



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE POSGRADO EN INGENIERÍA

**INFLUENCIA DE LA CARGA HIDRÁULICA SUPERFICIAL
EN UN REACTOR DE LECHO FIJO ALIMENTADO
CON EFLUENTES PORCINOS**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN INGENIERÍA
(AMBIENTAL)**

P R E S E N T A :

I. Q. RODRIGO AYALA RUIZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JORGE L. DE VICTORICA ALMEIDA

MÉXICO, D. F. 2007

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA
Secretario: DR. JORGE LUIS DE VICTORICA ALMEIDA
Vocal: DR. HÉCTOR POGGI VARALDO
1^{er}. Suplente: DR. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA
2^{do}. Suplente: DR. OSCAR GONZÁLEZ BARCELÓ

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM.

TUTOR DE TESIS:

DR. JORGE LUIS DE VICTORICA ALMEIDA

AGRADECIMIENTOS

A mis padres

J. Guadalupe Ayala Meza†
Irene Ruiz Flores

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

A mi esposa

Olivia Venegas Díaz

Porque la amo y por haberme impulsado moral y físicamente durante la maestría.

A mis pequeños hijos

Eduardo y Gustavo

Por darme alegría y por disfrutar de los momentos maravillosos, su niñez.

A mis hermanos

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

A la UNAM

Por darme esta valiosa formación como Maestro en Ingeniería.

A mi tutor

Dr. Jorge de Victorica Almeida

Por brindarme el tiempo necesario, conocimientos, paciencia y todo su apoyo para finalizar este trabajo, así como la enseñanza de valores, que son la base de nuestra vida profesional.

A la Maestra Matilde Galván García

Por su apoyo en la corrección de estilo y sugerencias para mejorar el contenido de este trabajo.

Al comité del jurado

Por su tiempo, sugerencias y comentarios en la realización de este trabajo.

Así también agradezco:

- 1) A la UNAM, el patrocinio de este trabajo mediante el Proyecto PAPIIT No. IN223003.
- 2) Al Sr. Cruz Bautista Muñoz propietario de la granja, por las facilidades otorgadas para la realización de este estudio.
- 3) Al personal de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria, por brindarme el apoyo y las facilidades necesarias para realizar el presente trabajo.

Para todos un gran reconocimiento

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
ÍNDICE DE TABLAS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	ii
ÍNDICE DE GRÁFICAS	iii
ÍNDICE DE DIAGRAMAS	v
GLOSARIO DE TÉRMINOS	vi
RESUMEN	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos	2
1.2 Alcances	2
2. ANTECEDENTES	3
2.1 Importancia del tratamiento de las aguas residuales porcícolas	3
2.2 Procesos con biopelícula para el tratamiento de aguas residuales	8
2.2.1 Desarrollo de la biopelícula	8
2.2.1.1 Características de la reproducción celular	8
2.2.1.2 Factores que propician la formación de la biopelícula	8
2.3 Filtros con biopelícula	10
2.3.1 Características funcionales de los filtros de lecho sumergido fijo	11

	Pág.
2.4 Mecanismos de remoción en filtros de lecho empacado	12
2.4.1 Filtros intermitentes	12
2.4.2 Filtros con recirculación	13
2.5 Filtros de lecho empacado con recirculación	14
2.5.1 Consideraciones de diseño	14
2.5.2 Tipo y tamaño de medios de soporte	15
2.5.3 Profundidad del medio de soporte	16
2.5.4 Carga orgánica superficial	16
2.5.5 Operación y mantenimiento	17
2.6 Coeficientes cinéticos de reacción	17
3. MATERIALES Y MÉTODOS	19
3.1 Aguas residuales	19
3.2 Unidades experimentales	19
3.3 Experimentación	22
3.3.1 Arranque de los reactores	22
3.3.2 Fase de estabilización	22
3.3.3 Fase de operación	23
3.3.4 Operación del sistema	23
4. RESULTADOS Y SU EVALUACIÓN	26
4.1 Arranque y estabilización	26
4.2 Fase de operación	30

	Pág.
4.2.1 Comportamiento de la DQOT y DBO ₅ en el efluente del sistema de tratamiento	31
4.2.2 Remoción de sólidos	34
4.2.2.1 Remociones de sólidos totales (ST, SVT y SFT)	34
4.2.2.2 Remoción de sólidos suspendidos (SST, SSV y SSF)	36
4.2.2.3 Remoción de sólidos disueltos (SDT, SDV y SDF)	39
4.2.3 Remoción de turbiedad y color	41
4.2.4 Comportamiento de la temperatura y pH	46
4.2.5 Comportamiento de oxígeno disuelto (OD)	48
4.3 Determinación del parámetro θ y de las constantes de reacción a 20 °C	51
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	54
BIBLIOGRAFÍA	55

RESUMEN

Como todo sistema productivo, las granjas porcinas durante su operación generan residuos de tipo sólido y líquido. Los residuos líquidos, principalmente en las granjas tecnificadas (46% del total), son sometidos a sistemas de tratamiento tales como las lagunas de oxidación aerobias, anaerobias y facultativas, humedales artificiales y otros; sin embargo, las granjas con producción semi tecnificada y de traspatio (54% del total) por lo general no cuentan con sistemas para el tratamiento de tales residuos, situación que en algunos casos se debe a la carencia de una economía y/o área disponible que permita instrumentar y operar los sistemas de tratamiento mencionados. A pesar de esto, en ocasiones se ha tratado de subsanar esta deficiencia instalando sistemas de tratamiento, algunos desarrollados de manera empírica, que no han funcionado como se esperaba. Como ejemplo citaremos una granja en el Municipio de Otumba, México, en la que se construyó un sistema de filtros (primero de arena y después de tezontle), con el propósito de mejorar la calidad del efluente de sus aguas residuales. Dicho sistema no fue lo eficiente que se esperaba en un principio, aunque con el tiempo se observó que la calidad del agua mejoraba substancialmente, al mismo tiempo que también se observó la formación de biopelículas sobre el empaque de los filtros mencionados. De lo anterior, se supuso que el efecto benéfico sobre la calidad del agua efluente se debía a la presencia de la biopelícula y no al proceso de filtración en sí. Con esto en mente, se planteó la realización del presente trabajo de tesis, para probar la capacidad de este tipo de sistemas para el tratamiento de efluentes de aguas residuales de origen porcino y determinar los principales parámetros cinéticos que gobiernan el funcionamiento del sistema.

El sistema de tratamiento consistió de tres reactores biológicos construidos con cloruro de polivinilo (PVC), con dimensiones de 10.16 cm de diámetro y 1.31 m de altura, dando un volumen total de 9.8 L por cada reactor. Los reactores se diseñaron para operar en serie con flujo descendente a gravedad y con recirculación en forma continua, sin aireación inducida y en condiciones ambientales. Para el empaque de los reactores se usó grava gruesa y mediana en la parte basal y, como medio de soporte, tezontle procedente de uno de los filtros instalados en la granja porcina, con el fin de disponer de un material de soporte ya inoculado. El material se enjuagó para eliminar las partículas finas y se tamizó para obtener partículas de 7 mm de diámetro en promedio.

La experimentación se realizó en tres fases: la de arranque, la de estabilización y la de operación, usando lotes de aguas residuales previamente sedimentadas, con concentraciones promedio de 2,997 mg/L y de 1695 mg/L para la DQOT y la DBO₅, respectivamente. Como variable de control se seleccionó la carga hidráulica superficial en los niveles de 1, 3 y 5 m³ m⁻² h⁻¹ y como principales variables de respuesta las eficiencias de remoción de la DQOT y la DBO₅.

Los resultados obtenidos muestran que con este tipo de sistemas de tratamiento se pueden obtener eficiencias de remoción de 85 a 93 % de DQOT y de 97 a 99 % de DBO₅, con tiempos de recirculación entre 16 y 27 días. El sistema tiene

capacidad para amortiguar las variaciones de la carga hidráulica y/o carga orgánica superficiales sin modificar la calidad del agua efluente; es fácil de construir y operar, requiere de poco espacio, mínimo mantenimiento y no requiere de mano de obra altamente calificada.

Las constantes de reacción para la DQOT, la DBO₅ y el parámetro θ determinados, pueden aplicarse para el dimensionamiento básico de reactores como los aquí estudiados.

Es recomendable estudiar el comportamiento de este tipo de reactores bajo la influencia de la aireación inducida y probar si esto reduce el tiempo de operación.

Así mismo 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, no determinados en este trabajo, tales como nutrientes y metales, que se sabe están presentes en aguas residuales como las aquí usadas.

1. INTRODUCCIÓN

Dentro de las actividades pecuarias en el mundo, la producción porcina ocupa el primer lugar, pero concentrada en tan sólo ocho naciones, las cuales aportan el 84% del total mundial; en este contexto, México se ubica en el lugar 18 aportando el 1.1%. Sin embargo, en nuestro país, la porcicultura ocupa el tercer lugar en importancia por su aportación a la producción total de cárnicos, después de la cría de bovinos y aves. Durante 2004-2005, se estimó un consumo per cápita anual de 15.4 kg, y una producción total de 1'100,000 toneladas (13.9 millones de cabezas), de las cuales un 46% se produjeron mediante sistemas tecnificados, un 20% con semi tecnificados y un 34% con sistemas de traspatio (SAGARPA, 2007).

Como todo sistema productivo, las granjas porcícolas requieren de grandes cantidades de agua para el proceso de engorda de los cerdos y, al mismo tiempo generan efluentes con características tales que deben disponerse de manera que no pongan en riesgo la salud de los humanos y animales domésticos y sin contaminar los sitios finales de descarga como suelos, ríos, lagos y embalses. Las aguas residuales de origen porcícola están constituidas principalmente por excretas (heces y orina), agua, alimento, cama, suelo y otras partículas. Estos componentes dan como resultado elevadas concentraciones de materia orgánica, sólidos disueltos y suspendidos, turbiedad, color y microorganismos patógenos. Con el propósito de remover tales componentes, las aguas residuales que genera este sector, principalmente en las granjas tecnificadas, son sometidas a sistemas de tratamiento tales como las lagunas de oxidación aerobias, anaerobias y facultativas, humedales artificiales y otros; sin embargo, en lo que concierne a las granjas con producción semi tecnificada y de traspatio, por lo general no cuentan con sistemas para el tratamiento de los residuos sólidos y líquidos que generan, situación que en algunos casos se debe a la carencia de una economía y/o área disponible que permita instrumentar y operar los sistemas de tratamiento mencionados. A pesar de esto, en ocasiones se ha tratado de subsanar esta deficiencia instalando sistemas de tratamiento, algunos desarrollados de manera empírica, que no han funcionado como se esperaba.

Tal es el caso de una granja en el estado de México, ubicada en el Municipio de Otumba, en la cual se construyó un sistema de filtros de arena, la que posteriormente fue reemplazada por tezontle, con el propósito de mejorar la calidad del efluente de sus aguas residuales. Dicho sistema no fue lo eficiente que se esperaba en un principio, aunque con el tiempo se observó que la calidad del agua mejoraba substancialmente, al mismo tiempo que también se observó la formación de biopelículas sobre el empaque de los filtros mencionados.

De lo anterior, se supuso que el efecto benéfico sobre la calidad del agua efluente se debía a la presencia de la biopelícula y no al proceso de filtración en sí, es decir, que la mejoría en la calidad del agua se debe al hecho de que las aguas residuales se

ponen en contacto con la población microbiana mixta que, en forma de biopelícula, se encuentra adherida a la superficie de un medio de soporte sólido (en este caso el tezontle de los filtros). A este proceso de tratamiento se le conoce genéricamente como “Procesos o Sistemas de Biopelícula” y hay de dos tipos: los estacionarios o de medio fijo y los de medio en movimiento o de lecho móvil. Los sistemas de medio fijo también se conocen como “reactores de lecho fijo”, los cuales se sabe que son especialmente útiles para el tratamiento de aguas residuales con elevadas cargas de contaminantes orgánicos y nitrogenados, donde la disponibilidad de terreno es limitada o donde se desee aumentar la capacidad de los sistemas biológicos sin realizar modificaciones sustanciales a la obra civil (Iwai y Kitao, 1994; Chen *et al.*, 2000; Ouyang *et al.*, 2000; Wilderer *et al.*, 2002).

Con este marco de referencia, se planteó la realización del presente trabajo de tesis, para probar la bondad de este tipo de sistemas de tratamiento en su aplicación a los efluentes de aguas residuales de origen porcícola, con el fin de coadyuvar a la resolución de la problemática mencionada.

1.1 Objetivos

- Evaluar el efecto de la carga hidráulica superficial sobre la calidad del agua del efluente de un sistema de reactores biológicos de medio fijo con recirculación que trata aguas residuales de origen porcícola.
- Determinar las principales variables físicas y parámetros cinéticos que gobiernan el funcionamiento del sistema.

1.2 Alcances

- El trabajo se limita a determinar, mediante pruebas de laboratorio en reactores de lecho fijo, la influencia de la carga hidráulica superficial y el tiempo de operación sobre la eficiencia del tratamiento.
- Con los resultados obtenidos, se establecerán los elementos básicos para el diseño e implementación de sistemas de tratamiento para granjas porcícolas pequeñas.

2. ANTECEDENTES

2.1 *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 amoniaco (NH_3), ácido sulfhídrico (H_2S) y metano (CH_4), 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 vigentes.
- 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 Suspendidos 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 2.1.

Tabla 2.1 Contenido de minerales y nutrientes en las excretas (heces y orina) de cerdos (Taiganides *et al.*, 1996)

PRIMARIOS	mg/kg heces y orina	kg d ⁻¹ ton ⁻¹ 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:

- 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.
- 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.
- 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.
- El 23% de las granjas encuestadas utilizan las excretas en la alimentación de rumiantes y sólo el 3% la recicla en la granja.
- Sólo una granja cuenta con un sistema de tratamiento completo: fosa, separador, digestores, separación química y clarificador.

Del estudio sobre la problemática en Yucatán, se presentan algunas de sus conclusiones:

- Se encontró una alta variabilidad en la carga contaminante del agua residual y en los niveles de contaminación de los pozos dentro de una misma granja y entre granjas.
- La cantidad de agua residual generada por unidad de producción animal, varía muy poco entre granjas medianas y grandes, pero mucho entre éstas y las granjas pequeñas, donde se genera 50% más de agua residual por unidad de producción animal. El 36% del agua residual se descarga sin tratamiento. Un 30% corresponde a un gran número de granjas muy pequeñas y otro 30% a un pequeño grupo de granjas de más de 1000 vientres.
- No existe un patrón claro de generación de agua residual y para explicar la cantidad de agua residual generada sólo son significativas las variables como tamaño y modalidad pie de cría.
- El uso del agua en las granjas es totalmente arbitrario; el porcicultor desconoce la cantidad de agua que utiliza pero, tomando en cuenta la cantidad de aguas residuales que se generan, entre más grandes son las granjas, mayor es su eficiencia en el uso de agua, de manera que para reducir los costos del tratamiento es fundamental optimizar el uso.
- Bajo las circunstancias anteriores, será muy difícil que una granja porcina pueda cumplir con el nivel de coliformes que señala la norma para descarga de aguas residuales.

De estos estudios se pone de manifiesto que la selección de un sistema de tratamiento depende de numerosos factores; sin embargo, son determinantes la carga de los contaminantes en los residuos por tratar, el volumen de agua residual (AR) descargada y las características que deba tener el agua al final del tratamiento, de acuerdo con la normatividad vigente. El criterio básico en la porcicultura debería ser si el AR se va a utilizar como insumo en la agricultura, o si se va a tratar como un residuo para disposición al ambiente, o si se pretende reutilizarla dentro de la misma granja. Cada uno de estos usos requiere una calidad diferente y, por tanto, un nivel de tratamiento diferente.

El sistema de tratamiento para una granja porcícola específica, se puede configurar usando las opciones aplicables que se muestran en la Figura 2.1. La caracterización del AR es un factor esencial para una buena elección y diseño de un proceso de tratamiento, puesto que indica los aspectos cualitativos y cuantitativos de los contaminantes presentes en el agua por tratar; la calidad del agua efluente dependerá del tipo de operaciones unitarias que incluya el sistema de tratamiento, de su eficiencia, dimensionamiento y mantenimiento, básicamente (FSA Environmental, 2000).

2.2 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 vivos 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).

2.2.1 Desarrollo de la biopelícula

2.2.1.1 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.

2.2.1.2 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 de sostén (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). Lo anterior se ilustra en la Figura 2.2

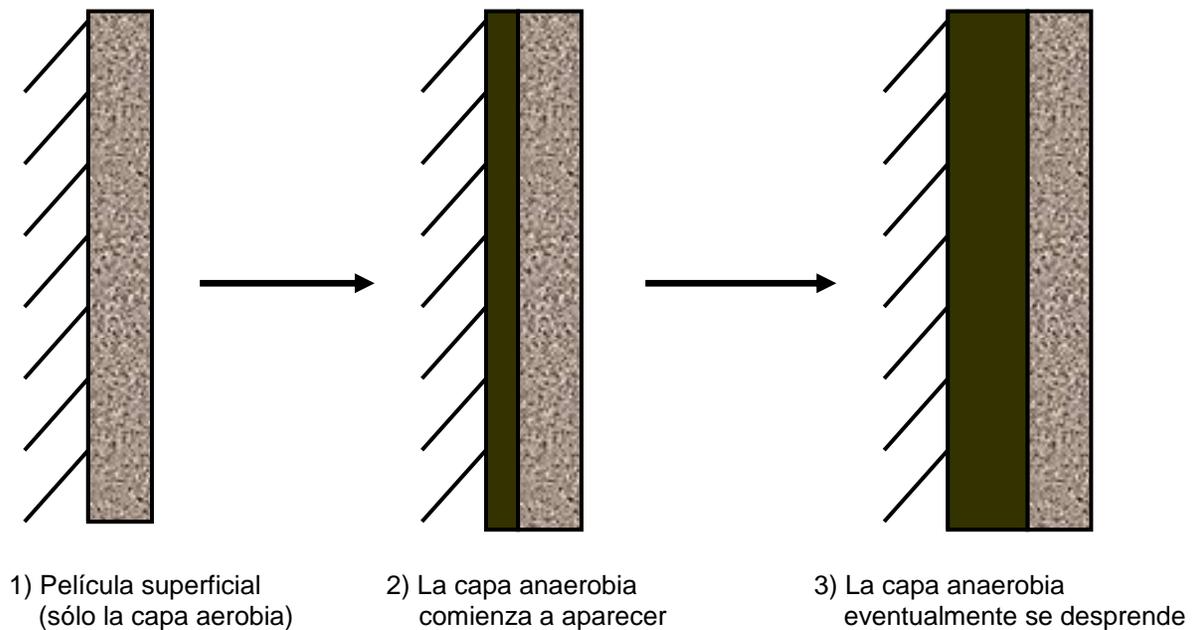
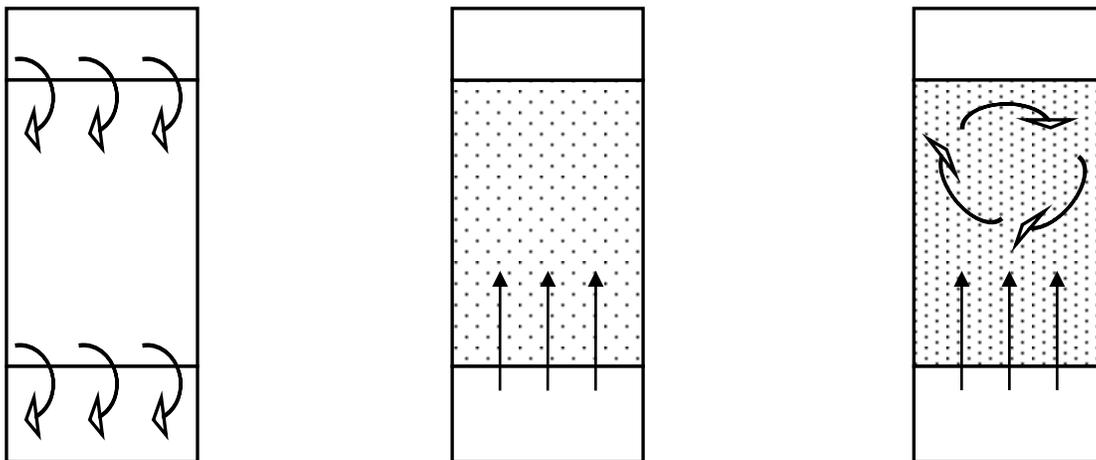


Figura 2.2 Representación de la capa aerobia y anaerobia en una biopelícula (Iwai y Kitao, 1994).

2.3 Filtros con biopelícula

Los filtros con película biológica son unidades de tratamiento físico y biológico que se han utilizado desde hace muchos años en el manejo de aguas residuales. Este sistema atrapa los sólidos suspendidos del agua por medio del lecho filtrante permitiendo, además, el desarrollo de una biopelícula, lo cual conduce a una reducción de la concentración de dichos sólidos a la salida del filtro y la estabilización de la materia orgánica a través de la actividad de los microorganismos. Debido a que el lecho filtrante cumple con las funciones de tratamiento biológico y filtración se le conoce como filtración combinada o filtración con película biológica; así también, a estos sistemas duales se les conoce como “reactores” cuando su propósito es hacerlos funcionar como un reactor biológico de biopelícula y no como un filtro (Rogalla *et al.*, 1992; Iwai y Kitao, 1994). La diferencia entre el filtro y el reactor es el tamaño de la partícula de empaque, siendo menor para el filtro y mayor para el reactor. Por otra parte, cuando se trata de un sistema de filtración al empaque se le conoce como medio filtrante, mientras que para el reactor es medio de soporte.

En general los procesos de película para el tratamiento de aguas residuales se clasifican en tres tipos: discos biológicos o biodiscos, filtros percoladores convencionales o filtros rociadores y filtros biológicos sumergidos. Los filtros biológicos sumergidos, a su vez, se dividen en filtros biológicos de lecho fijo, de lecho expandido y de lecho fluidizado, dependiendo del estado hidrodinámico del medio sólido sumergido sobre el cual crece la biopelícula (Figura 2.3).



1) Lecho fijo

2) Lecho expandido

3) Lecho fluidizado

Figura 2.3 Tipos de filtros de lecho sumergido (Iwai y Kitao, 1994).

A) Filtros de lecho sumergido fijo. Este es el tipo de filtro sumergido más común, en el cual el medio de soporte está fijo y sin ningún movimiento. Pueden ser empacados con platos de plástico, tubos de plástico o cualquier material inerte a las características del agua residual.

B) Filtros de lecho expandido. Los filtros de lecho expandido o lecho flotante son los biofiltros sumergidos desarrollados más recientemente y se caracterizan por utilizar medios granulares de baja densidad, de 0.03 a 0.9 g/cm³ (Lazarova y Manem, 1994). En este tipo de filtros, el flujo del agua es ascendente y se emplean partículas finas con diámetros similares a los de la arena empleada en la filtración rápida. El medio se levanta por la presión ejercida por el agua entrante.

C) Filtros de lecho fluidizado. En estos filtros el flujo de agua también es ascendente, pero en diferencia con los de lecho expandido, el flujo se conduce con mayor velocidad, de tal forma que se “fluidiza” el lecho al permanecer las partículas suspendidas en el agua.

El proceso de filtración combinada presenta características que hacen viable su aplicación:

- Con relación a los procesos de biomasa suspendida, la filtración combinada maneja gran cantidad de biomasa con una mejor transferencia de oxígeno, presentando entonces una alta capacidad y eficiencia para tratamiento del agua residual (Moreau et al., 1994).
- No requiere de un sistema de sedimentación secundaria, con lo cual todo evento relacionado a la purga y recirculación de lodos queda eliminado, logrando una independencia entre el tiempo de retención hidráulico y el celular, favoreciendo un alto crecimiento de biomasa en el medio granular (Gonçalves et al., 1994).

2.3.1 Características funcionales de los filtros de lecho sumergido fijo

La mayoría de estas unidades de tratamiento cuentan con los siguientes elementos básicos: 1) un contenedor aislado, donde se confina el medio filtrante, 2) un sistema de drenaje para evacuar el líquido tratado, 3) el medio filtrante, que también funciona como medio de soporte para el desarrollo de la biopelícula y 4) un sistema para alimentación y distribución de líquido a tratar sobre el medio filtrante.

Unidad contenedora del medio.- La unidad contenedora que alberga el medio filtrante puede ser una excavación en tierra perfectamente aislada del suelo (impermeable) o una unidad más elaborada como una estructura en concreto o madera.

Sistema de drenaje.- El sistema de drenaje se emplea para recolectar el líquido tratado y transportarlo a una cámara de bombeo o a un campo de infiltración para su disposición final.

Medio filtrante.- Durante muchos años se han investigado y usado diferentes tipos de medios filtrantes incluyendo: carbón activado, antracita, granate, ilmenita, vidrio, grava, restos de minerales, cortezas de árbol, piedra, plástico y espuma plástica. Los medio filtrantes más utilizados en la construcción de filtros de lecho empacado intermitentes con recirculación son arena gruesa y grava fina.

Sistema de distribución y dosificación.- Para aplicar uniformemente sobre el medio filtrante el líquido a filtrar se requiere de un sistema de distribución, que pueda operar a presión o por gravedad.

La dosificación del líquido que se va a tratar sobre el lecho empacado puede ser intermitente o con recirculación. En la dosificación intermitente, el líquido es aplicado al lecho empacado solo una vez. Para optimizar la eficiencia del sistema, el volumen total de líquido se distribuye uniformemente en varias aplicaciones que van de 12 a 72 veces por día. Dado que el líquido se aplica periódicamente, este tipo de sistemas recibe el nombre de sistemas intermitentes.

En los sistemas de dosificación con recirculación, una fracción de líquido filtrado se vierte o destina para reutilización, mientras que otra fracción retorna a un tanque de recirculación donde se mezcla con el efluente, para ser aplicado de nuevo sobre el medio filtrante. Dado que el líquido recircula pasando varias veces a través del medio filtrante, este tipo de sistemas recibe el nombre de sistemas con recirculación. El principal efecto de la recirculación es reducir la carga orgánica aplicada al filtro con cada dosis e incrementar el oxígeno disuelto en el filtro. En general, la frecuencia de la dosis varía de 48 a 120 por día.

2.4 *Mecanismos de remoción en filtros de lecho empacado*

2.4.1 Filtros intermitentes

En este tipo de filtros, las variables del proceso que afectan la remoción de DBO, SST, grasas y aceites, turbiedad, nitrógeno, bacterias y virus se relacionan con el tamaño del medio filtrante, la tasa de aplicación hidráulica por dosis y la tasa de aplicación de sólidos y de materia orgánica por dosis. Poco tiempo después de que un filtro entra en operación, aparece una delgada película bacteriana en las capas superiores sobre los granos del medio filtrante; esta película es muy importante para el funcionamiento normal del filtro, ya que mediante absorción retiene microorganismos y materia coloidal soluble y particulada presentes en el agua residual. El material retenido se descompone y se oxida durante el intervalo de tiempo entre aplicaciones de líquido.

La materia orgánica soluble se asimila casi de manera instantánea, mientras que el material coloidal se solubiliza enzimáticamente. El material soluble atraviesa entonces la membrana celular y de esta forma se convierte en productos finales de degradación. Con cada aplicación de líquido, algunos productos finales entran al lecho y eventualmente son removidos del fondo del filtro. Las partículas de mayor tamaño son retenidas dentro del medio filtrante y la retención se presenta mediante mecanismos mecánicos y de contacto aleatorio. Al igual que con las sustancias solubles y el material coloidal, las partículas orgánicas de mayor tamaño se degradan en forma bioquímica entre dosis y en las primeras horas de la mañana, cuando se reduce la carga orgánica y de sólidos que se aplica sobre el filtro. Cuando el filtro madura, la película bacteriana cubrirá todo el medio filtrante. Dado que las partículas más grandes se remueven en la parte superior del filtro, no existe una distribución lineal de sólidos dentro del mismo, de manera que se presenta una gran acumulación en los primeros 100 a 200 mm (4 a 8 pulgadas) de la parte superior.

2.4.2 Filtros con recirculación

En la operación de filtros con recirculación las variables del proceso que afectan el desempeño del filtro, en cuanto a la remoción de DBO, SST, grasas aceites y turbiedad, son las mismas que afectan el desempeño de los filtros intermitentes. El volumen de líquido recirculado es de gran importancia, puesto que diluye el efluente del tanque de recirculación de manera que la materia orgánica aplicada en cada dosis y absorbida en la película bacteriana puede ser procesada con más facilidad por las bacterias entre dosis. Como la profundidad de la capa de agua que fluye a través del medio filtrante es mayor a la que se presenta en filtro de arena intermitentes, cabe la posibilidad que partículas coloidales pequeñas incluyendo bacterias y virus, puedan atravesar el medio filtrante sin que se hayan absorbido. La materia orgánica presente en el influente se distribuye a una mayor profundidad dentro del filtro debido al volumen de líquido adicionado. El líquido adicionado sirve también para lavar y arrastrar fuera del filtro material orgánico parcialmente descompuesto, desechos bacterianos y residuos retenidos en el filtro durante las dosis anteriores, el material extraído del filtro tiende a acumularse en el fondo del tanque de recirculación.

Tanto los filtros intermitentes como los de recirculación pueden presentar fallas cuando las tasas de aplicación hidráulica, de sólidos y orgánica exceden ciertos límites específicos de cada tipo de filtro. El síntoma más común que indica el mal funcionamiento de un filtro es la inundación de su superficie entre aplicaciones, llegando en algunos caso a presentarse desbordamiento del líquido aplicado. Las fallas ocurren por lo general como resultado de la acumulación de materiales sólidos orgánicos e inorgánicos, grasas y aceites presentes en el influente y tejido celular, lo cual origina un taponamiento de los espacios libres entre partículas del medio filtrante.

Cuando la cantidad aplicada de material orgánico particulado y en solución supera los requerimientos alimenticios necesarios para que los microorganismos en la delgada capa se mantengan a una tasa de crecimiento bajo, tendrá lugar un aumento en la tasa de crecimiento. De forma similar, si las grasas, aceites y material orgánico particulado que se aplica sobre el filtro son retenidos en la película bacteriana, estos microorganismos deben ser capaces de solubilizar y procesar los constituyentes aplicados antes de la próxima dosis. De lo contrario, ocurrirá una acumulación gradual de sólidos dentro del filtro provocando que falle.

2.5 Filtros de lecho empacado con recirculación

La remoción de DBO en los filtros con recirculación depende de la carga aplicada y del tamaño de las partículas del medio filtrante. Los filtros con recirculación pueden producir un efluente con menos de 10 mg/l de DBO y SST, cuando se operan con cargas menores a 200 mm/d (5 gal/pie²d) y el tamaño medio de partícula es de 3 mm o menos. En la Tabla 2.2 se presentan valores de remoción alcanzados en este tipo de filtros, con tamaños de medio filtrante que van desde arenas hasta gravas.

Tabla 2.2 Remoción de DBO y SST en filtros con recirculación (Crites, 1998)

Ubicación	Medio filtrante		DBO (mg/L)		SST (mg/L)	
	d ₁₀ , mm	CU	Influente	Efluente	Influente	Efluente
Elkton, Oregon	3.5	1.80	141	6	32	6
Orcas Village, Washington	2.0	1.75	166	4	113	5
South Prairie, Washington	4.3	1.60	181	4	34	4

CU = Coeficiente de uniformidad, d₁₀ = Tamaño efectivo

2.5.1 Consideraciones de diseño

Entre los factores importantes en el diseño de filtros con recirculación están: el tipo y tamaño de partícula del medio de soporte, la profundidad del lecho del empaque, las cargas hidráulica y orgánica superficiales, el número de dosis, el caudal por dosis y su distribución en la superficie del reactor. En la Tabla 2.3 se presentan algunos criterios de diseño para filtros de lecho sumergido con flujo descendente.

Tabla 2.3 Criterios para el diseño de reactores de lecho sumergido (Grady y Lim, 1999)

Proceso	Características del medio de soporte		Carga hidráulica Superficial, m/h		Carga Orgánica kg DBO/m ³ d	Porosidad %
	Tamaño mm	Área Superficial Especifica m ² /m ³	Promedio m/h	Máxima m/h		
Lecho fijo con flujo descendente	2 - 6	1000-1500	2 - 3	5 - 6	2 - 4.5	40

2.5.2 Tipo y tamaño de medios de soporte

Las primeras investigaciones sobre medios de soporte para los sistemas con biopelícula, utilizaron desde arenas gruesas hasta gravas finas, pasando por cenizas de horno. En dichas investigaciones se encontró que diámetros efectivos de partícula de 0.3 mm o menores, originaban una rápida colmatación del sistema y, por tanto, carreras de tratamiento cortas. Estos resultados condujeron a los investigadores a recomendar un tamaño de partícula mayor (0.6 mm). También se han utilizado cenizas de horno tamizadas, cuyos tamaños varía entre 0.9 y 2.4 mm. En cuanto a las gravas, se han empleado con tamaños medianos que van desde 1 hasta 6 mm y tamaños finos de 2.5 mm (Crites, 1998).

Los diferentes tipos de medio de soporte se pueden clasificar como a continuación se presenta (Iwai y Kitao, 1994):

1. Medio granular irregular. Arena, cuarzo, roca volcánica, coque, carbón, conchas de moluscos, piezas de plástico, piezas de corcho, piezas de madera, etc.
2. Medio granular uniforme. Anillos Rashig, tubos de plástico, anillos Pall, etc.
3. Medio con forma de postes o lazos: postes de madera, ramas de árbol, etc.
4. Medio con forma de plato. Plato de madera, plástico, platos corrugados de plástico, etc.
5. Medio con forma de bloque poroso. Tubos porosos de plástico, tubos de panal, etc.

En general las características deseables para un medio de soporte son (Iwai y Kitao, 1994).

- Apropiado grado de fijación de la película biológica.
- Gran área superficial.

- Porosidad alta.
- Baja resistencia al flujo de agua.
- Suficiente resistencia mecánica a la presión y abrasión.
- Tamaño granular uniforme, el cual permite flujo uniforme a través del reactor.
- Resistencia al ataque químico.
- Mayor peso específico con respecto al del agua, para evitar su flotación, pero no demasiado como para que ejerza peso excesivo sobre la estructura que lo contiene.
- Bajo precio y abastecimiento factible.
- Fácil de fabricar y transportar.

2.5.3 Profundidad del medio de soporte

La profundidad del lecho empacado va de 0.6 a 1.2 m (24 a 48 pulgadas), aunque anteriormente se utilizaban lechos más profundos.

2.5.4 Carga orgánica superficial

La carga orgánica superficial se define como el cociente que resulta de dividir la relación del caudal promedio multiplicado por la concentración de contaminantes orgánicos (materia orgánica soluble y particulada) medidos como la Demanda Química de Oxígeno (DQO) o Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), entre el área superficial específica expuesta de biopelícula; se puede representar por la siguiente relación (González y Elías, 1989).

$$C O = \frac{Q \cdot S_0}{A_s} \quad (2.1)$$

Donde

C O = Carga orgánica superficial; g DQO (DBO)/m². d
Q = Gasto promedio; m³/d
S₀ = Concentración de sustrato; g DQO (DBO)/m³
A_s = Área superficial; m²

La magnitud de la carga orgánica superficial se determina tomando en cuenta la frecuencia de colmatación que presenta el lecho de soporte del reactor.

2.5.5 Operación y mantenimiento

Para evitar la colmatación en los reactores de lecho sumergido, debe buscarse un balance entre la carga de sólidos aplicados al reactor y el tamaño de partícula del medio de soporte. Algunas recomendaciones para esto, se presentan en la Tabla 2.3.

Existen varios factores que influyen en la operación y el funcionamiento de los reactores:

- Calidad del agua residual.
- Carga orgánica.
- Dispositivos de aireación.
- Propiedades del medio de soporte: tipo de medio, porosidad, área superficial específica, resistencia mecánica y a la abrasión.
- Frecuencia del retrolavado.

2.6 Coeficientes cinéticos de reacción

Generalmente los coeficientes cinéticos de reacción para los procesos de transformación, se determinan mediante procedimientos de integración o diferenciación de las ecuaciones que los definen, usando resultados experimentales obtenidos en reactores de flujo intermitente o flujo continuo. En la Tabla 2.4 se muestran algunos procedimientos para lo anterior.

Tabla 2.4 Métodos de integración y diferencial empleados para determinar el coeficiente cinético de reacción (Crites, 1998)

Expresión de velocidad	Forma integrada	Método empleado para determinar el coeficiente cinético de reacción
Método de integración		
Reacción de orden cero: $r_c = \frac{d(C)}{dt} = -k$	$[C] = [C_0] - kt$	Representación gráfica de (C) contra t
Reacción de primer orden: $r_c = \frac{d(C)}{dt} = -k(C)$	$\ln \left[\frac{C}{C_0} \right] = -kt$	Representación gráfica de $-\ln(C/C_0)$ contra t
Reacción de segundo orden: $r_c = \frac{d(C)}{dt} = -k(C)^2$	$\frac{1}{[C]} - \frac{1}{[C_0]} = kt$	Representación gráfica de $1/(C)$ contra t
Método diferencial		
$r_c = \frac{d(C)}{dt} = -k(C)^n$		$n = \frac{\log(-d(C_1)/dt) - \log(-d(C_2)/dt)}{\log(C_1) - \log(C_2)}$ <p>Una vez que se conoce el orden de reacción, el coeficiente cinético de reacción se determina por sustitución</p>

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Aguas residuales

Las aguas residuales utilizadas en esta experimentación se obtuvieron del efluente de un sedimentador primario en funcionamiento en una granja porcícola ubicada en el Municipio de Otumba, Estado de México. Esta granja es de tipo lechonera y está diseñada para una población de 120 hembras. Los usos del agua en la granja producen entre 37 y 40 m³ de agua residual por semana, cuyas características y composición media se muestran en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Características y composición de las aguas residuales que se producen en la granja. El valor promedio se obtuvo de tres lotes de agua.

Parámetro	Ámbito	Valor promedio
pH (unidades)	8.1 – 8.4	8.3
Turbiedad (UTN)	712 – 2,946	1,910
Color (Pt-Co)	3,120 – 7,392	5,127
DQOT (mg/L)	2,146 – 4,119	2,997
DBO ₅ (mg/L)	1,173 – 2,318	1,695
DBO ₅ / DQOT	0.55 – 0.58	0.57
ST (mg/L)	2,925 – 3,965	3,400
SVT (mg/L)	1,215 – 1,885	1,510
SFT (mg/L)	1,710 – 2,080	1,890
SST (mg/L)	245 – 2,125	975
SSV (mg/L)	155 – 1,367	630
SSF (mg/L)	90 – 758	346
SDT (mg/L)	1,840 – 2,754	2,425
SDV (mg/L)	518 – 1,063	880
SDF (mg/L)	1,322 – 1,691	1,544

3.2 Unidades experimentales

Las unidades experimentales consistieron de tres reactores biológicos construidos con tubos de cloruro de polivinilo (PVC), con dimensiones de 10.16 cm (4") de diámetro y 1.31 m de altura, dando un volumen total de 9.8 L por cada reactor.

Para evitar el taponamiento de los reactores por el lecho de soporte, como se ilustra en la Figura 3.1, en cada reactor se instaló un falso fondo, construido con placa de PVC de 0.47 cm (3/16") de espesor con perforaciones de 0.31 cm (1/8") con claros de 1.0 cm de centro a centro.

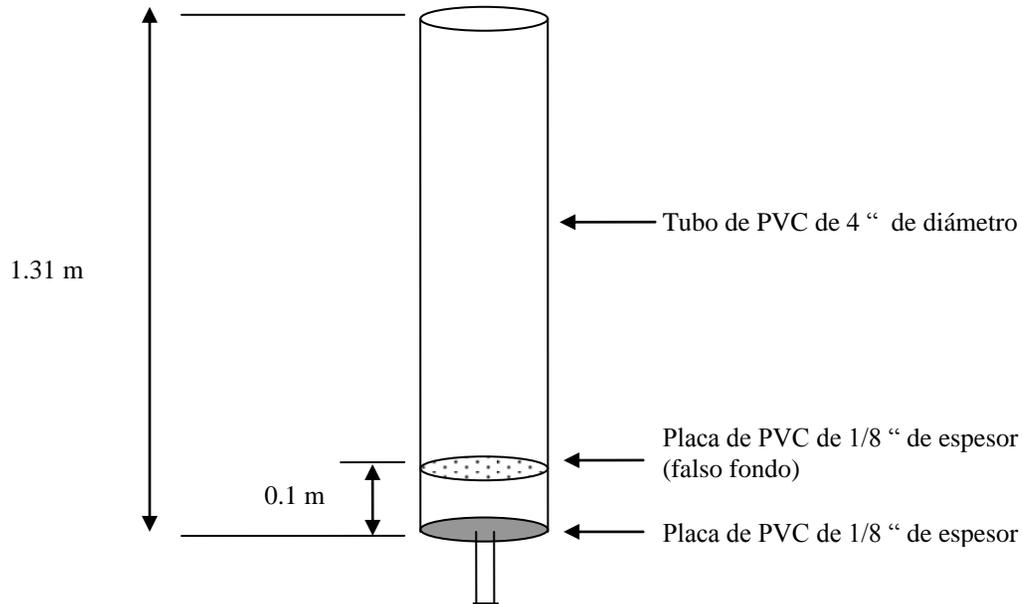


Figura 3.1 Configuración de cada reactor usado en la experimentación

Los reactores se diseñaron para operar en serie con flujo descendente a gravedad con recirculación en forma continua a condiciones ambientales, como se muestra en la Figura 3.2. Para la recirculación se utilizó una bomba sumergible con potencia de 1/3 de hp, instalada en un tanque de polietileno de alta densidad 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 reactor, se usó manguera flexible de 1/2" de diámetro y para el control de flujo entre cada reactor, válvulas de esfera, de PVC, de 1/2" de diámetro.

Para el empaque de los reactores se usó grava gruesa y mediana en la parte basal y, como medio de soporte, tezontle procedente de uno de los filtros instalados en la granja porcícola; éste con el fin de disponer de un material de soporte ya inoculado. El material se enjuagó con agua con el propósito de eliminar las partículas finas y se tamizó con mallas de 4.76 mm (3/16") y 9.52 mm (3/8") para obtener partículas de 7 mm de diámetro promedio.

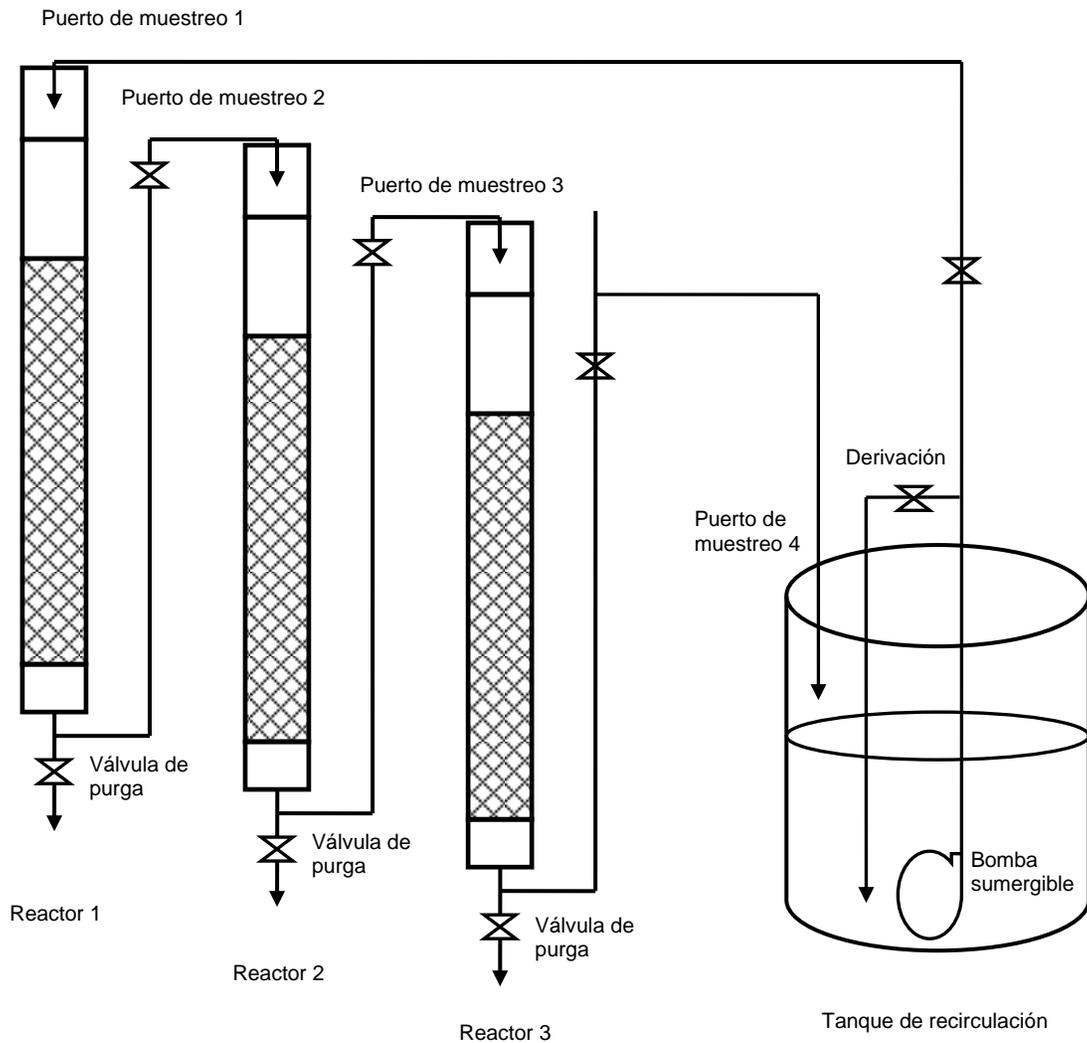


Figura 3.2 Tren de reactores de lecho fijo con flujo descendente conectados en serie.

Cada reactor fue empacado en el siguiente orden:

- 10 cm de grava (tamaño de partícula 10 – 15 mm)
- 5 cm de grava mediana (tamaño de partícula 4 – 8 mm)
- 65 cm de tezontle rojo (tamaño de partícula de 5 - 9 mm)

3.3 Experimentación

La estrategia de trabajo, consistió de tres fases: la fase de arranque, la de estabilización y la fase de operación bajo diferentes cargas hidráulicas superficiales, como se muestra en el Diagrama 3.1



Diagrama 3.1 Estrategia de trabajo

3.3.1 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.

3.3.2 Fase de estabilización

La estabilización del sistema, como fase secundaria de la metodología, tuvo como objetivo asegurarse de que, previo a las corridas experimentales, 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 540 mL/min y tiempo de retención hidráulico de 12 minutos) y monitoreando, en relación con el tiempo, el comportamiento de la DQO, DBO_5 y turbiedad en el efluente del tercer reactor, hasta que dichos parámetros presentaron un comportamiento asintótico.

3.3.3 Fase de operación

Una vez estabilizado el sistema, con base en el ámbito que recomienda la literatura para este tipo de reactores, se establecieron las cargas hidráulicas superficiales de 1, 3 y 5 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ para su operación. La secuencia de operación fue establecida al azar, como se ilustra en el Diagrama 3.2.

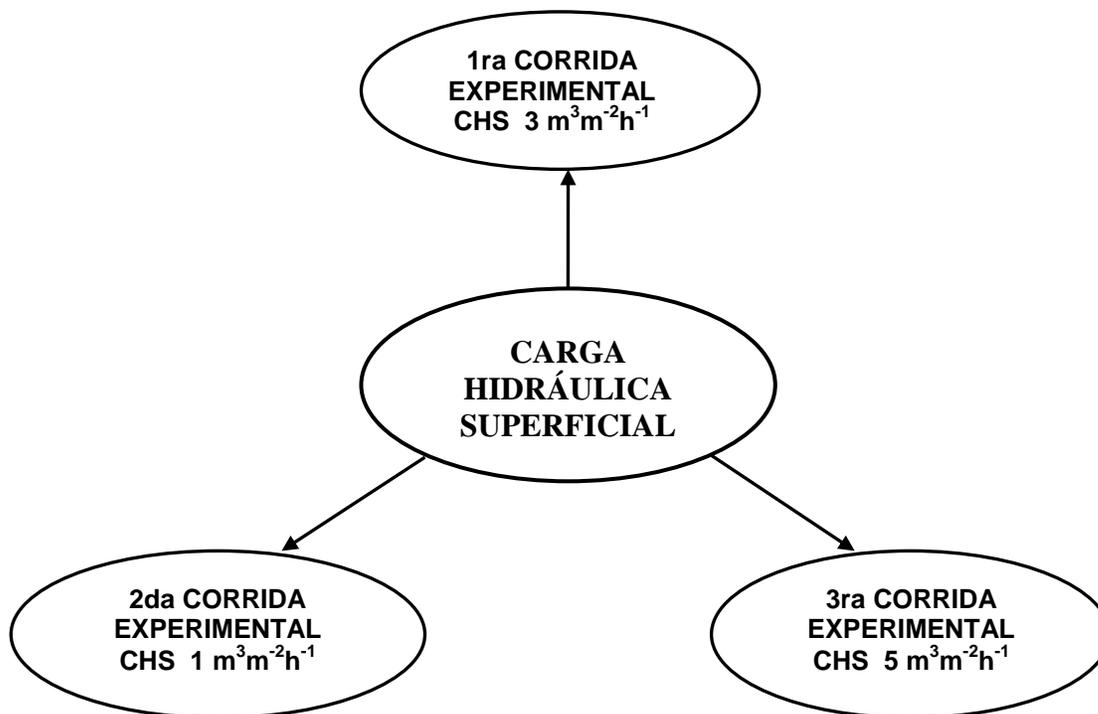


Diagrama 3.2 Diagrama de operación durante la experimentación

Cabe señalar que al término de cada corrida, los reactores fueron sometidos, en cuatro ocasiones, a un retrolavado usando el agua tratada. Esto se realizó llenando con esta agua los reactores y luego drenándolos mediante las válvulas de purga (Figura 3.2).

3.3.4 Operación del sistema

El programa experimental para la etapa de operación a diferentes cargas hidráulicas está planteado en el Diagrama 3.3, en el cual se muestra la frecuencia y los parámetros de medición que se realizaron para dar seguimiento al comportamiento de los reactores durante la experimentación. En todas las corridas se tomaron muestras del influente y efluente de cada uno de los reactores, mismas que se analizaron de inmediato. Para atenuar la pérdida de volumen de agua de

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

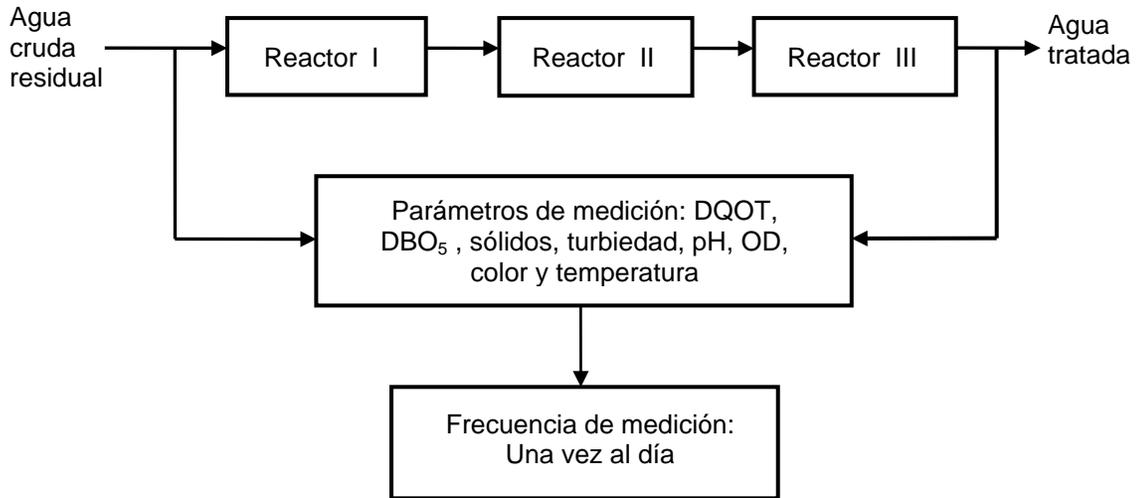


Diagrama 3.3 Programa experimental

Cabe aclarar que la determinación de un número menor de parámetros en los reactores 1 y 2, en relación con el reactor 3, obedeció a que únicamente se deseaba conocer si el volumen total del medio de soporte estaba sobrado o no según las cargas hidráulicas superficiales de operación.

La toma de muestras se realizó de forma manual en los puntos indicados en la Figura 3.2, bajo las siguientes condiciones: las muestras de cada reactor (influyente y efluente), se tomaron una vez al día, seis días a la semana, durante el tiempo necesario para alcanzar condiciones *cuasi* estacionarias de las concentraciones de los parámetros en el efluente del tercer reactor. 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.

Por lo que toca a las determinaciones analíticas, estas se realizaron de acuerdo con los Métodos Estándares (APHA, AWWA, WEF, 1998) que se mencionan en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Métodos analíticos utilizados

Parámetro	Método
DQOT (mg/L)	De reflujo cerrado - Colorimétrico
DBO ₅ (mg/L)	Botella Winkler – Electrodo de membrana
Turbiedad (UTN)	Nefelométrico
Color (Pt - Co)	Espectrofotométrico
Sólidos (mg/L)	Gravimétrico
pH (unidades)	Potenciométrico
Oxígeno disuelto (mg/L)	Electrométrico
Temperatura (°C)	Termométrico

4. RESULTADOS Y SU EVALUACIÓN

4.1 Arranque y estabilización

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, 4 y 5 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ tampoco presentaron fugas, tanto en las tuberías como en las válvulas y conexiones. En lo que concierne a los aforos, los caudales correspondientes a las cargas hidráulicas ensayadas, presentaron una variación en relación al tiempo del orden de $\pm 2\%$. En la Tabla 4.1 se presentan las características de los reactores con el medio de soporte.

Tabla 4.1 Características de los reactores

Variable	Magnitud
Altura del reactor, m	1.31
Altura del MS*, m	0.80
Volumen del reactor vacío, L	9.81
Volumen del MS, L	3.40
Porosidad del MS, %	47.0
Volumen útil del reactor, L	6.40
Área superficial del MS, m^2	2.92
Área superficial específica del MS, m^2/m^3	858.82

* MS: Medio de Soporte

En la tabla anterior, puede notarse que la magnitud de las características del medio de soporte, discrepa de aquellas recomendadas en la Tabla 2.4 para el diseño de este tipo de reactores. Las razones de tal discrepancia, se debe a que tales recomendaciones son para tratar aguas residuales de tipo doméstico o municipal, cuyas características difieren de las de las aguas residuales utilizadas en este trabajo, principalmente en cuanto al contenido de la DBO_5 .

En lo que se refiere al tanque de recirculación, éste se llenó con 130 L del agua residual y de este volumen se utilizaron 19.2 L para el llenado de los reactores; por lo que la relación del volumen de agua de los reactores a la del volumen de agua de recirculación resultó de 6:1.

Para la estabilización 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, DBO_5 y la

turbiedad, medidas en el efluente del tercer reactor. Para la estabilización se usaron dos lotes de agua residual; con el primero se operó el sistema durante 14 días (etapa 1) y con el segundo 9 días (etapa 2), por lo que el tiempo total para la estabilización fue de 23 días.

En la Tabla 4.2 se muestran las características del agua residual cruda usada durante la estabilización.

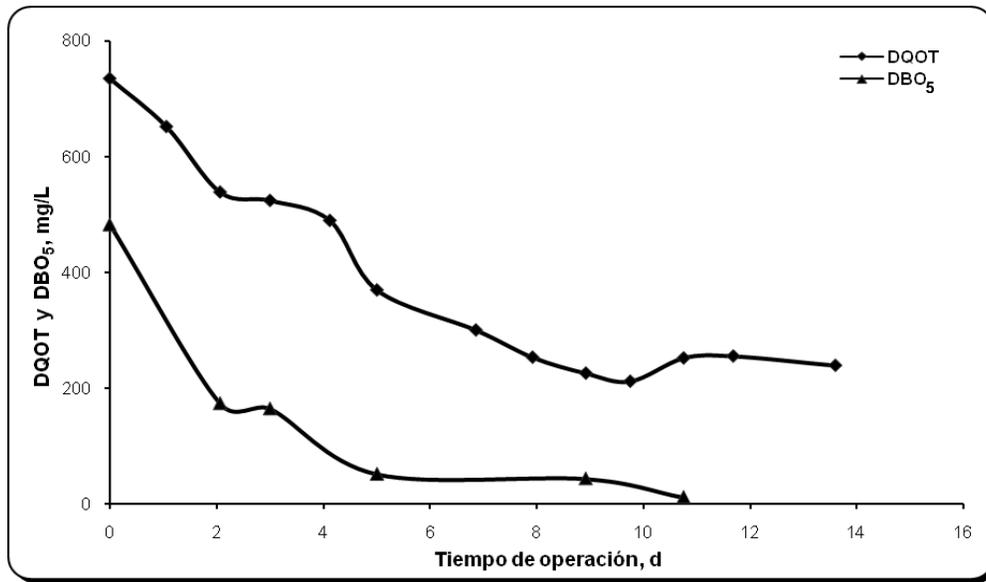
Tabla 4.2 Características del agua residual cruda usada en la fase de estabilización

Parámetro	Carga hidráulica superficial $4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	
	Lote 1	Lote 2
Temperatura, °C	21	22
pH, unidades	8.1	7.7
Turbiedad, UTN	482	561
DQOT, mg/L	734	520
DBO ₅ , mg/L	482	154
DBO ₅ /DQOT	0.65	0.29
t _{operación} , días	14	9

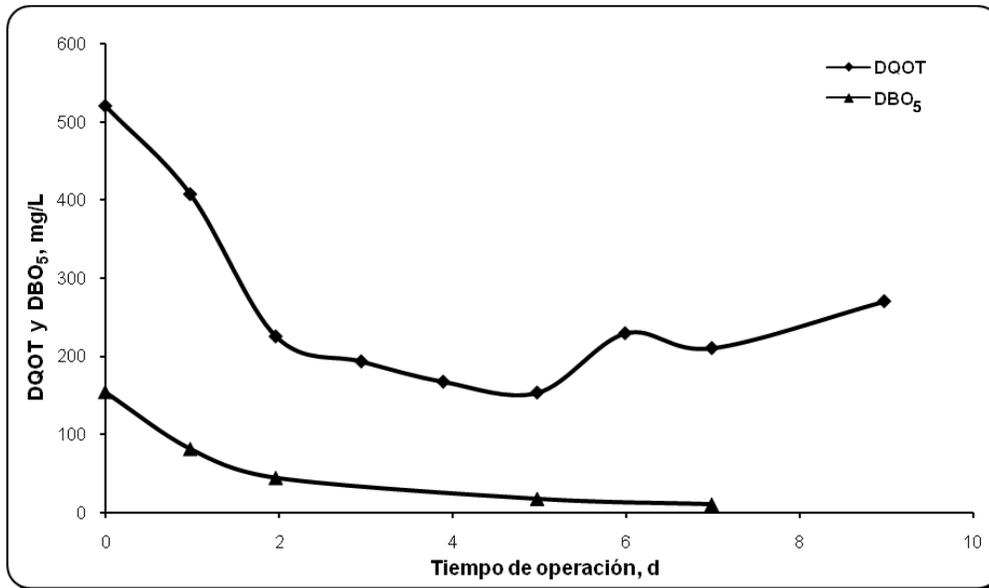
En los datos de la tabla anterior, se puede observar que las concentraciones de la DQOT y de la DBO₅, están fuera del ámbito promedio de 2997 y de 1695 mg/L, respectivamente (Tabla 3.1). Esta diferencia se debe a que las muestras se colectaron durante el periodo de lluvias, por lo que éstas estaban diluidas.

Por otra parte, en las Gráficas 4.1 a la 4.4, se muestra el comportamiento de la DQOT, DBO₅ y turbiedad en relación con el tiempo de operación para cada etapa de estabilización.

En las Gráficas 4.1 y 4.2, se observa que en ambas etapas de estabilización, el decaimiento de la DQOT y DBO₅ siguen un patrón muy similar aún cuando la relación DBO₅/DQOT en la primera etapa fue un poco más del doble que en la segunda. Esta situación indica que el sistema tiene buena capacidad para amortiguar variaciones fuertes de la materia orgánica en el influente. En dichas gráficas, también puede notarse que casi al final del periodo de estabilización la DQOT tendió a incrementarse para luego continuar con la tendencia al decaimiento en la etapa 1 y de incremento en la etapa 2. Se piensa que este comportamiento pudo deberse a errores cometidos durante la determinación de este parámetro o a que el material usado en la prueba no estaba en condiciones adecuadas para su uso. De otra forma, si hubiera sido por desprendimiento de la biopelícula, ese mismo comportamiento se hubiera reflejado también en la DBO₅; como puede observarse en la Gráfica 4.1, en los primeros días de estabilización.

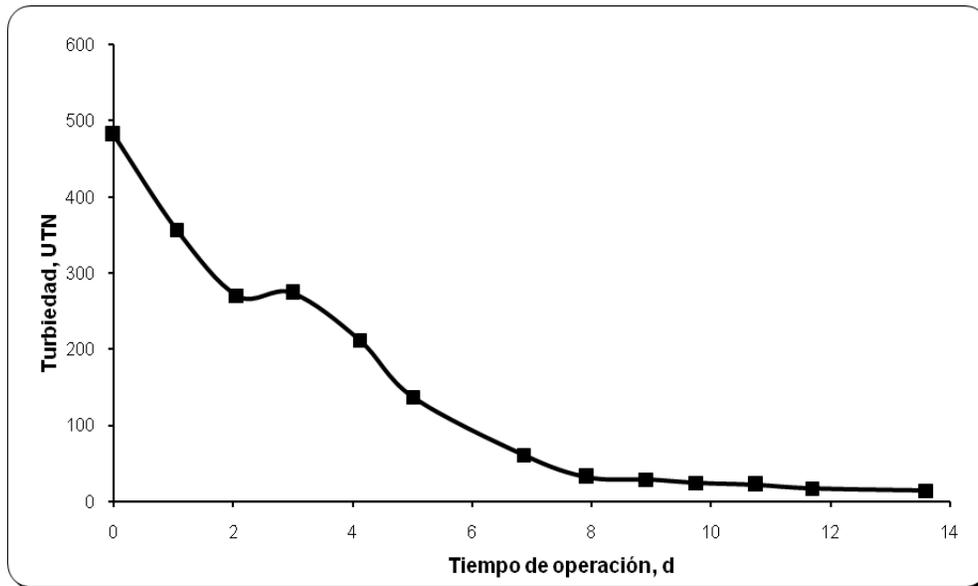


Gráfica 4.1 Decaimiento de la DQOT y DBO₅ en el efluente durante la etapa 1

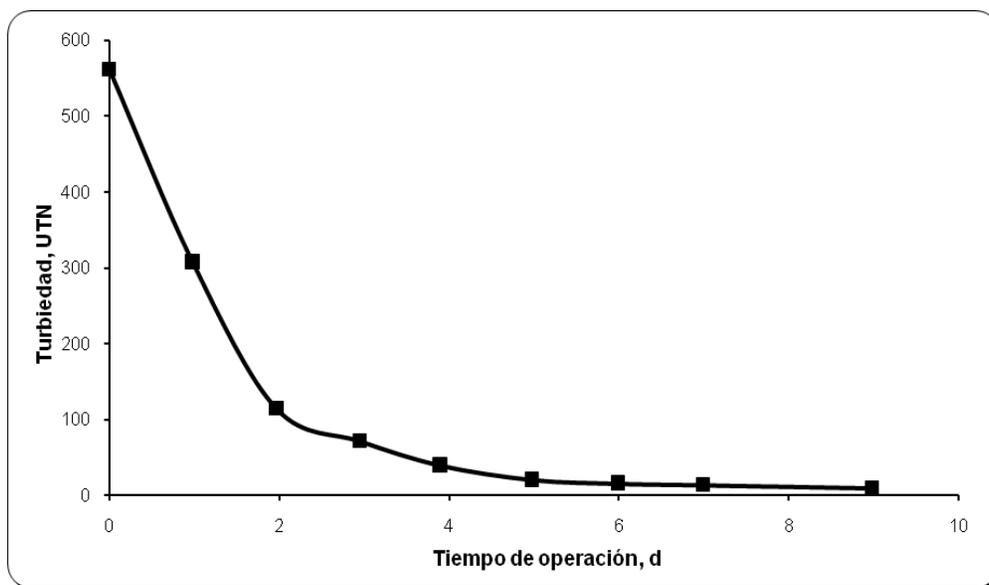


Gráfica 4.2 Decaimiento de la DQOT y DBO₅ en el efluente durante la etapa 2

En cuanto a la turbiedad, su comportamiento en las dos etapas de estabilización se ilustra en las Gráficas 4.3 y 4.4. En estas gráficas se puede observar, como era de esperarse, que la turbiedad siguiera un patrón de decaimiento similar al de los demás parámetros.



Gráfica 4.3 Comportamiento de la turbiedad en el efluente durante la etapa 1



Gráfica 4.4 Comportamiento de la turbiedad en el efluente durante la etapa 2

Otro aspecto relevante que cabe señalar en las Gráficas 4.1 a 4.4, es la forma de la curva de decaimiento de los parámetros, las cuales siguen un patrón similar al de las ecuaciones cinéticas de primer orden que caracterizan a los procesos biológicos; esto es, en los primeros días el decaimiento es muy rápido para luego, en el transcurso del tiempo, atenuarse de manera paulatina hasta alcanzar un comportamiento asintótico. Este comportamiento fue la pauta a seguir para determinar en qué momento terminar las etapas de estabilización.

En la Tabla 4.3 se presentan, para cada etapa, las eficiencias de remoción de los parámetros usados como control. En dicha tabla, se puede observar que la eficiencia de remoción de la DBO₅ en ambas etapas fue mayor al 93%. Estos valores reforzaron la idea de que el sistema de tratamiento en prueba, podría ser útil para tratar las aguas residuales en estudio y por ende, continuar con la experimentación.

Tabla 4.3 Eficiencias de remoción en las etapas de estabilización 1 y 2

Etapa	Parámetro								
	DQOT _i mg/L	DQOT _f mg/L	η %	DBO _{5i} mg/L	DBO _{5f} mg/L	η %	Tur _i UNT	Tur _f UNT	η %
1	734	239	67.4	482	11	97.7	482	14	97.0
2	520	270	48.0	154	10	93.5	561	9	98.3

Notas: DQOT_i = DQOT inicial, DQOT_f = DQOT final, DBO_{5i} = DBO₅ inicial, DBO_{5f} = DBO₅ final, Tur_i = Turbiedad inicial, Tur_f = Turbiedad final, η = Eficiencia

4.2 Fase de operación

Las características de las aguas residuales usadas en cada corrida se muestran en la Tabla 4.4. En esta tabla puede notarse que aún cuando las concentraciones de DQOT y DBO₅ en el influente de cada corrida fueron en aumento, la relación DBO₅/DQOT 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.

Tabla 4.4 Características de las aguas residuales usadas en la experimentación.

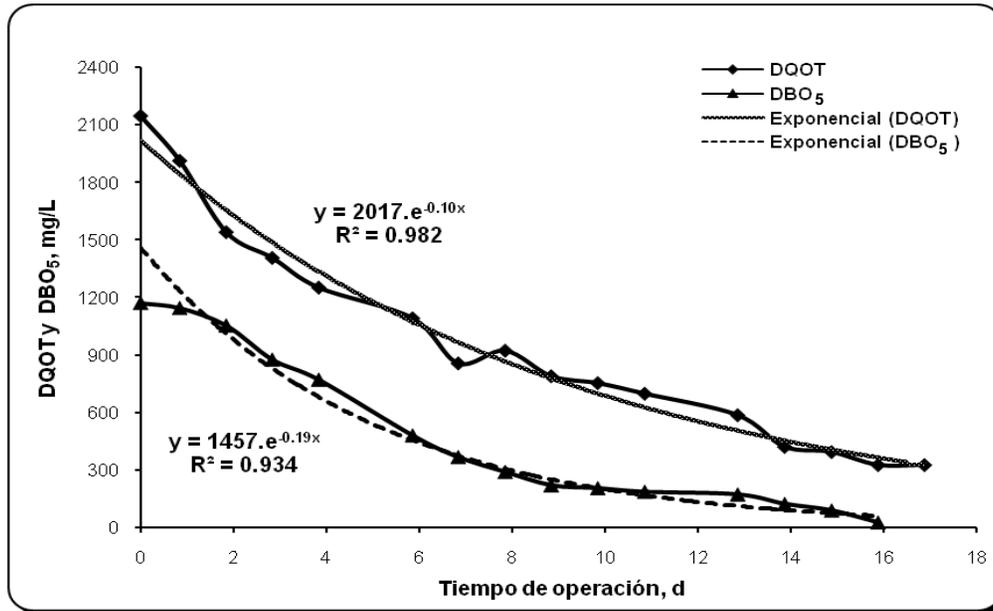
Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$		
	1	3	5
pH, (Unidades)	8.44	8.08	8.40
Turbiedad, (UTN)	712	2071	2946
Color, (Pt-Co)	3120	4870	7392
DQOT, (mg/L)	2146	2727	4119
DBO ₅ , (mg/L)	1173	1593	2318
DBO ₅ / DQOT	0.54	0.58	0.56
ST, (mg/L)	2925	3310	3965
SVT, (mg/L)	1215	1430	1885
SFT, (mg/L)	1710	1880	2080
SST, (mg/L)	245	556	2125
SSV, (mg/L)	155	367	1367
SSF, (mg/L)	90	189	758
SDT, (mg/L)	2680	2754	1840
SDV, (mg/L)	1060	1063	518
SDF, (mg/L)	1620	1691	1322

4.2.1 Comportamiento de la DQOT y DBO₅ en el efluente del sistema de tratamiento.

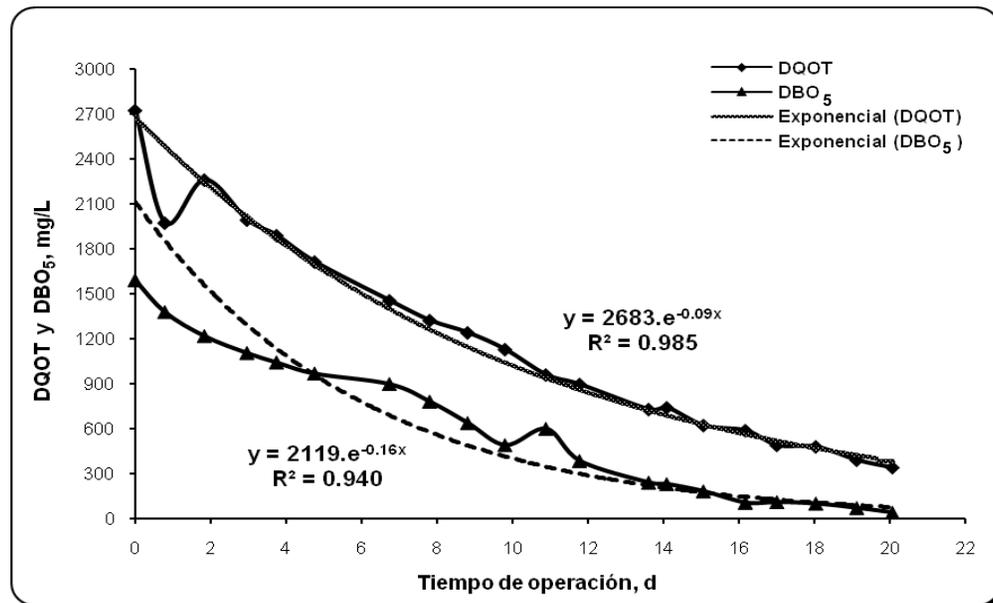
En las Gráficas 4.5, 4.6 y 4.7 se presenta la evolución de la materia orgánica en el efluente del sistema de tratamiento y su ajuste según la ecuación exponencial de decaimiento, en términos de DQOT y DBO₅ para las cargas hidráulicas superficiales de 1, 3 y 5 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, y en la Tabla 4.5, el gasto y los tiempos de retención hidráulico (TRH) y de operación correspondientes.

Tabla 4.5 Gastos y tiempos de retención hidráulico.

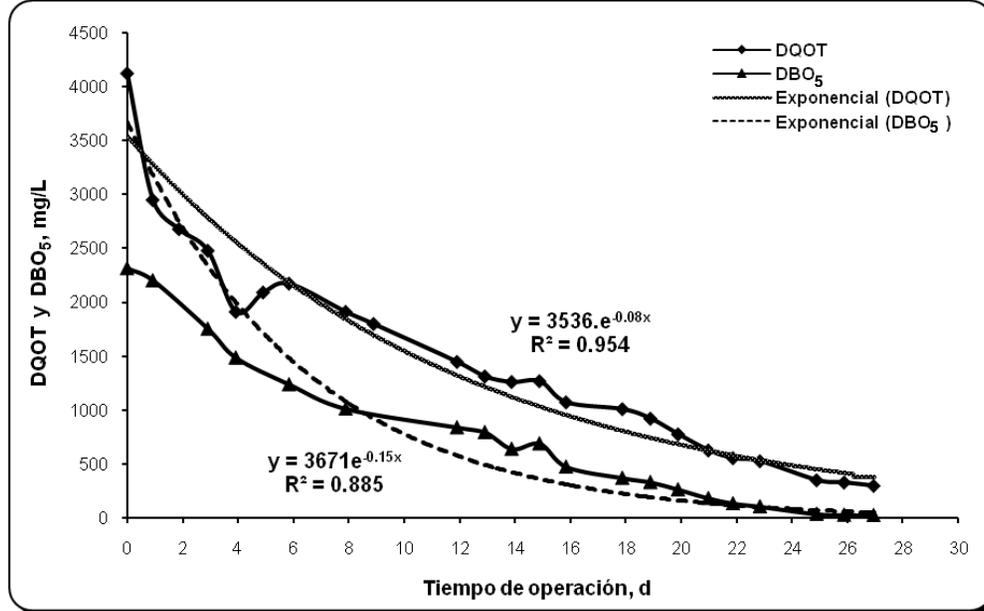
Parámetro	CHS 1 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$	CHS 3 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$	CHS 5 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$
Q, mL/min	135	405	675
TRH, min	142	47	28
t _{operación} , d	16	20	27



Gráfica 4.5 Evolución de la materia orgánica en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$



Gráfica 4.6 Evolución de la materia orgánica en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$



Gráfica 4.7 Evolución de la materia orgánica en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

Si se contrastan las curvas mostradas en las Gráficas 4.5, 4.6 y 4.7 podrá notarse que siguen una tendencia similar en la remoción de DQOT y DBO₅; no así las pendientes de las curvas ajustadas (coeficientes cinéticos de primer orden) las cuales son sensiblemente diferentes. En principio, la magnitud de tales constantes deberían ser muy parecidas; sin embargo, esta discrepancia se debe al efecto de haber operado el sistema bajo condiciones diferentes, tanto de concentración de la DQOT y DBO₅ en el influente como de la CHS usadas en cada corrida. Esto se puede entender con mayor claridad analizando las gráficas; por ejemplo, en la Gráfica 4.5 se puede observar que con una CHS de $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (TRH de 142 min) fue necesario un tiempo de operación de 17 días para reducir la DBO₅ inicial de 1173 mg/L hasta 28 mg/L, mientras que bajo una CHS de $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (TRH de 28 min) se requirió, como era de esperarse, un tiempo de operación mayor que el anterior (27 días) para reducir la DBO₅ inicial de 2,318 mg/L hasta 25 mg/L. 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.

En la Tabla 4.6 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 excelentes remociones de DBO₅ por arriba del 97% y para DQOT remociones arriba del 84 %.

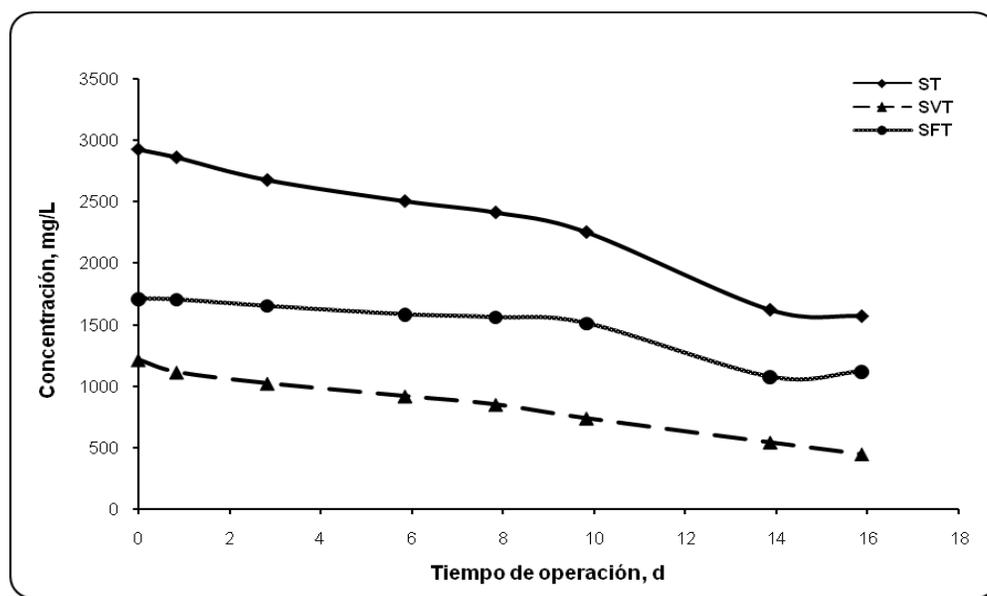
Tabla 4.6 Eficiencias de remoción de DQOT y DBO₅

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$								
	1			3			5		
	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)
DQOT, (mg/L)	2146	326	84.80	2727	343	87.42	4119	302	92.66
DBO ₅ , (mg/L)	1173	28	97.61	1593	43	97.30	2318	25	98.92
$t_{\text{operación}}$, (d)	16			20			27		

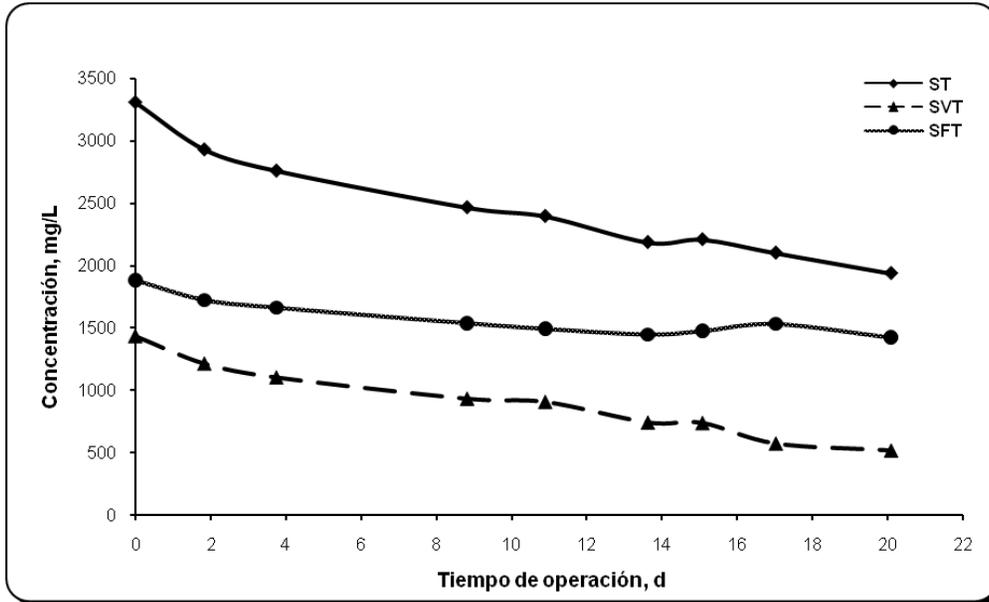
4.2.2 Remoción de sólidos

4.2.2.1 Remoción de sólidos totales (ST, SVT y SFT)

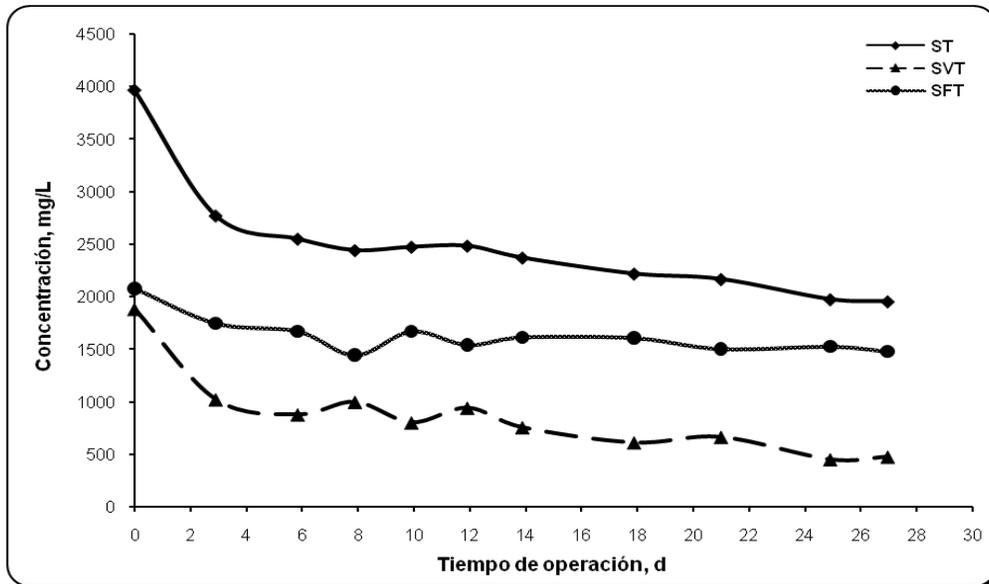
El comportamiento en la remoción de sólidos totales para las cargas hidráulicas de 1, 3 y 5 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ se presenta en las Gráficas 4.8, 4.9 y 4.10.



Gráfica 4.8 Comportamiento de sólidos en el efluente, CHS: 1 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$



Gráfica 4.9 Comportamiento de sólidos en el efluente, CHS: 3 m³ m⁻² h⁻¹



Gráfica 4.10 Comportamiento de sólidos en el efluente, CHS: 5 m³ m⁻² h⁻¹

En las gráficas anteriores se puede observar cómo, desde el principio de la operación con las cargas hidráulicas de 1 y 3 m³ m⁻² h⁻¹, la reducción de los sólidos en relación con el tiempo siguen una tendencia casi lineal. Este mismo comportamiento se observa en la Gráfica 4.10, pero a partir del segundo día de operación. Esta diferencia se debe a que en esta corrida, la concentración de los SVT fue más grande que en las anteriores y por ende, en este caso el decaimiento exponencial típico se ve más acentuado en los primeros días de operación.

En la Tabla 4.7 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.

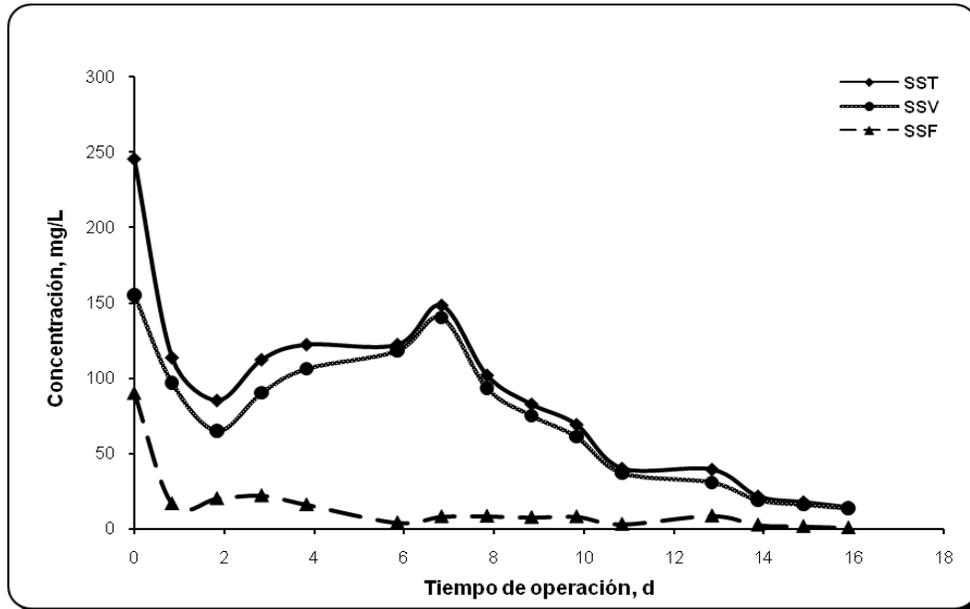
Esto significa que el proceso es igualmente bueno con cualquiera de esas cargas, simplemente se requiere mayor tiempo de operación.

Tabla 4.7 Eficiencias de remoción de los sólidos totales en sus diferentes formas

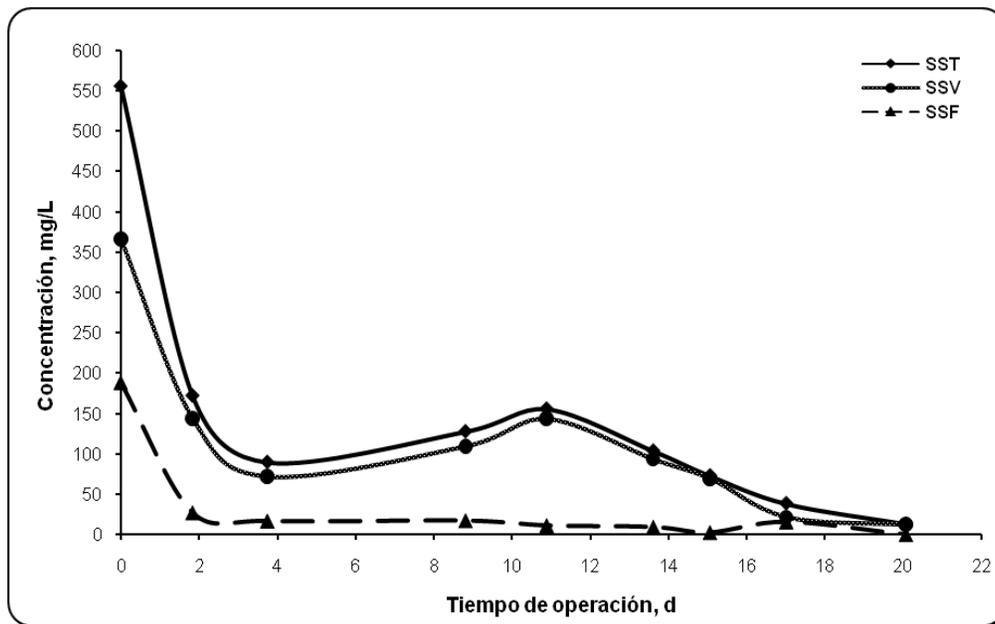
Parámetro	Carga Hidráulica Superficial m ³ m ⁻² h ⁻¹								
	1			3			5		
	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)
ST, (mg/L)	2925	1568	46.39	3310	1936	41.51	3965	1957.69	50.62
SVT, (mg/L)	1215	448	63.12	1430	516	63.91	1885	476.92	74.69
SFT, (mg/L)	1710	1120	34.50	1880	1420	24.46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

4.2.2.2 Remoción de sólidos suspendidos (SST, SSV y SSF)

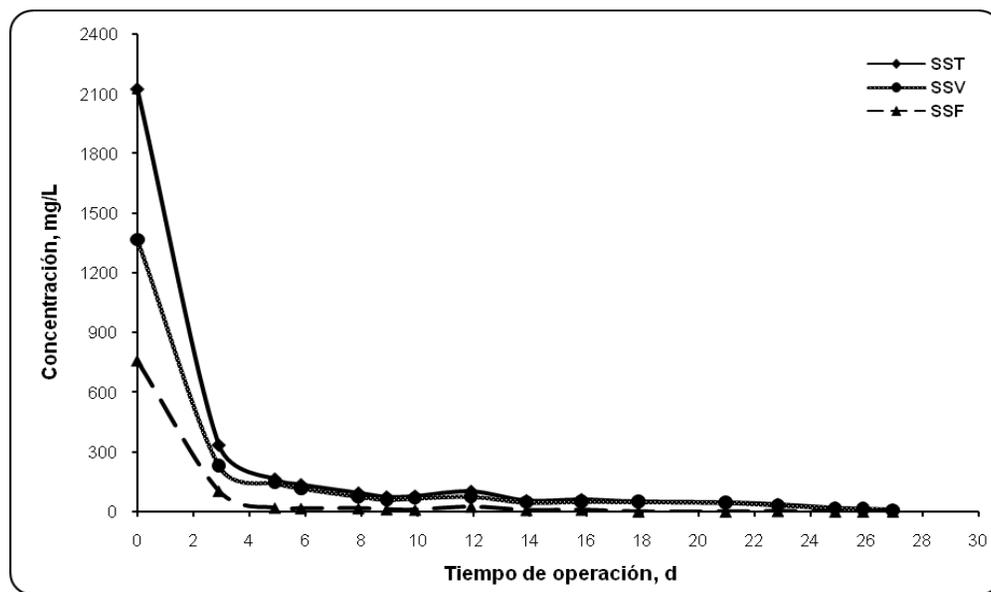
El comportamiento de este tipo de sólidos se muestra en las Gráficas 4.11, 4.12 y 4.13 para las cargas hidráulicas superficiales de 1,3 y 5 m³ m⁻² h⁻¹, respectivamente.



Gráfica 4.11 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente, CHS: 1 m³ m⁻² h⁻¹



Gráfica 4.12 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente, CHS: 3 m³ m⁻² h⁻¹



Gráfica 4.13 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

Puede observarse en las tres gráficas, que el comportamiento es similar en cuanto al decaimiento e incremento, con respecto del tiempo, incluso en relación con la aparición de picos. En este caso, hay que notar que dado que las escalas en que están trazadas las gráficas son diferentes, la altura de los picos es en el caso de la CHS $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ muy pronunciada, mientras que en las siguientes es menos aparente. Por otro lado, se observa en las tres gráficas una disminución seguida por un incremento en las concentraciones de los sólidos, sólo que se presenta en diferentes tiempos de la operación en cada caso. Estos aumentos bruscos se deben con toda seguridad, al desprendimiento de la biopelícula, misma que inicia su nueva formación después. El tiempo de operación en que esto sucede es menor con la menor CHS $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, ya que el flujo es más lento y, por tanto, se favorece la adherencia de los microorganismos al medio de soporte, lo que se traduce en el incremento de la rapidez del engrosamiento de la biopelícula y lógicamente su desprendimiento también. Cabe recordar que el medio de soporte ya tenía biopelícula formada al inicio de cada operación.

En lo que se refiere a las eficiencias de remoción de los sólidos suspendidos (totales, fijos y volátiles), en la Tabla 4.8 se presentan estos datos. En ella se puede apreciar que se obtienen excelentes remociones de todos los tipos de sólidos suspendidos, incluso por arriba del 90%, para cualquier CHS aplicada. Este comportamiento se puede deber, principalmente, al efecto de la biodegradación aunado al efecto de filtración. Cabe señalar que el decaimiento de los SSF es aparente ya que

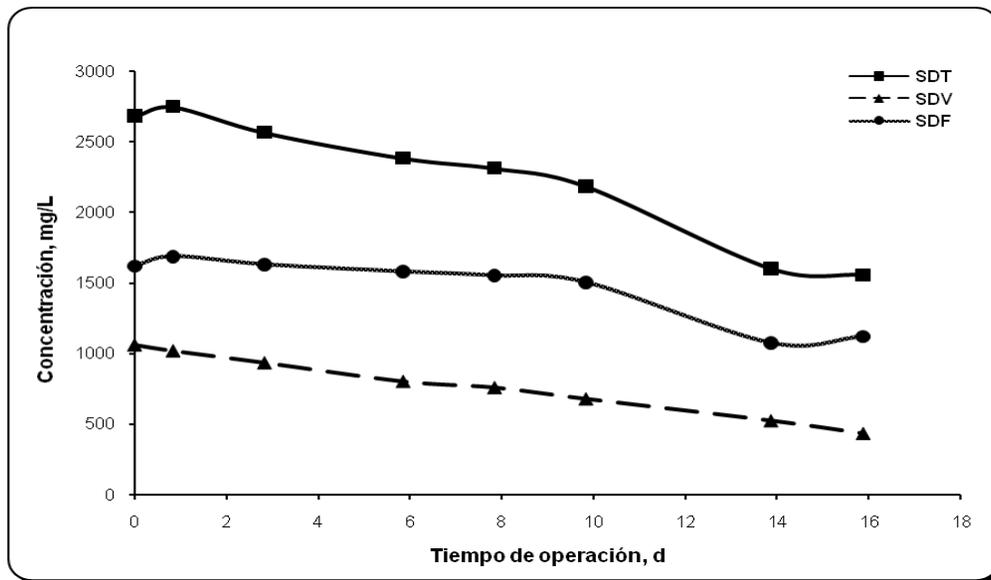
primeramente, los SS son solubilizados durante el proceso biológico y la fracción volátil es asimilada, mientras que la mayoría de la fracción fija pasa a la forma soluble; esto es, los microorganismos tienden a consumir la fracción volátil y una mínima cantidad de la fracción fija, por lo que el remanente de estos sólidos queda en la forma disuelta.

Tabla 4.8 Eficiencias de remoción de sólidos suspendidos

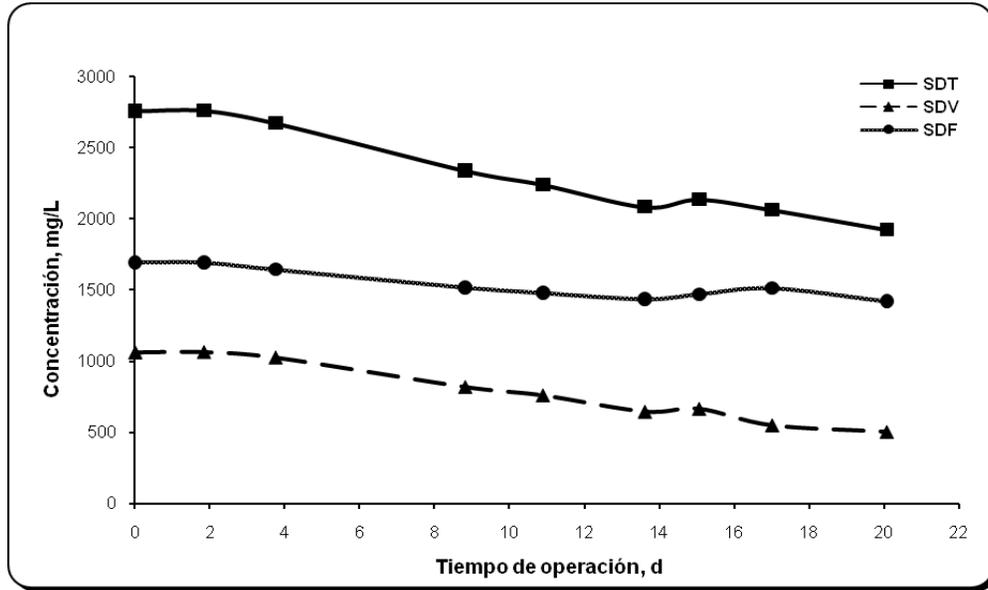
Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$								
	1			3			5		
	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)
SST, (mg/L)	245	14.19	94.20	555.6	13.57	97.55	2125	9	99.57
SSV, (mg/L)	155	13.54	91.26	367	12.85	96.49	1367	7	99.48
SSF, (mg/L)	90	0.64	99.28	188.9	0.71	99.62	758	2	99.73
$t_{\text{operación}}$, (d)	16			20			27		

4.2.2.3 Remoción de sólidos disueltos (SDT, SDV y SDF)

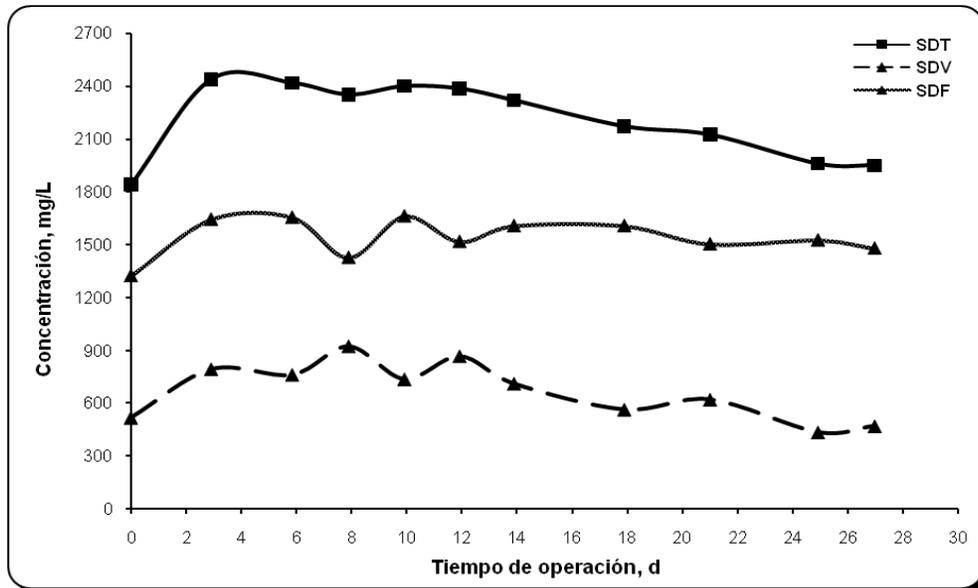
En las Gráficas 4.14, 4.15 y 4.16 se muestran el comportamiento de las diferentes formas de sólidos disueltos en el efluente para cada una de las cargas hidráulicas ensayadas.



Gráfica 4.14 Comportamiento de los sólidos disueltos en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$



Gráfica 4.15 Comportamiento de los sólidos disueltos en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$



Gráfica 4.16 Comportamiento de los sólidos disueltos en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$

En las gráficas anteriores, el comportamiento de los SDV es de relevancia, ya que este parámetro es indicativo del material orgánico disponible para los microorganismos.

En dichas gráficas se puede observar que el decaimiento de este tipo de sólidos sigue un patrón muy parecido en todos los casos y que en la medida en que se incrementa la CHS, como se ilustra en la Tabla 4.9, la eficiencia de remoción tiende a disminuir, aún con el incremento del tiempo de operación. Este comportamiento discrepa con el comportamiento de los demás parámetros ya analizados; esto es, era de esperarse que con el incremento del tiempo de operación, las eficiencias de remoción de los SDV fueran muy similares, aún considerando que se trataba de lotes de agua diferentes. El análisis de este comportamiento muestra que la mayoría del material volátil biodegradable contenido en este tipo de aguas, se encuentra en los sólidos suspendidos, afirmación que se puede sustentar con base en las eficiencias de remoción de este parámetro, mostradas en la Tabla 4.8, y de la DQOT y DBO₅ en la Tabla 4.6.

En lo que concierne a los SDF, en la Tabla 4.9 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, de lo explicado en párrafos anteriores 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.

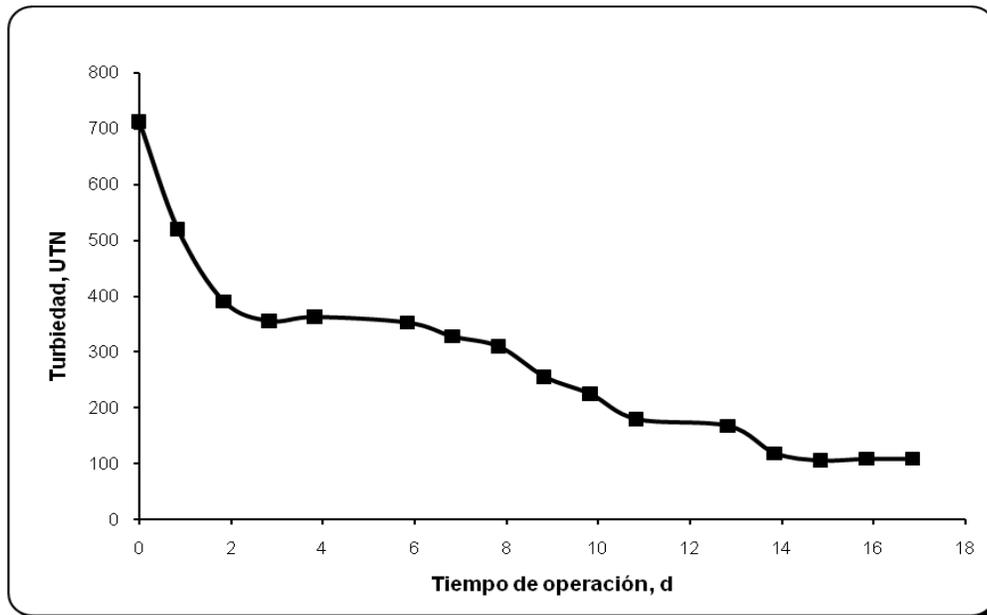
Tabla 4.9 Eficiencias de remoción de sólidos disueltos

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial m ³ m ⁻² h ⁻¹								
	1			3			5		
	Inicial	Final	η (%)	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		

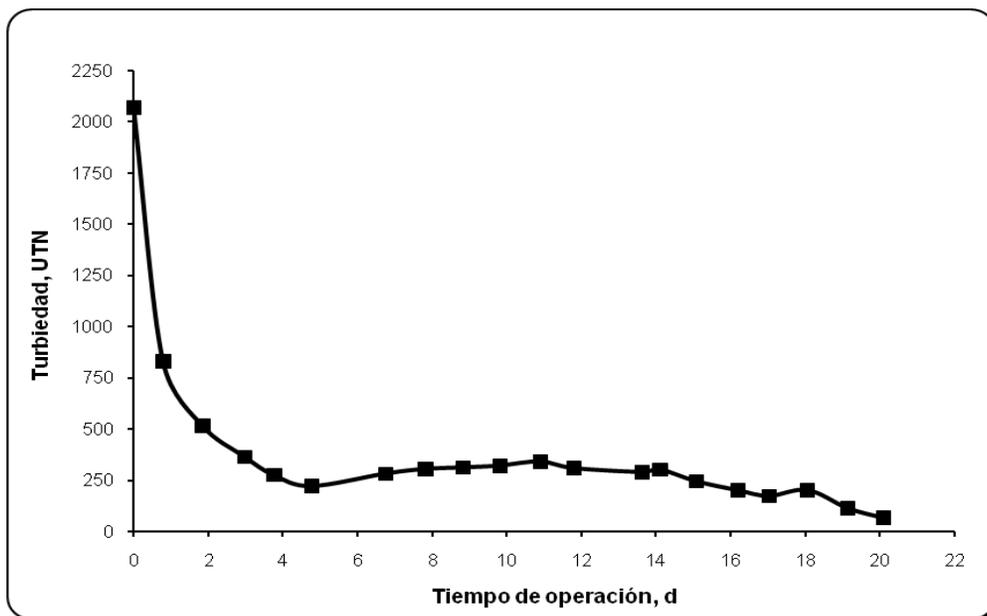
*Valores negativos

4.2.3 Remoción de turbiedad y color

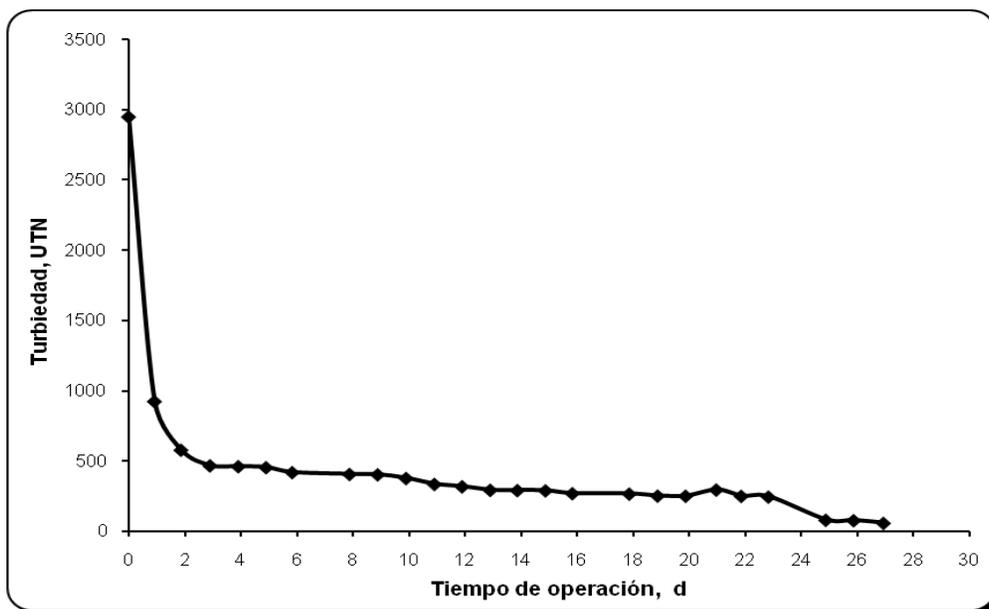
En las Gráficas 4.17 a 4.22, se ilustra el comportamiento, en relación con el tiempo de operación, de la turbiedad y el color en el efluente, para las cargas hidráulicas ensayadas.



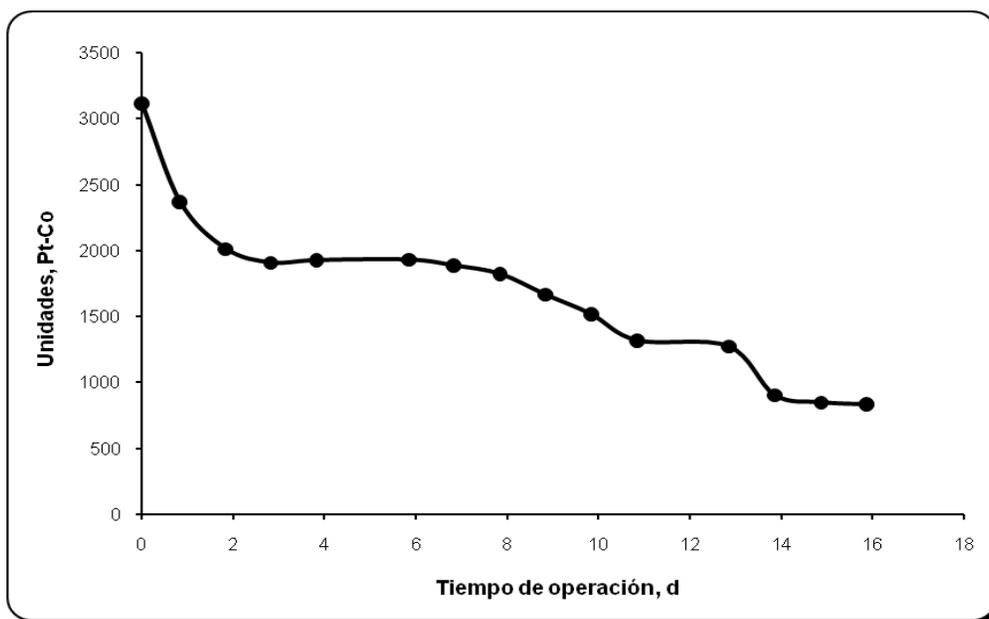
Gráfica 4.17 Comportamiento de la turbiedad en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$



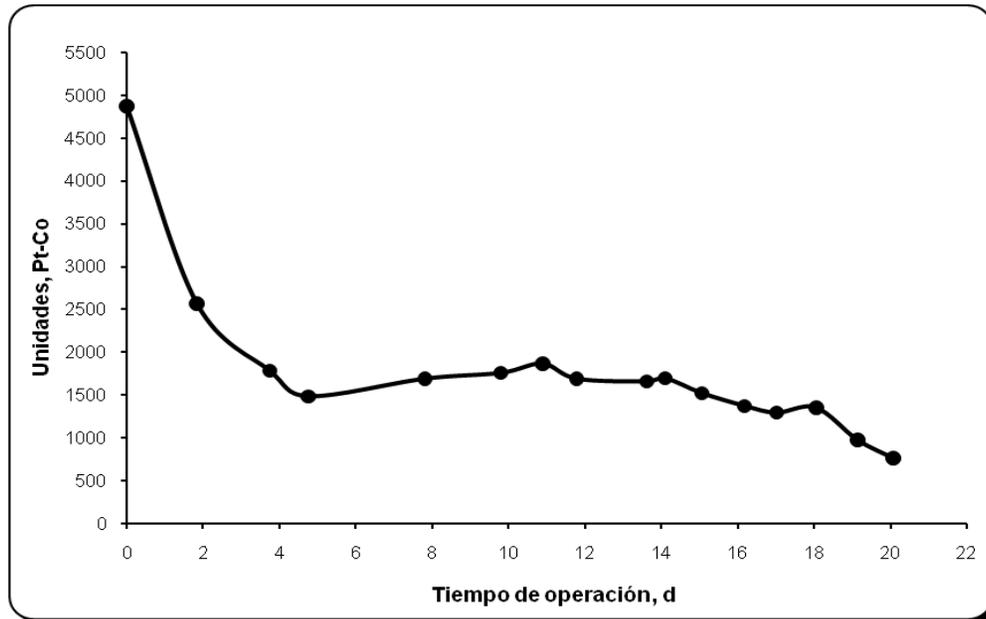
Gráfica 4.18 Comportamiento de la turbiedad en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$



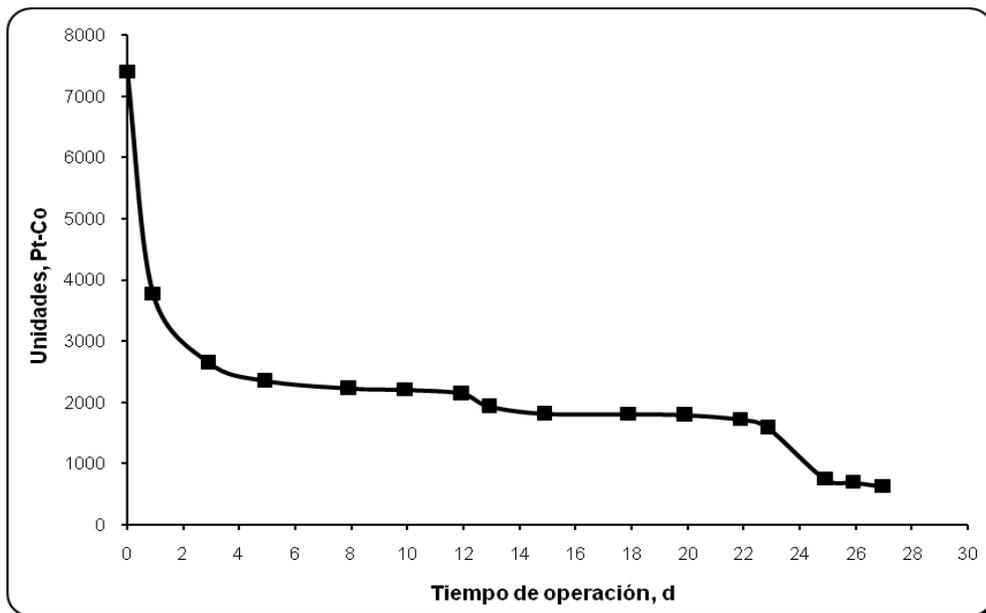
Gráfica 4.19 Comportamiento de la turbiedad en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$



Gráfica 4.20 Comportamiento de color aparente en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$



Gráfica 4.21 Comportamiento de color aparente en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$



Gráfica 4.22 Comportamiento de color aparente en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

En las gráficas anteriores se puede observar que en todos los casos, el comportamiento en la remoción de la turbiedad y el color son prácticamente similares, esto induce a pensar que en este caso, tanto la turbiedad como el color guardan cierta relación, y dado que estas características del agua normalmente se deben a la presencia de compuestos coloidales, su reducción está ligada a procesos de adsorción dentro de los reactores. En la Tabla 4.10 se presenta el resumen de las eficiencias de remoción de estos parámetros obtenidas durante la experimentación. En la tabla se puede observar cómo en la medida en que se incrementa la magnitud de la concentración inicial de los parámetros y el tiempo de operación, la eficiencia de remoción también se incrementa. Este comportamiento probablemente se debe a un efecto combinado entre la concentración inicial y el tiempo de operación sobre el proceso de adsorción.

Tabla 4.10 Eficiencias de remoción de turbiedad y color

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $m^3 m^{-2} h^{-1}$								
	1			3			5		
	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)
Turbiedad, (NUT)	712	108	84.83	2071	67	96.76	2946	57	98.06
Color, (Pt-Co)	3120	836	73.20	4870	764	84.31	7392	630	91.47
$t_{operación}$, (d)	16			20			27		

Finalmente, en la Tabla 4.11 se muestra el resumen de la eficiencia de remoción de los parámetros hasta ahora evaluados.

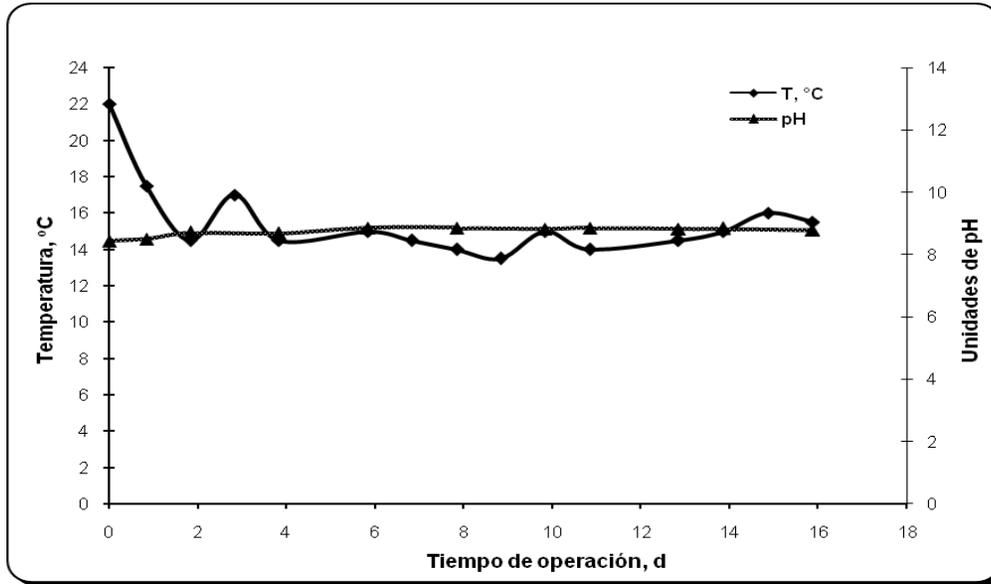
Tabla 4.11 Eficiencias de remoción obtenidas en la experimentación

Parámetro	Carga Hidráulica Superficial $m^3 m^{-2} h^{-1}$								
	1			3			5		
	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)	Inicial	Final	η (%)
Turbiedad, (UTN)	712	108	84.83	2071	67	96.76	2946	57	98.06
Color, (Pt-Co)	3120	836	73.20	4870	764	84.31	7392	630	91.47
DQOT, (mg/L)	2146	326	84.80	2727	343	87.42	4119	302	92.66
DBO ₅ , (mg/L)	1173	28	97.61	1593	43	97.30	2318	25	98.92
DBO ₅ / DQOT	0.546	0.085	NA	0.584	0.125	NA	0.562	0.082	NA
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
SST, (mg/L)	245	14.19	94.20	555.6	13.57	97.55	2125	9	99.57
SSV, (mg/L)	155	13.54	91.26	367	12.85	96.49	1367	7	99.48
SSF, (mg/L)	90	0.64	99.28	188.9	0.71	99.62	758	2	99.73
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		

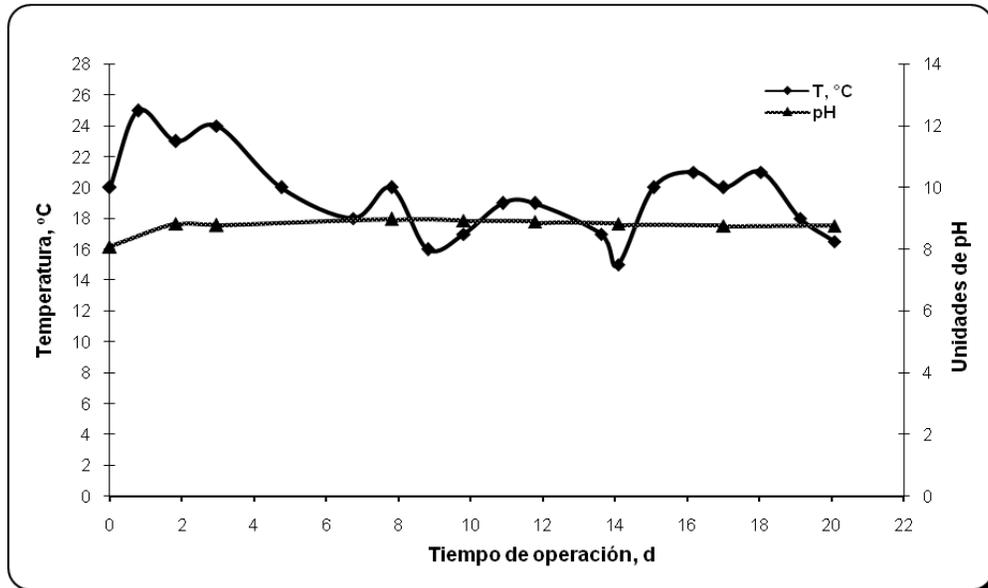
Notas: NA; No aplica, *Valores negativos

4.2.4 Comportamiento de la temperatura y pH

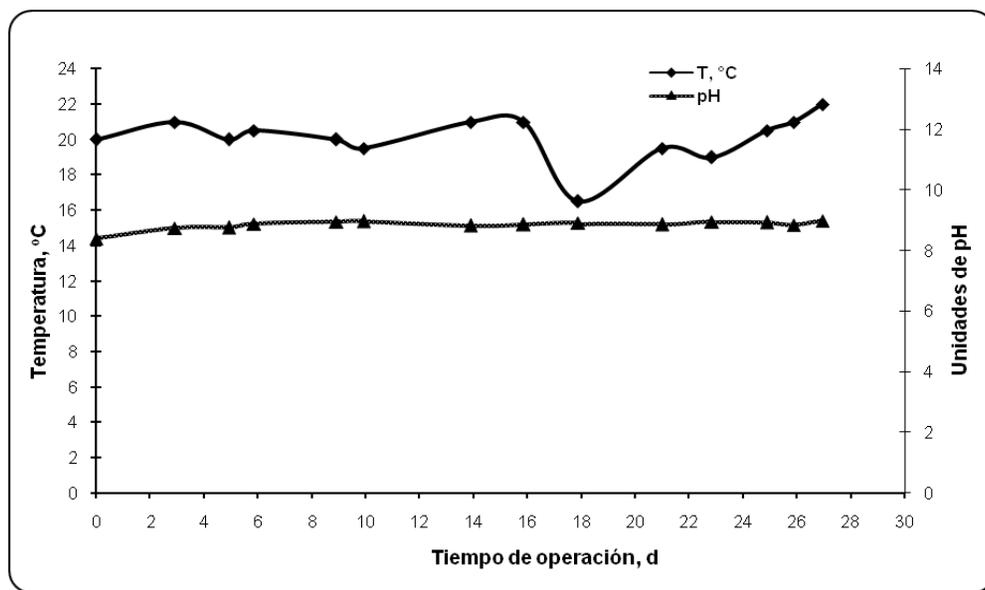
En las Gráficas 4.23 a 4.25 se muestra el comportamiento de la temperatura y del pH medido en el efluente durante la experimentación.



Gráfica 4.23 Comportamiento de pH y temperatura en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$



Gráfica 4.24 Comportamiento de pH y temperatura en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$



Gráfica 4.25 Comportamiento de pH y temperatura en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$

En cuanto a la temperatura, se sabe que este parámetro constituye un factor que influye sobre la tasa de crecimiento y de las funciones metabólicas de los microorganismos, y dado que éstos no poseen mecanismos internos para controlar su temperatura, dependen de las condiciones ambientales en contacto con ellos, razón por la que fue conveniente darle seguimiento al comportamiento de la temperatura dentro del sistema de tratamiento. Cabe aclarar que el comportamiento de la temperatura mostrado en las gráficas anteriores, corresponde a las mediciones realizadas en el efluente del tercer reactor. Esto se hizo únicamente con el propósito de conocer el gradiente máximo de temperatura entre el influente y el efluente, para cada una de las CHS ensayadas y con esto, decidir si estas mediciones eran suficientes para relacionarlas con la tasa de crecimiento o si se requería hacer mediciones del parámetro en el efluente de cada uno de los reactores del sistema.

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. Esta información se muestra en la Tabla 4.12.

Tabla 4.12 Temperatura promedio de operación

CHS $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	Reactor (T_{promedio})			Promedio Global ($^{\circ}\text{C}$)
	I ($^{\circ}\text{C}$)	II ($^{\circ}\text{C}$)	III ($^{\circ}\text{C}$)	
1	18	16	15	16.30
3	22	21	20	21.00
5	21	21	20	20.33

Cabe señalar que durante el tiempo que duró la experimentación, la temperatura del agua influente al sistema permaneció en el ámbito de los 22 a 24 °C, debido a la continua transferencia de calor de la bomba sumergible al agua contenida en el tanque de recirculación. De acuerdo con esto, las temperaturas promedio deberían mostrar un decremento en relación al periodo en que se realizó la experimentación (finales del otoño y prácticamente todo el invierno) en que la temperatura ambiente fue decayendo. El motivo de este comportamiento se debe a la magnitud de las CHS probadas, ya que en la medida en que se incrementan, la permanencia en el ambiente del agua alimentada al sistema se reduce, por lo que la transferencia de calor también lo hace. Así mismo, se aclara que los datos de temperatura anotados en la última columna de la tabla, como más adelante se comenta, fueron utilizados durante el proceso de cálculo del parámetro θ .

En lo que concierne al comportamiento del pH, tanto en las gráficas como en la Tabla 4.13 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.

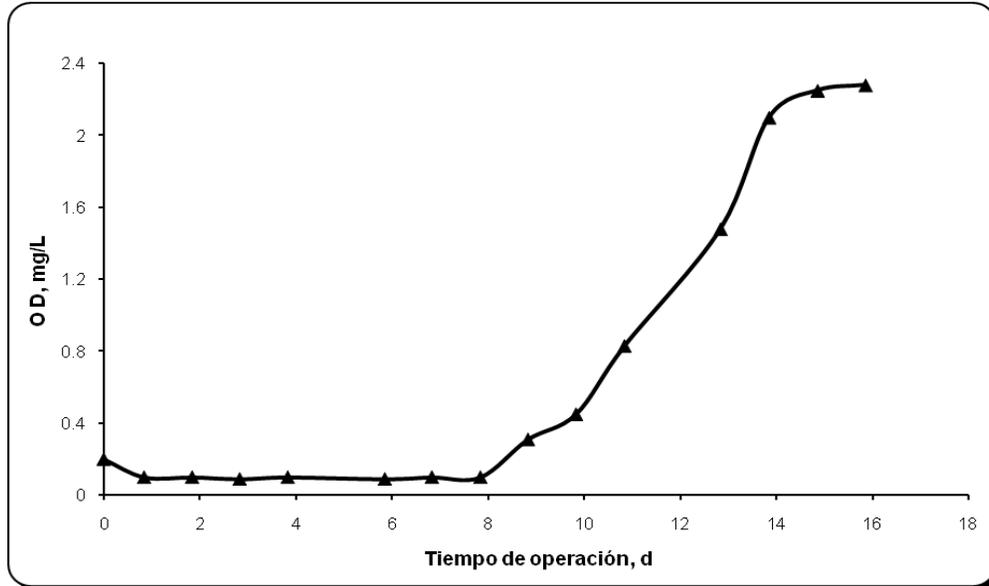
Tabla 4.13 Condiciones de pH durante la experimentación

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	

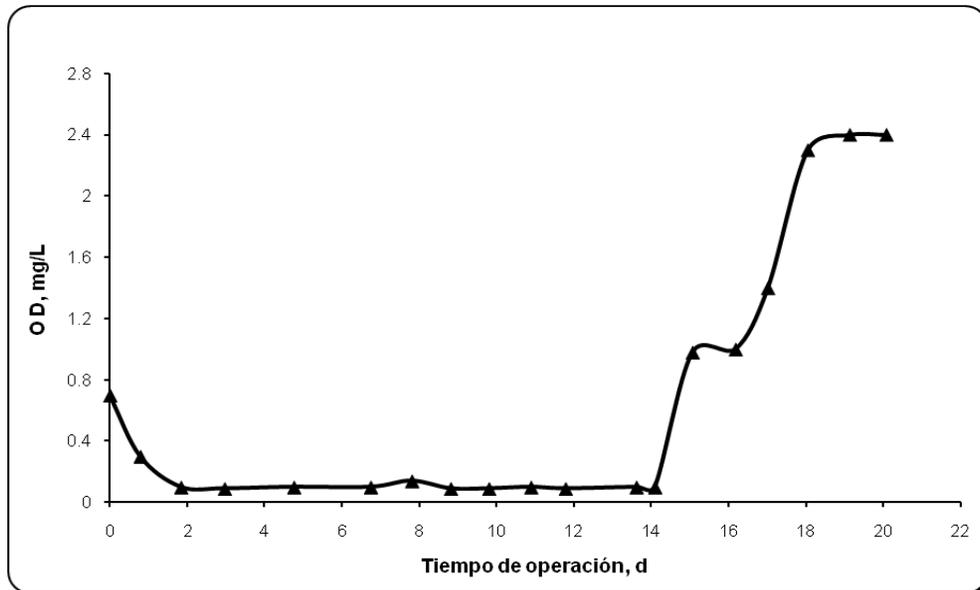
4.2.5 Comportamiento de oxígeno disuelto (OD)

Antes de proceder a la evaluación del comportamiento del Oxígeno Disuelto (OD), es importante recordar que lo que motivó la realización de este trabajo, fue el de tratar de reproducir el comportamiento observado en unos filtros carentes de un sistema de aeración, contruidos en una granja porcícola para tratar sus aguas residuales. Por esta razón, en el presente trabajo, no se consideró la aireación u oxigenación inducida, por lo que únicamente se hicieron mediciones de OD con el propósito de conocer bajo que condiciones se efectuaba el proceso de tratamiento; esto es, si era aerobio o anaerobio.

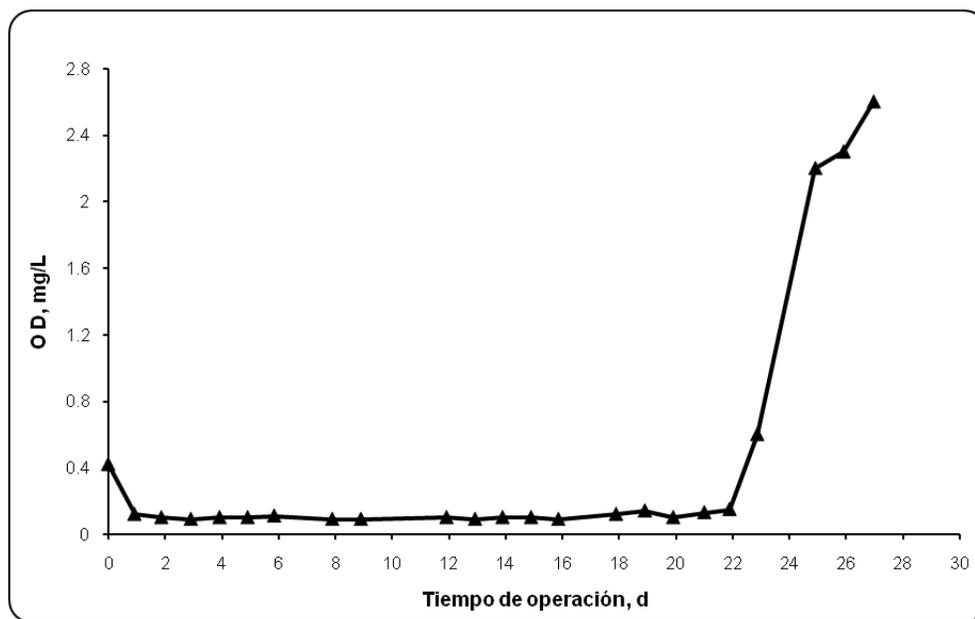
En las Gráficas 4.26, 4.27 y 4.28 se presenta la evolución OD en el efluente para las cargas hidráulicas superficiales ensayadas.



Gráfica 4.26 Comportamiento de oxígeno disuelto en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$



Gráfica 4.27 Comportamiento de oxígeno disuelto en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$



Gráfica 4.28 Comportamiento de oxígeno disuelto en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

Con base en la información presentada en las gráficas, se puede considerar que en todos los casos, el proceso biológico fue tipo aerobio, ya que las mediciones realizadas siempre acusaron la presencia, aunque en muy bajas concentraciones, de oxígeno disuelto. Así, puede verse que al inicio de la operación el contenido de OD estuvo en el ámbito de 0.2 a 0.7 mg/L, y que éste decae, en los primeros días de operación, hasta valores del orden de 0.1 mg/L, manteniendo durante un lapso este comportamiento (tiempo en el que la DBO se ejerce) para luego incrementar su concentración hasta valores cercanos a los 2.5 mg/L. Este comportamiento indica que se trata de un sistema con niveles de OD debajo de aquellos aceptables para soportar la actividad aerobia, ya que para todos los procesos aerobios se recomienda un valor mínimo de oxígeno disuelto de 2 mg/L.

El incremento de OD indicado en las gráficas, corresponde al tiempo en el que la remoción del material carbonoso se hace asintótico; esto es, cuando la DBO ya no se ejerce y por ende, se empieza a incrementar el OD en el sistema.

Cabe aclarar que la única fuente de oxigenación fue la del contacto del agua con la atmósfera, tanto del agua superficial contenida en el tren de reactores, como la del tanque de recirculación, debido al efecto de “burbujón” causado por el retorno del agua excedente de la descarga de la bomba de recirculación.

4.3 Determinación del parámetro θ y de las constantes de reacción a 20 °C

En párrafos anteriores se aclaró la importancia del papel que desempeña la temperatura en los procesos biológicos, y dado que las constantes de reacción tanto para la DQOT y la DBO₅ se determinaron en condiciones de temperatura diferente, se consideró conveniente estimar la magnitud de tales constantes a una misma temperatura. Para esto, primero fue necesario estimar la magnitud del coeficiente de temperatura inserto en la ecuación de VAN'T HOFF-ARRHENIUS (ecuación 4.1) conocido como parámetro θ , luego usando esta ecuación, estimar la magnitud de las constantes de reacción a una temperatura base.

Para lo anterior, se siguió un procedimiento similar al utilizado por De Victorica J. (1978) para estimar el parámetro θ en lagunas de oxidación.

$$k_T = k_0 \theta^{(T-T_0)} \quad (4.1)$$

En la ecuación anterior, las literales tienen el siguiente significado:

- k_T = constante de reacción estimada a la temperatura T, °C
- k_0 = constante de reacción estimada a la temperatura base T₀, °C
- θ = coeficiente de temperatura
- T = temperatura, °C
- T₀ = temperatura base, °C

Para los cálculos se utilizó la información de la Tabla 4.14 conformada con la información presentada en las Gráficas 4.5 hasta 4.7 y en la Tabla 4.12.

Tabla 4.14 Constantes de reacción de primer orden obtenidas en la fase experimental

Parámetro	CHS 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹	CHS 3 m ³ m ⁻² h ⁻¹	CHS 5 m ³ m ⁻² h ⁻¹
k _{DQO} (d ⁻¹)	0.1079	0.0964	0.0821
k _{DBO5} (d ⁻¹)	0.1987	0.1668	0.1548
T (Promedio) °C	16.30	21.00	20.33

Linearizando la ecuación 4.1:

$$\ln k_T = \ln \theta T + \ln k_0 - T_0 \ln \theta \quad (4.2)$$

Usando los valores de la Tabla 4.15 y sometiendo la ecuación 4.2 a un análisis de regresión lineal, se estimaron la magnitud de la pendiente ($m = \ln \theta$) y la ordenada al

origen ($b = \ln k_0 - T_0 \ln \theta$). En la Tabla 4.15, se muestra el resultado de los cálculos intermedios y en la Tabla 4.16, la magnitud de los parámetros de la ecuación 4.2.

Tabla 4.15 Resultados intermedios para el cálculo del parámetro θ

Constantes de reacción					
k _{DQO}			k _{DBO5}		
Temperatura de operación promedio (°C)	k _T (d ⁻¹)	Ln k _T	Temperatura (°C)	k _T (d ⁻¹)	Ln k _T
16.30	0.1079	-2.22655041	16.30	0.1987	-1.61595913
21.00	0.0964	-2.33924908	21.00	0.1668	-1.79095979
20.33	0.0824	-2.49616984	20.33	0.1548	-1.86562132

Tabla 4.16 Magnitud de los parámetros de la ecuación de VAN'T HOFF-ARRHENIUS en su forma linearizada

Parámetro	DQOT	DBO ₅
Pendiente ($m = \ln \theta$)	-0.0389650024	-0.04586774558
Ordenada al origen ($b = \ln k_0 - T_0 \ln \theta$)	-1.605415637	-0.8763472731
Índice de correlación (r)	0.73	0.90

Ahora, resolviendo para θ la ecuación de la pendiente m, sustituyendo en la ecuación que define la ordenada al origen los valores del parámetro θ obtenidos y considerando como temperatura base (T_0) 20 °C, se obtienen los valores de k_0 para la DQOT y la DBO₅ :

DQOT:

$$\ln \theta = -0.0389650024$$

$$\theta = e^{-0.03896}$$

$$\theta = 0.9617$$

$$-1.6054 = \ln k_0 - 20 \ln (0.9617)$$

$$k_0 = 0.0919 \text{ d}^{-1}$$

DBO₅:

$$\ln \theta = -0.04586774558$$

$$\theta = e^{-0.04586}$$

$$\theta = 0.9551$$

$$-0.8763 = \ln k_0 - 20 \ln (0.9551)$$

$$k_0 = 0.1663 \text{ d}^{-1}$$

Sustituyendo los valores de k_0 y θ en la ecuación 4.1, se obtiene;

Para la DQOT:

$$k_T = (0.0919) (0.9617)^{(T-20)} \quad (4.3)$$

Para la DBO₅:

$$k_T = (0.1663) (0.9551)^{(T-20)} \quad (4.4)$$

Las ecuaciones 4.3 y 4.4 permiten obtener la magnitud de las constantes de reacción para la DQOT y la DBO₅ para cualquier temperatura de operación de un sistema de tratamiento como el aquí estudiado.

Con base en lo anterior, se calcularon las constantes de reacción para la DQOT y la DBO₅ a las temperaturas de operación de cada una de las CHS ensayadas. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4.17.

Tabla 4.17 Constantes de reacción

CHS m ³ m ⁻² h ⁻¹	T _{promedio} °C	k _{DQO} , d ⁻¹		k _{DBO5} , d ⁻¹	
		Experimental	$k_T = k_0 \theta^{(T-T_0)}$	Experimental	$k_T = k_0 \theta^{(T-T_0)}$
1	16.30	0.1079	0.1061	0.1987	0.1971
3	21.00	0.0964	0.0883	0.1668	0.1588
5	20.33	0.0824	0.0907	0.1548	0.1637

En la Tabla anterior, puede notarse la gran similitud entre las constantes de reacción obtenidas durante la experimentación con las calculadas con las ecuaciones 4.3 y 4.4. Con esta base, se pueden aceptar como válidas tales ecuaciones para obtener las constantes de reacción para cualquier temperatura o el promedio de éstas, medidas durante el tiempo que dure el tratamiento biológico.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con este estudio a escala laboratorio, se demostró que el sistema de reactores conectados en serie, sin aireación inducida, operados por lote con recirculación, dentro del ámbito de cargas hidráulicas superficiales de 1 a 5 m³ m⁻² h⁻¹, es una buena alternativa para la remoción de materia orgánica de las aguas residuales generadas en granjas de producción porcina en pequeña escala.

De los resultados de los experimentos realizados, se concluye que aún bajo la aplicación de altas cargas volumétricas y/o variaciones de la concentración de la materia orgánica en el influente, dentro del ámbito estudiado, el sistema de tratamiento puede operar de manera eficiente y estable.

De la evaluación de los resultados relacionados con las cargas hidráulicas ensayadas, se concluye que en la medida en que estas se incrementen, habrá de incrementarse el tiempo de operación para lograr la eficiencia de remoción deseada.

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.

En cuanto a las constantes de reacción para la DQOT, la DBO₅ y el parámetro θ determinados, se concluye que éstas pueden aplicarse, de manera independiente a las cargas hidráulicas superficiales, para el dimensionamiento de reactores como los aquí estudiados.

Dado que el sistema de tratamiento estudiado operó en el umbral de los sistemas biológicos aerobios, es conveniente estudiar el comportamiento de este tipo de reactores bajo la influencia de la aireación inducida y probar si esto reduce el tiempo de operación.

Así mismo 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.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla		Pág.
2.1	Contenido de minerales y nutrientes en las excretas (heces y orina) de cerdos	4
2.2	Remoción de DBO ₅ y SST en filtros con recirculación	14
2.3	Criterios para el diseño de reactores de lecho sumergido	15
2.4	Métodos de integración y diferencial empleados para determinar el coeficiente cinético de reacción	18
3.1	Características y composición de las aguas residuales que se producen en la granja	19
3.2	Métodos analíticos usados	25
4.1	Características de los reactores	26
4.2	Características del agua residual cruda usada en la fase de estabilización	27
4.3	Eficiencias de remoción en las etapas de estabilización 1 y 2	30
4.4	Características de las aguas residuales usadas en la experimentación	31
4.5	Gastos y tiempos de retención hidráulico	31
4.6	Eficiencias de remoción de DQOT y DBO ₅	34
4.7	Eficiencias de remoción de sólidos totales en sus diferentes formas	36
4.8	Eficiencias de remoción de sólidos suspendidos	39
4.9	Eficiencias de remoción de sólidos disueltos	41
4.10	Eficiencias de remoción de turbiedad y color	45
4.11	Eficiencias de remoción obtenidas en la experimentación	45

	Pág.
4.12 Temperatura promedio de operación	47
4.13 Condiciones de pH durante la experimentación	48
4.14 Constantes de reacción de primer orden obtenidas en la fase experimental	51
4.15 Resultados intermedios para el cálculo del parámetro θ	52
4.16 Magnitud de los parámetros de la ecuación de VAN'T HOFF-ARRHENIUS en su forma linearizada	52
4.17 Constantes de reacción	53

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Pág.
2.1 Opciones de tratamiento para efluente de una granja porcícola	7
2.2 Representación de la capa aerobia y anaerobia en una biopelícula	9
2.3 Tipos de filtros de lecho sumergido	10
3.1 Configuración de cada reactor usado en la experimentación	20
3.2 Tren de reactores de lecho fijo con flujo descendente conectados en serie	21

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica	Pág.
4.1 Decaimiento de la DQOT y DBO ₅ en el efluente durante la etapa 1	28
4.2 Decaimiento de la DQOT y DBO ₅ en el efluente durante la etapa 2	28
4.3 Comportamiento de la turbiedad en el efluente durante la etapa 1	29
4.4 Comportamiento de la turbiedad en el efluente durante la etapa 2	29
4.5 Evolución de la materia orgánica en el efluente, CHS: 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹	32
4.6 Evolución de la materia orgánica en el efluente, CHS: 3 m ³ m ⁻² h ⁻¹	32
4.7 Evolución de la materia orgánica en el efluente, CHS: 5 m ³ m ⁻² h ⁻¹	33
4.8 Comportamiento de sólidos en el efluente, CHS: 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹	34
4.9 Comportamiento de sólidos en el efluente, CHS: 3 m ³ m ⁻² h ⁻¹	35
4.10 Comportamiento de sólidos en el efluente, CHS: 5 m ³ m ⁻² h ⁻¹	35
4.11 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente, CHS: 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹	37
4.12 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente, CHS: 3 m ³ m ⁻² h ⁻¹	37
4.13 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente, CHS: 5 m ³ m ⁻² h ⁻¹	38
4.14 Comportamiento de los sólidos disueltos en el efluente, CHS: 1 m ³ m ⁻² h ⁻¹	39
4.15 Comportamiento de los sólidos disueltos en el efluente, CHS: 3 m ³ m ⁻² h ⁻¹	40

	Pág.
4.16 Comportamiento de los sólidos disueltos en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	40
4.17 Comportamiento de la turbiedad en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	42
4.18 Comportamiento de la turbiedad en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	42
4.19 Comportamiento de la turbiedad en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	43
4.20 Comportamiento de color aparente en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	43
4.21 Comportamiento de color aparente en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	44
4.22 Comportamiento de color aparente en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	44
4.23 Comportamiento de pH y temperatura en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	46
4.24 Comportamiento de pH y temperatura en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	46
4.25 Comportamiento de pH y temperatura en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	47
4.26 Comportamiento de oxígeno disuelto en el efluente, CHS: $1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	49
4.27 Comportamiento de oxígeno disuelto en el efluente, CHS: $3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	49
4.28 Comportamiento de oxígeno disuelto en el efluente, CHS: $5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$	50

ÍNDICE DE DIAGRAMAS

Diagrama	Pág.
3.1 Estrategia de trabajo	22
3.2 Diagrama de operación durante la experimentación	23
3.3 Programa experimental	24

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
S ₀	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

BIBLIOGRAFÍA

APHA American Public Health Association. (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed., Washington D. C.

Bishop P. L. and Rittmann B. E. (1995) Modelling heterogeneity in biofilms: report of the discussion session. *Water Sci. Technol.* 32 (8): 263-265.

Borja R., Banks C. J., Martín M. (1995) Influence of the organic volumetric loading rate on soluble chemical oxygen demand removal in a down-flow fixed-bed reactor treating abattoir wastewater. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 64, 361-366.

Boursier H., Béline F., Paul E. (2005) Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design. *Bioresource Technology*, 96: 351-358.

Canler J. P. and Perret J. M. (1994) Biological aerated filters: assessment of the process based on 12 sewage treatment plants. *Water Sci. Technol.* 29 (10-11): 13-22.

Characklis W. G., Marshall K. C. (1990) *Biofilms*. Wiley-Interscience publication John Wiley and Sons, Inc. New York, USA.

Chen S. and Cheng S. (1994) The enhancement of nitrification by indirect aeration and kinetic control in a submerged biofilm reactor. *Water Sci. Technol.* 30 (11): 79-90.

Chen J. J., McCarty D., Slack D. and Rundle H. (2000) Full scale case studies of a simplified aerated filter (BAF) for organics and nitrogen removal. *Water Sci. Technol.* 41 (4-5): 1-4.

Crites R. and Tchobanoglous G. (1998) *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. Mc Graw Hill. New York.

De Victorica J. (1978) Estudio del comportamiento de la laguna experimental número 1 de la UNAM, en relación con el parámetro θ de la expresión de Van't Hoff-Arrhenius. Tesis Maestría. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería Sanitaria. UNAM.

De Victorica J., Galván M., Rojas N. (1997) Evaluación de las posibles causas de la formación de los depósitos de materia en las paredes internas del acueducto Chápala-Guadalajara, elaborado para la gerencia de proyectos de agua potable y saneamiento. Comisión Nacional del Agua.

Escalante V.E. y Alarcón D.E. (2000) Tratamiento de efluentes porcícolas en lagunas de estabilización. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. L-170. Puerto Alegre, Rio de Janeiro.

FSA Environmental, Queensland. (2000) Alternative Systems for Piggery Effluent Treatment a report prepared for the Environment Protection Agency and the Rural City of Murray Bridge, Government of South Australia.

Gonçalves R.F. and Rogalla F. (1992) BPR in biofilm reactors. *Water Sci. Technol.* 25 (12): 165-174.

Gonçalves R.F., Le Grand L. and Rogalla F. (1994) Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. *Water Sci. Technol.* 29 (10-11): 135-143.

González S. y Elías J. G. (1989) Diseño de biodiscos. Series del Instituto de Ingeniería. No 520. UNAM, México.

Grady C. P., Daigger G. T. and Lim H.C. (1999) Biological Wastewater Treatment, 2ed., revised and expanded, Marcel Dekker, New York.

Iñigo D. C., Innata AS, Soto AC, Alcaino HC. (1991) Caracterización bacteriológica y parasitológica del desecho fecal porcino en Chile. *Avances en Ciencias Veterinarias.* 1: 23-28.

Iwai S. and Kitao T. (1994) Wastewater Treatment with Microbial Films. Technomic Publishing Company, Inc. USA, pp. 1-33, 89-92; 155-157.

Lazarova V. and Manem J. (1994) Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. *Water Sci. Technol.* 29 (10-11): 319-327.

Lazarova V. and Manem J. (1995) Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Wat. Res.* 29 (10): 2227-2245.

Lewandowski Z., Stoodley P., Altobelli S. and Fukushima E. (1994) Hydrodynamics and kinetics in biofilm systems-recent advances and new problems. *Water Sci. Technol.* 29 (10-11): 223-229.

Liu Y. and Tay J. (2001) Metabolic response of biofilm to shear stress in fixed film culture. *J. Appl. Microbiol.* 90 (3): 337-342.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003) Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Fourth Edition. Mc Graw Hill. USA.

Moreau M., Liu Y., Capdeville B., Audic J.M. and Calvez L. (1994) Kinetic behavior of heterotrophic and autotrophic biofilms in wastewater treatment process. *Water Sci. Technol.* 29 (10-11): 385-391.

Nikolaeva S., Sánchez E., Borja R., Travieso L., Weiland P. and Milán Z. (2002). Treatment of piggery waste by anaerobic fixed bed reactor and zeolite bed filter in a tropical climate: a pilot scale study. *Process Biochem.* 38: 405-409.

Ouyang C. F., Chiou R. J. and Lin C. T. (2000) The characteristics of nitrogen removal by the biofilter system. *Water Sci. Technol.* 42 (12): 137-147.

Pérez E. R. (1993) "Perspectivas de la porcicultura en México", en XV Simposium de Ganadería Tropical. México.

Pérez E. R. (1994) Porcicultura intensiva y medio ambiente en México, situación actual y perspectivas. México. <http://www.cipav.org.co/cipav/conf/espejo.htm>

Pujol R., Hamon M., Kandel X. and Lemmel H. (1994) Biofilters: Flexible, reliable biological reactors. *Water Sci. Technol.* 29 (10-11): 33-38.

Ramalho R. S. (1983) Introduction to wastewater treatment process. Academic Press, Inc. Second edition.

Robinson A. Y. (1993) "Searching for Common Approaches between Agriculture and Environmental Concerns", Meeting the Environmental Challenge. Environmental Symposium, Nov. 17-18, Minneapolis, Min.

Rogalla F. and Bourbigot M. (1990) New developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters. *Water Sci. Technol.* 22 (1/2): 273-280.

Rogalla F. and Sibony J. (1992) Biocarbone aerated filters-ten years after: past, present and plenty of potential. *Water Sci. Technol.* 26 (9/11): 2043-2048.

Rogalla F., Badar M., Hansen F. and Dansholm P. (1992) Upscaling a compact nitrogen removal process. *Water Sci. Technol.* 26 (1-12): 1067-1076.

SAGARPA. (2007) Sistema de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). <http://www.sagarpa.gob.mx/Dgg/prod0001.htm>

Sánchez E., Borja R., Travieso L., Colmenarejo M. F., Chica A. and Martín A. (2004) Treatment of settled piggery waste by a down-flow anaerobic fixed bed reactor. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 79: 851-862.

Sánchez E., Borja R., Travieso L., Martín M. and Colmenarejo M. F. (2005) Effect of influent substrate concentration and hydraulic retention time on the performance of down-flow anaerobic fixed bed reactors treating piggery wastewater in a tropical climate. *Process Biochemistry*. 40: 817-829.

Schlegel H. (1988) Microbiología general. Tercera Edición. Omega Barcelona. pp. 176-182.

Scialabba N. (1994) Los residuos del ganado y el medio ambiente, Documento preparado para el Taller Internacional de Residuos Periurbanos del Ganado en China, CCEICR, Beijing, 19-22 sep., 1994, FAO. Roma.

Taiganides E. P., Pérez R., Girón E. (1996) Manual para el manejo y control de aguas residuales y excretas porcinas en México, Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.

Valdivia C. (2002) Filtración combinada en lechos de tezontle para el tratamiento de aguas residuales. Tesis Maestría. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería Ambiental. UNAM.

Wagener C. (2003) Evaluation of Static Low Density Media Filter for use in Domestic Wastewater Treatment. Master's Thesis, Louisiana State University, 179 pages.

WEF. (1998) Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, Manual of Practice 8, Water Environment Federation, Alexandria, VA.

Wilderer P. A., Bungartz H. J., Lemmer H., Wagner M., Keller J., Wuertz S. (2002) Modern scientific methods and their potential in wastewater science and technology. *Wat. Res.* 36 (2): 370-393.

Winkler M. (1994) Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. Limusa. México. pp. 180-186.