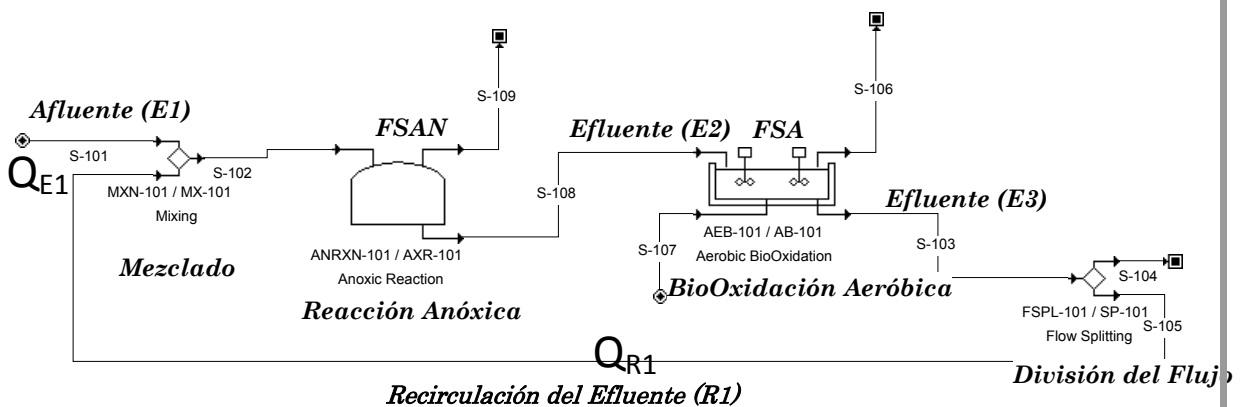


Figura 4.1.- Diagrama usado para la simulación del sistema de filtros sumergidos.

La Tabla 4.2 presenta los valores de los parámetros usados en la simulación del proceso combinado. La simulación se realizó con la ayuda de las ecuaciones estequiométricas descritas en la sección de Materiales y Métodos. La Figura 4.2 presenta los resultados de la remoción de nitrógeno predichos por el programa SuperProDesigner. Las simulaciones fueron realizadas para una temperatura de 25 °C. Los resultados muestran que el porcentaje de remoción de nitrógeno disminuye conforme aumenta el valor de α , Lo cual implica que conforme disminuye el caudal de recirculación el porcentaje de remoción de nitrógeno decrece. Esta situación genera un aumento en la concentración de Nitrato en el efluente del sistema. Podemos observar también que las predicciones del programa presentan diferencias hasta del 36% con respecto a las mediciones experimentales. Estas diferencias pueden ser atribuidas a las concentraciones de biomasa utilizadas en la simulación con respecto a las concentraciones reales de biomasa presentes en los Filtros. Donde es imposible estimar las concentraciones de biomasa en sistemas de biopelícula fija. Sin embargo, considerando las desviaciones de los valores medidos de porcentaje de remoción, se pueden encontrar simulaciones que predicen de manera adecuada la remoción de nitrógeno en el sistema.

Parámetros cinéticos para el FSAN	
Degradación de M. Orgánica	Valores
Ks	0.080 mg/l
K	1.600000 1/h
X biomasa	1.40117 g/l
Desnitrificación	
	Valores
Ks	35.00 mg/l
K	9000 mg/l
Parámetros cinéticos para el FSA	
Degradación de M. Orgánica	Valores
Ks	45.000 mg/l
K	156.180500 1/h
Nitritación	
	Valores
Ks	2.900 mg/l
K	15.000000 1/h
X biomasa	1.47538 g/l
Nitratación	
	valores
Ks	1.200 mg/l
K	18.890000 1/h
X biomasa	1.58197 g/l

Tabla 4.2.- Parámetros cinéticos usados por el programa para la simulación del sistema de filtros.

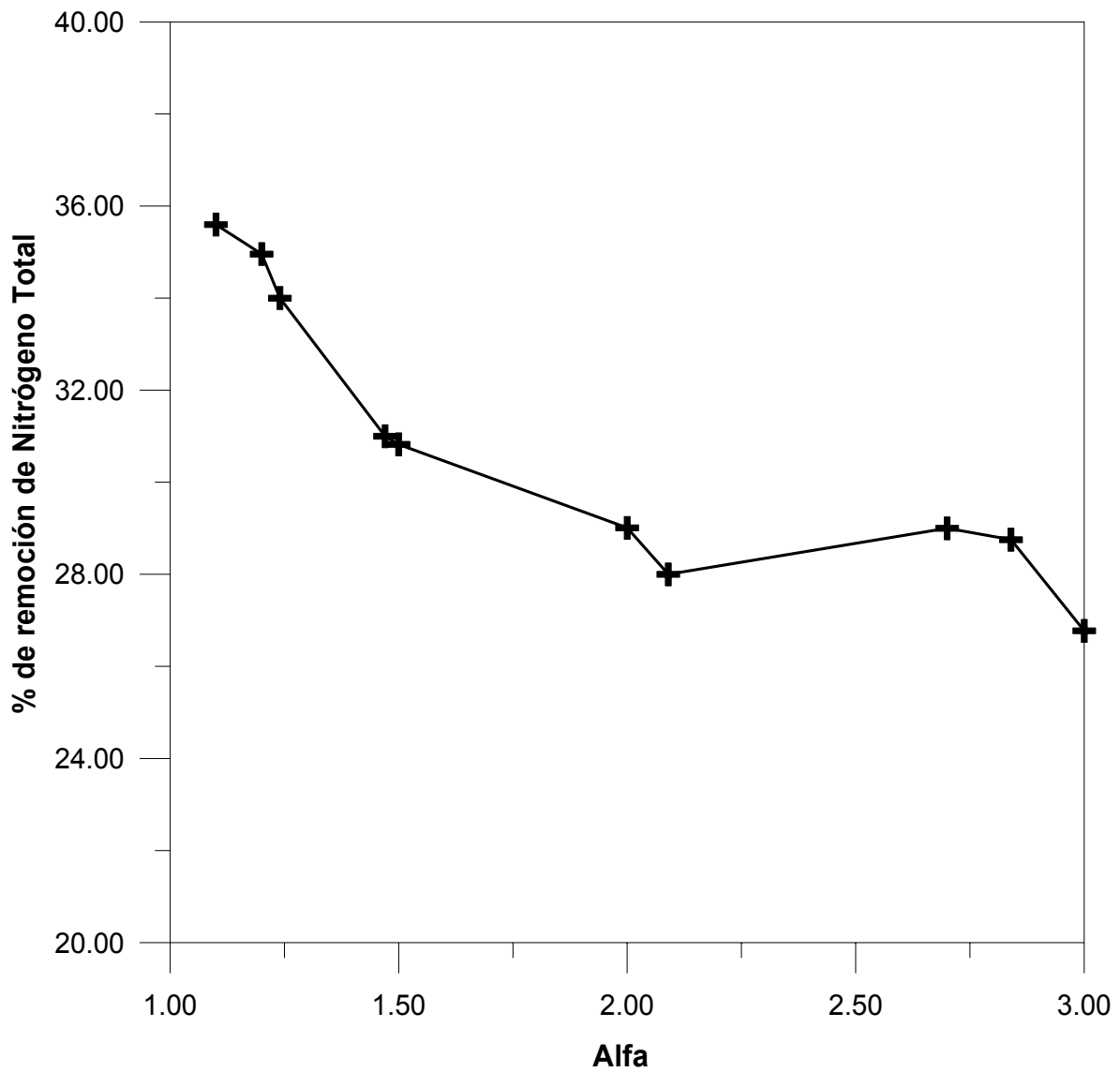


Figura 4.2.- Porcentaje de remoción de nitrógeno total en función del caudal de recirculación.

El objetivo de haber realizado estas simulaciones fue, para demostrar el importante papel que juega la recirculación dentro de nuestro sistema. Esto se puede apreciar claramente en las remociones de Nitrato y Nitrito alcanzadas por el arreglo de filtros durante el estudio.

4.2- Análisis Comparativo del Sistema Combinado con respecto a un Sistema de Lodos Activados

Como se mencionó anteriormente en años recientes, ha surgido el interés de aplicar la tecnología de reactores anaerobios en el tratamiento de aguas residuales municipales. El estado de Quintana Roo no ha sido la excepción y actualmente ha sido contemplada esta tecnología, siendo prueba de ello la planta de tratamiento “Subteniente López”, la cual incorpora un reactor anaerobio en su tren de tratamiento. Sin embargo la aplicación de cualquier tecnología implica un estudio detallado del mismo; así como un análisis comparativo con otras tecnologías existentes. En ésta sección se presenta el análisis comparativo de un sistema combinado de filtros sumergidos con un sistema de lodos activados de mezcla completa, el cual es el sistema más utilizado hoy en día en el tratamiento de aguas residuales municipales. La tabla 4.3 presenta una comparación de costos capitales y de operación entre un sistema combinado de Filtros Sumergidos y un sistema de Lodos Activados. La comparación se realizó bajo la base de un mismo caudal de operación. Los datos del SLA mostrados en la Tabla 4.3 fueron calculados con la metodología descrita en el trabajo realizado por (Tejero 2007). El escalamiento del sistema combinado se realizó con base a los datos obtenidos en este trabajo de tesis. Las estimaciones de metano y energía producidos en el FSAN se realizaron con la metodología descrita por (Metcalf y Eddy 2001). Como se puede observar en la Tabla 4.3 el sistema combinado presenta una desventaja en cuanto a costos capitales con respecto al SLA. La desventaja surge principalmente por el costo del soporte de fijación. Sin embargo se puede observar que, con respecto a los costos de operación (Energía de Aireación) el sistema combinado resulta más económico que el SLA, con la ventaja adicional de una producción de energía de 15.8×10^6 kJ por día en el FSAN debido a la producción de metano, aunque esta producción de energía no puede ser utilizada para aumentar la temperatura del agua residual alimentada al sistema, lo cual mejoraría

sustancialmente el funcionamiento del FSAN. Como puede observarse en la Tabla 4.3 se requiere aproximadamente 27 veces más de la energía producida en el FSAN para elevar la temperatura 10°C.

	Valor Kj/d	
	Sistema Combinado de Filtros sumergidos	Lodos activados(Planta Centenario)
Costo difusores (89)	-	\$65,340
Costo soporte	\$7,945,799	-
Volumen de reactor	1500 m ³	6500 m ³
Caudal de trabajo	10368 m ³ /d	10368 m ³ /d
Metano producido	500 m ³ /d	-
Energía necesaria para elevar en 10°C la temperatura del agua en el interior del reactor	434X10 ⁶ kj/d	-
Energía de Aireación	0.7 X10 ⁶ kJ/d	1.6 X10 ⁶ kJ/d
Temperatura °C	20	20
Energía producida	15.8 X 10 ⁶ kJ/d	-

✓ Requerimientos de oxígeno en el reactor aerobio = 2823.1 kgO₂/d.

✓ Capacidad Calorífica del H₂O considerada = 75.4 J/mol °C.

Tabla 4.3.- Comparativa entre el sistema de filtros sumergidos y el de lodos activados.

	Ventajas	Desventajas
Sistema combinado	Producción de metano	
	Remoción de Nitrato, Nitrito	Producción de malos olores
	Requerimientos bajos de nutrientes	Sensible a bajas temperaturas
	Bajos costos de operación y mantenimiento	Costos del Material de relleno y sistemas de soporte altos.
	Volúmenes de reactor pequeños	Tiempos largos de estabilización y arranque.
	Lodos más estables	
	Baja demanda de aireación	
SLA	Mayor remoción de Materia Orgánica (DQO)	Mayores costos en consumo de energía
	Flexibilidad de operación y control.	Requerimiento de homogeneizadores
	No es sensible a la variación de temperaturas	Requiere grandes extensiones de terreno para su construcción
	Tiempos cortos de estabilización	Producción de Nitrito y Nitrato, los cuales no puede remover.
		Alta producción de lodos

Tabla 4.4.- Ventajas y desventajas del sistema de filtros sumergidos VS el sistema de lodos activados (SLA).

La Tabla 4.4 presenta las ventajas y desventajas de los dos sistemas analizados en éste capítulo. Se puede concluir que el sistema de filtros sumergidos es una buena opción al momento de buscar tecnologías eficientes y de bajo costo para el tratamiento de las aguas residuales municipales. Una ventaja clara que presenta este sistema sobre el (SLA) es la buena degradación de Amonio, Nitrato y Nitrito presentes en dichas aguas, otra de las ventajas de estos filtros es los bajos requerimientos de energía para su funcionamiento.

CAPITULO V

Conclusiones

En este estudio se demostró la viabilidad del sistema combinado de dos filtros sumergidos para tratar, a temperatura ambiente, aguas residuales municipales en el estado de Quintana Roo. El sistema combinado presentó principalmente dos grandes ventajas con respecto al tradicional sistema de lodos activados. Esto es, la capacidad de disponer de la energía contenida en el metano producido en el reactor anaerobio y la capacidad de remoción de nitrógeno, siendo capaz el sistema de eliminar casi al 100% de Amonio y disminuir las concentraciones de Nitrato en la descarga, lo cual no es factible en un sistema de lodos activados. Sin embargo la mayor desventaja del sistema combinado es el alto costo de inversión en el soporte de fijación.

Por otra parte en relación al funcionamiento por separado del FSAN, se observó que las eficiencias de remoción de Materia Orgánica en este reactor son afectadas fuertemente por la temperatura. Las buenas eficiencias de remoción alcanzadas para la remoción de Nitrato y Nitrito en el FSAN, nos permite considerarlo como un buen sistema para la eliminación de estos contaminantes y como un regular degradador de Materia Orgánica, ya que se lograron eficiencias de remoción de Nitrato y Nitrito cercanas al 96%.

En conclusión, podemos considerar que la implementación de un reactor anaerobio por si solo en el Estado de Quintana Roo, como la opción principal para el tratamiento de Materia Orgánica soluble, llevaría asociada problemas de una pobre eficiencia de remoción de Materia Orgánica en los meses más fríos del año en el Estado, además de una nula capacidad de eliminación de Amonio y como se mostró en este estudio, las concentraciones de Amonio en las aguas

residuales producidas en el Municipio de Othon P. Blanco sobrepasan las normas de vertimiento de éste contaminante.

Adicionalmente el sistema de filtros sumergidos es una muy buena opción al momento de buscar tecnologías eficientes y de un bajo costo para el tratamiento de las aguas residuales en el estado Quintana Roo y en particular en el Municipio de Othón P. Blanco debido a que en esta evaluación se obtuvieron muy buenos resultados al remover Materia Orgánica, Amonio, Nitrito y Nitrato en el sistema, los cuales son independientes de las variaciones de temperatura que se presentan durante todo el año en nuestro Estado.

LITERATURA CITADA

APHA, AWWA y WCF. (1995). Standard methods for examination of water and wastewater. 19th edition. American Public Health Association 1015 Fifteenth Street, N.W. Washington, D.C., USA. 1223 pp.

Bogte, J.J.; Breure, A.M.; van andel, J.G. Y Lettinga, G. (1993). Anaerobic tretment of domestic wastewater in small scale UASB reactors. *Was. Sci. Tech.*, **27** (9), 75-82.

CNA. 2005. Estadísticas del agua en México (2005). Gerencia de saneamiento y calidad del agua. SGT_CNA.

F. Çeçen* e I. E. Gönenç**. (1994) Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters. *Water Science and Technology* Vol 29 No 10-11 pp 409–416 © IWA Publishing. *Institute of Environmental Sciences, Bogaziçi University 80815 Bebek, Istanbul Turkey. **Department of Environmental Engineering, Istanbul Technical University 80626 Maslak, Istanbul Turkey

Grady, C. P. L. Jr., G. Aichinger, S. F. Copper and M. Naziruddin (1999) Biodegradation kinetics for selected toxic/hazardous organic compounds. *Air and waste management association*, Pittsburgh, PA, 141-153

Grandy CPL Jr, Daigger GT, Lim HC. (1999) Biological wastewater treatment. New York, Marcel Dekker.

Hall, E.R., (1992). Anaerobic treatment of wastewaters in suspended growth and fixed film processes. In Design of Anaerobic Processes for the Treatment of industrial and Municipal Wastes.

Henze, M. and P. Herremoes. (1993). "Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors – A Literature Review," *Wat. Sci. Technol.* **15** (8/9): 1-101.

Lettinga, G.; de Man, A.; van der Last, A.R.M.; Wiegant, W.; van Knippenberg, K.; Frijns, J. van Buuren, J.C.L. (1993). Anaerobic Treatment of domestic sewage and wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, **27** (9), 67-73.

Lettinga G., R. Roersma, (1983). Anaerobic Treatment of Raw Domestic Sewage at Ambient Temperature Using a Granular Bed UASB Reactor, Department of Water Pollution Control de Dreyen 12, 6703, B.C., Wageningen, The Netherlands.

Lew, B., 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. *Wat. Sci. Technol.* **49**, (11-12), 295-301.

McCarty, P. I. (1971). Energetics and kinetics of anaerobic treatment. In *Anaerobic Biological Treatment Processes*, American Chemical Society Advances in Chemistry Series 105: 91 -105.

McCARTY P. L. & R. T. HAUG (1977) Nitrogen Removal from Wastewaters by Biological Nitrification and Denitrification. Department of Environmental Engineering, Loyola University, Los Angeles, California, U.S.A. 215 – 230.

Melina Jr., F. & Pohland, F. G. (1992). Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Waste. *Water Quality Management Library Vol. 7*. Pennsylvania, USA: Technomic Publishing Co., INC., 41-68.

Metcalf & Eddy (2001) “Capítulo 13: Water Reuse” en: *Wastewater Engineering*. 4ª Edición, Mc-Graw Hill, New York.

Metcalf & Eddy, (2003). “Wastewater Engineering Treatment and Reuse” Cuarta edición. Editorial McGraw-Hill.

Parkin, G. F. Owen. (1986). Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. *Journal of Environmental Engineering* 112: 867 – 920.

Philippe La utilización de los sistemas U.A.S.B. Para el tratamiento anaerobio de las aguas residuales domesticas: un sistema innovador para reducir los costos de inversión y de operación en los países tropicales. CONIL (1996). Red Internacional BIOTEC, Cra 26 # 2-75, CALI COLOMBIA FAX # 57.2.557.38.76.

P.P. Pontes, C.A.L. Chernicharo, E.C. Frade and M.T.R. Porto. (2003) Performance evaluation of an UASB reactor used for combined treatment of domestic sewage and excess aerobic sludge from a trickling filter. *Wat. Sci. Technol.* **48**, (6), 227-234.

R. Reyes Mazzoco*, C.Santos Montes, P. A. de la Garza González. (1997). Modelación Dinámica De Un Sistema De Tratamiento De Aguas Residuales Por Lodos Activados. Universidad de las Américas-Puebla, Departamento de Ingeniería Química y Alimentos, Ex-Hda. Santa Catarina Mártir S/N, San Andrés Cholula, Puebla. C.P.72820.

Ramalho, R. S. (1993). Introduction to wastewater Treatment. Segunda edición. USA: Academic Press Inc., pp. 7-9 y 419-437.

Switzembaum M. S. (1983). Anaerobic Fixed Film Wastewater Treatment, Department of Civil Engineering, University of Massachusetts, Amherst; Massachusetts, 01003, USA.

Speece, R. E. (1994). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater, containing nitrophenol, treated using an anaerobic biological fluidized bed. *Water Science and Technology* 30(12): 233 – 249.

Tejero Gómez Jorge Luis. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Ambiental, Caracterización del Proceso de Lodos Activados de la Planta Centenario Mediante el Método Respirométrico de Pulsos. (Aceptada y en fase de impresión).

VAN der Berg L. (1986). *Anaerobic Digestion of Wastes*, Division of Biological Sciences, National Research Council of Canada, Ottawa, Ontario, Canada.

Van Haandell, A. C. & Lettinga, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment. A practical Guide for Regions With hot Climate*. Wiley & Sons LTD., pp. 1, 33-36, 43-48, 51-59, 63-67, 83, 84, 89-92, y 118 -120.

Van der Last, A.R.M. y Lettinga, G. (1992). Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial Velocities. *Wat. Sci. Tech.*, **25** (7), 167-178.

Young, J. C. (1991) Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Wat. Sc. Technol.* **24** (8), 133-156.

Yushina Y. Hasegawa J. (1994). Process performance comparison of membrane introduced anaerobic digestion using food industry wastewater. *Desalination* 98, 413-421.

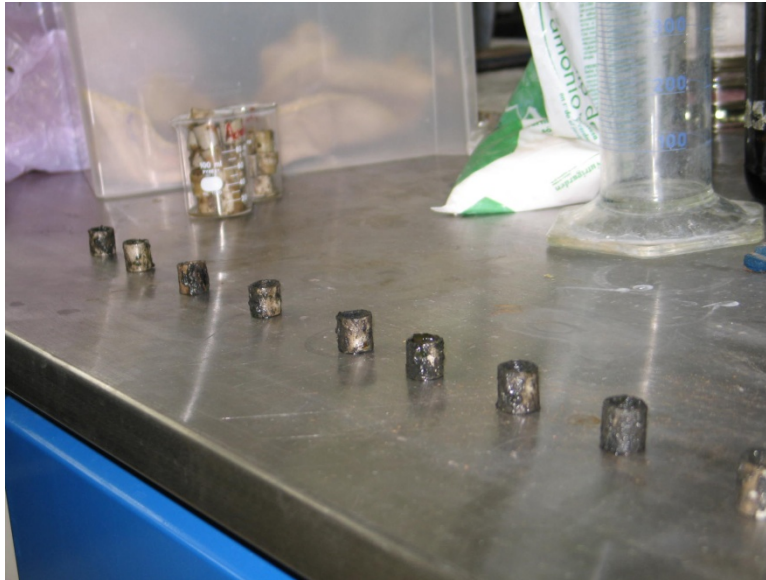
ANEXOS



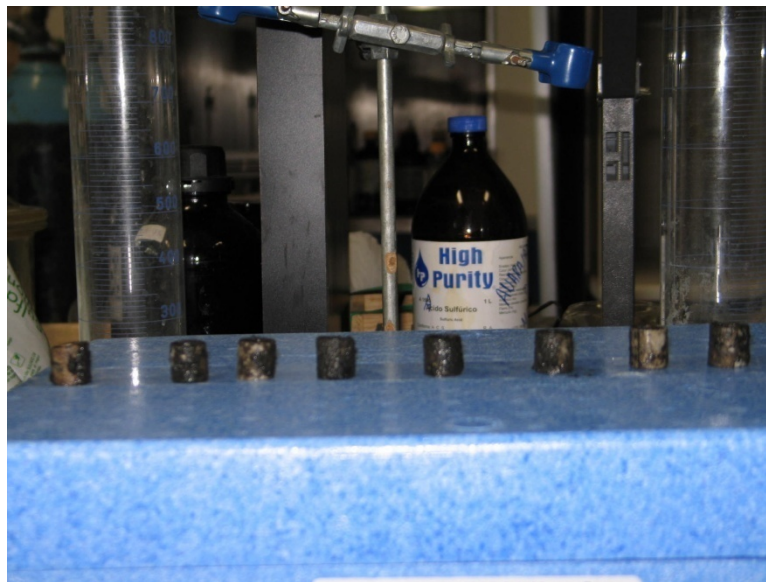
Foto 1.- Reactor anaerobio (FSAN)



Foto 2.- Reactor aerobio (FSA)



Fotos 3.- Anillos Raschig extraídos del FSAN.



Fotos 4.- Anillos Raschig extraídos del FSAN.



Fotos 5.- Anillos Raschig extraídos del FSA.



Fotos 6.- Anillos Raschig extraídos del FSA.