



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE UN BIOFILTRO  
AIREADO EN SU ETAPA DE ARRANQUE

Tesis para obtener el título de:

INGENIERO QUÍMICO

Presenta:

TANYA MÉNDEZ MENDOZA

Tutor:

M en I. Yazmín Lucero Cobos Becerra



Ciudad Universitaria, 2011



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

---

---

**JURADO ASIGNADO:**

Presidente: I.Q. Eduardo Vásquez Zamora  
Secretario: I.Q. Raúl Ramón Mora Hernández  
Vocal: M. en I. Yazmín Lucero Cobos Becerra  
1er. Suplente: FIS. Carlos Javier Martínez Gómez  
2do. Suplente: I.Q. Dominga Ortíz Bautista

**Lugar donde se realizó la tesis:**

Laboratorio de Ingeniería Ambiental, edificio 5, Instituto de Ingeniería, UNAM.

**TUTOR DE TESIS:**

M. en I. Yazmín Lucero Cobos Becerra

---

**FIRMA**

---

## Dedicatorias

*Agradezco infinitamente a dios por estar siempre a mi lado y guiar mi camino en los momentos más difíciles por los que he tenido que pasar así como también en los más felices que me han impulsado a seguir adelante hasta este momento permitiéndome descubrir y sentir cosas maravillosas que no sabía que existían dentro de mí .*

*A mi papa Benjamín por haberme dado sus consejos para encaminar mi educación con los valores que me formaron simultáneamente como mujer y profesionista alentándome en cada momento a seguir.*

*A juanita por ser mi abuela y regalarme su compañía durante muchos años.*

*A mi tía Tete por ser mi mayor y mas grande ejemplo para buscar ser una mujer integral día a día.*

*A mi tía Elizabeth por sus cuidados y consejos que me guiaron a alcanzar este logro tan esperado.*

*A mi tía Alejandra por enseñarme que lo único más importante en la vida es amar y ser feliz.*

*A Lola por haberme regalado estos últimos años a mi lado y dejarme sentir que un día tuve una madre y que ahora está junto a mí.*

*A mis tíos Juan Carlos y Luis por haberme permitido formar parte de sus familias y haberme regalado a unos primos incomparables y maravillosos.*

*A Perlita por enseñarme que uno debe amarse a sí mismo y luchar por lo que uno quiere sin descansar hasta lograrlo.*

*A Fabych por contagiarme su fortaleza y persistencia por conseguir lo que uno se propone.*

*A Luis por su manera de ser tan noble durante toda la vida que hemos compartido a lo largo de estos años.*

*A Alejandro por su amistad incondicional, sus charlas con gansitos y paletas en el cubo del andador cuando éramos niños y por su ejemplo de responsabilidad y lucha.*

*A Richar por contagiarme de su alegría y tolerancia hacia la vida y con los demás.*

*A Ariadna por haberme regalado tantos momentos de felicidad con su inocencia, ternura y cariño incondicional.*

*A mi hermano Rafael por ser siempre mi motor para seguir adelante y haberme regalado a unos sobrinos increíbles rafita, vane y Kim, su compañía y su cariño a lo largo de la vida*

*A mamá Lili por abrirme siempre su corazón.*

*A mi tía Party por apoyarme incondicionalmente en todo momento.*

---

*A Lichita por ser una gran mujer y haberme brindado su cariño.*

*A Carlos, Oscar, Diana y Gladis por ser grandes personas y tan solo por ser mis hermanos.*

*A Vero, Juan, Christopher y Amapola por brindarme su amistad.*

*A todos les agradezco el enseñarme que pase lo que pase tengo una familia maravillosa y que nunca soltaran mi mano sin importar que tan lejos o abajo uno pueda estar.*

*A mis amigos Max, Mary, Mario, Richar, Ale, Sam, Isa, Aide, Erika, Aby, Azu, David, Adan, Beto, Dan, Cerezo, Lizeth, Perseo, Cintia, Jorge, Andres, Adal, Eder, Lalo, Luis, Ivan e Israel. Por estar a mi lado compartiendo diferentes momentos de la vida.*

*A Alma por su tiempo, apoyo aliento y sabios consejos para ser feliz.*

## **Agradecimientos**

*Al Dr. Simón González por haberme recibido en este proyecto y por su apoyo a lo largo de esta tesis.*

*A la M. Lucero Cobos por haber confiado en mí, por su apoyo académico, consejos y esfuerzos para mejorar la preparación de este documento día a día.*

---

## TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN .....	12
1.1 Objetivo general .....	13
1.2 Objetivos específicos .....	13
1.3 Alcance .....	13
2. BIOFILTRACIÓN DE AGUAS RESIDUALES .....	14
2.1 Descripción del proceso de filtración combinada .....	16
2.1.1 Características del medio filtrante .....	18
2.1.2 Carga orgánica y remoción de nutrientes .....	19
2.1.3 Retrolavado .....	22
3. HIDRÁULICA DE REACTORES .....	25
3.1 Modelos matemáticos para flujo ideal .....	28
4. METODOLOGÍA.....	31
4.1 Material filtrante .....	32
4.2 Retrolavado del biofiltro .....	33
4.3 Pruebas de trazado .....	34
4.4 Agua residual sintética .....	36
4.5 Seguimiento de parámetros de respuesta .....	36
4.6 Determinaciones analíticas .....	37
5. RESULTADOS .....	39
5.1 Caracterización del tezontle.....	39
5.2 Procedimiento de retrolavado del biofiltro .....	42
5.3 Selección del tamaño de partícula .....	44
5.4 Pruebas de trazado .....	45
5.5 Arranque y operación del biofiltro aerobio .....	48
5.5.1 Demanda química de oxígeno disuelta (DQO <sub>d</sub> ) y carga orgánica .....	48

---

5.5.2	Sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles.....	51
5.5.3	Remoción de nitrógeno amoniacal .....	53
5.5.4	Remoción de fósforo .....	55
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	56
7.	REFERENCIAS.....	59
8.	ANEXOS .....	63
8.1	Determinación del área superficial del tezontle .....	64
8.2	Determinación de la porosidad del tezontle.....	65
8.3	Parámetros de seguimiento del biofiltro aerobio .....	66

---

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.1</b> Diagrama básico del funcionamiento de un filtro biológico aireado (BAF - por sus siglas en inglés) <b>Fuente:</b> <i>BIOFOR® - Infilco - Degrémont, 2011.</i> .....	16
<b>Figura 2.2</b> Perfiles de concentración de nutrientes en un filtro biológico con soporte poroso. a). Filtro en una etapa b). Filtro en dos etapas y recirculación del agua tratada. <b>Fuente:</b> <i>González-Martínez, 2007.</i> .....	18
<b>Figura 2.3</b> Operación normal y retrolavado de filtros biológicos <b>Fuente:</b> <i>González-Martínez, 2007.</i> .....	23
<b>Figura 2.4</b> Contracción del lecho filtrante y formación de aglomerados de lodo debido a un lavado deficiente <b>Fuente:</b> <i>Arboleda, 2000.</i> .....	24
<b>Figura 3.1</b> Aplicación de trazadores a un reactor. <b>Fuente:</b> <i>Levenspiel, 1972.</i> .....	27
<b>Figura 3.2</b> Respuestas típicas de una prueba de trazadores de inyección instantánea. <b>Fuente:</b> <i>Levenspiel, 1972.</i> .....	27
<b>Figura 3.3</b> Respuestas típicas de una prueba de trazadores de inyección continua. <b>Fuente:</b> <i>Levenspiel, 1972.</i> .....	28
<b>Figura 3.4</b> Esquema de la curva de respuesta de un trazador de inyección continua en un reactor ideal de mezcla completa. <b>Fuente:</b> <i>Levenspiel, 1972.</i> .....	28
<b>Figura 3.5</b> Esquema de la curva de respuesta de un trazador de inyección continua en un reactor ideal de mezcla completa. <b>Fuente:</b> <i>Levenspiel, 1972.</i> .....	30
<b>Figura 4.1</b> Esquema del biofiltro a nivel de laboratorio.....	31
<b>Figura 4.2</b> Material de empaque del filtro biológico,tezontle.....	32
<b>Figura 4.3</b> Representación del modelo de dispersión para flujo de pistón y mezcla completa. <b>Fuente:</b> <i>Smith, 1970.</i> .....	35
<b>Figura 5.1</b> Partículas de tezontle con diámetro promedio de 9.5 mm.....	40
<b>Figura 5.2</b> Partículas de tezontle con diámetro promedio de 4.75 mm.....	40
<b>Figura 5.3</b> Poros del tezontle bajo aumentos de 75X (a) y 57X(b).....	40

---

<b>Figura 5.4</b> Forma geométrica del tezontle con diámetro promedio de 4.75 mm .....	41
<b>Figura 5.5</b> Forma geométrica del tezontle con diámetro promedio de 9.5 mm. ....	41
<b>Figura 5.6</b> Distribucion de tamaños de particula.....	42
<b>Figura 5.7</b> Pruebas de retrolavado.....	44
<b>Figura 5.8</b> Pruebas de trazado para un TRH propuesto de 3 h.....	46
<b>Figura 5.9</b> Resultados experimentales para las pruebas de trazado.....	46
<b>Figura 5.10</b> Comparación de los modelos de flujo pistón y flujo completamente mezclado con el comportamiento del biofiltro aerobio a escala laboratorio .....	47
<b>Figura 5.11</b> Comportamiento de la $DQO_d$ en el influente y efluente en el tiempo .....	49
<b>Figura 5.12</b> Carga orgánica volumétrica y superficial en el tiempo .....	49
<b>Figura 5.13</b> Comportamiento de la remoción de $DQO_d$ con respecto a la carga orgánica.....	50
<b>Figura 5.14</b> Comportamiento de la tasa de remoción de $DQO_d$ con respecto a la carga orgánica volumétrica .....	50
<b>Figura 5.15</b> Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente .....	52
<b>Figura 5.16</b> Comportamiento de los sólidos suspendidos en el retrolavado .....	52
<b>Figura 5.17</b> Comportamiento del nitrógeno Kjeldahl de la biomasa en el retrolavado .....	53
<b>Figura 5.18</b> Comportamiento del nitrógeno amoniacal en el biofiltro.....	54
<b>Figura 5.19</b> Remoción de nitrógeno amoniacal con respecto a la carga de nitrógeno amoniacal .....	54
<b>Figura 5.20</b> Concentración de ortofosfatos en influente y efluente con respecto al tiempo .....	55

---

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 2.1</b> Límites operacionales para diferentes tratamientos usando filtros Biofor® .....	22
<b>Tabla 4.1</b> Características del biofiltro aerobio.....	32
<b>Tabla 4.2</b> TRH y caudales para las pruebas de trazado.....	35
<b>Tabla 4.3</b> Composición del agua residual sintética.....	36
<b>Tabla 4.4</b> Plan de muestreo .....	37
<b>Tabla 4.5</b> Parámetros de respuesta del biofiltro .....	37
<b>Tabla 4.6</b> Técnicas analíticas para la determinación de los parámetros de seguimiento del sistema ..	38
<b>Tabla 5.1</b> Características del tezontle.....	41
<b>Tabla 5.2</b> Estrategias de retrolavado propuestas para cada tamaño de tezontle .....	43
<b>Tabla 5.3</b> TRH y caudales empleados en el laboratorio .....	45

---

## RESUMEN

El tratamiento de aguas residuales en filtros biológicos también conocidos como biofiltros ha demostrado ser una alternativa viable para llevar a cabo este proceso, debido a las ventajas que presenta, tales como fácil adaptación a un sistema de tratamiento ya establecido, buena tolerancia a variaciones de temperatura y carga orgánica, requiere un mantenimiento sencillo en comparación con un sistema de lodos activados, que puede presentar problemas en el esponjamiento del lodo y lavado del reactor, el tiempo de arranque es rápido ya que toda la biomasa que se produce en su interior es acumulada dentro del mismo; sin embargo, no se encuentran investigaciones actuales que reporten el comportamiento de un filtro biológico aireado (BAF, por sus siglas en inglés) durante su etapa de arranque. Por lo tanto el presente trabajo describe la evaluación del desempeño de un biofiltro, empacado con tezontle, en su etapa de arranque.

Considerando que el desempeño del biofiltro depende del tipo de soporte que se utilice para el crecimiento de la biopelícula, el tezontle fue el seleccionado debido a que es un material altamente poroso y posee una textura rugosa que permite una fácil adherencia de microorganismos, cuenta con gran resistencia al ataque microbiano así como a las abrasiones, es un material altamente disponible en el mercado mexicano y más económico que los medios filtrantes empleados comercialmente tales como Biofor® y Biostyr®.

Como primera etapa experimental se caracterizaron físicamente dos tamaños de partícula de tezontle (diámetro promedio de 4.75 y 9,5 mm) determinando su porosidad aparente y área superficial expuesta. Se realizaron pruebas de retrolavado del filtro biológico empacado con los dos tamaños de partícula simultáneamente. A partir de esto se encontró que el tamaño de partícula pequeño o de 4.75 mm posee un área superficial expuesta mayor (1452 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) que el tamaño grande o de 9.5 mm (442 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) lo cual presentaría mayores ventajas en el

---

cultivo de una biopelícula ya que el soporte ofrecerá mayor superficie para la colonización bacteriana. En la literatura existente se ha reportado ampliamente que medios filtrantes con tamaños de partícula pequeños ofrecen mayores ventajas en el tratamiento de aguas residuales ya que se puede lograr una mejor remoción de materia orgánica y nutrientes.

Como segunda etapa experimental se realizaron pruebas hidráulicas para determinar el patrón de flujo del medio filtrante seleccionado (4.75 mm) encontrando que debido a la aireación del filtro se presenta una mezcla intensa del trazador que provoca que éste salga en menor tiempo que el establecido como tiempo de retención hidráulico teórico (TRH). Se realizó la comparación de las curvas de respuesta obtenidas con los modelos de flujo ideal de flujo pistón y mezcla completa encontrando que las curvas experimentales no se ajustan a éstos modelos.

Durante la tercera etapa experimental se realizó el arranque de un filtro biológico aireado durante 34 días alimentando al sistema, con una carga orgánica volumétrica ( $CO_v$ ) entre 1.5 y 2.5 kg  $DQO_d/m^3$ . La concentración de  $DQO_d$  (demanda química de oxígeno disuelta) en el influente estuvo entre 190 y 250 mg $DQO_d/L$  y se observó que la  $DQO_d$  en el efluente disminuyó gradualmente hasta el día 34 permaneciendo alrededor de 50 mg $DQO_d/L$  indicando que el sistema estaba llegando a una estabilización al final del periodo experimental. Bajo la carga orgánica promedio de 2.0 kg $DQO_d/m^3.d$  se obtuvo la mejor remoción de  $DQO_d$  en el biofiltro. Con esta investigación se concluye que se puede lograr el arranque y estabilización de un filtro aerobio operado con una carga orgánica de 2.0 kg $DQO_d/m^3.d$  en 34 días.

---

## 1. INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de agua potable y la generación de aguas residuales, producto del aumento de la población mundial saturan los sistemas de distribución de agua potable y los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Como consecuencia directa los objetivos de las investigaciones recientes en el tratamiento de aguas residuales se centran en desarrollar sistemas de tratamiento con mayor eficiencia que los sistemas convencionales. Los procesos que emplean biopelícula han demostrado ser una posible alternativa, debido a las ventajas que ofrecen comparados con los tratamientos convencionales, como es su fácil adaptación a un sistema de tratamiento ya establecido; son de fácil mantenimiento y gran estabilidad; presentan buena tolerancia a variaciones de temperatura y carga orgánica, entre otras (Millán, 2005; Mendoza-Espinoza y Stephenson, 1999; Farabegoli *et al.*, 2009). Algunos de estos cumplen con la función de tratamiento biológico y filtración por lo que se les conoce como filtración combinada (Iwai y Kitao, 1994). La filtración combinada o filtración con biopelícula es un tipo de filtro sumergido que cumple con dos funciones: el tratamiento biológico del agua residual así como el tratamiento físico por medio de la filtración.

---

Los filtros biológicos, biofiltros o filtros combinados cumplen con dos funciones: el tratamiento biológico del agua residual así como el tratamiento físico por medio de la filtración (Qiu *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2007). Éstos son una de las alternativas tecnológicas que se han utilizado exitosamente para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales principalmente en Europa. Además, pueden combinar la eliminación de nutrientes, materia orgánica y sólidos suspendidos en una sola unidad de proceso (Mendoza-Espinoza y Stephenson, 1999).

Los procesos de biofiltración cuentan con un tiempo de arranque rápido, gracias a que casi toda la biomasa producida en el reactor es acumulada dentro del mismo (Millán, 2005; Iwai y Kitao, 1994); sin embargo, en la literatura existente no hay reportes sobre el comportamiento de los biofiltros en su etapa de arranque hasta que llegan a estabilizarse. En este trabajo se evaluó el desempeño de un biofiltro empacado con tezontle, para la degradación de materia orgánica y nutrientes, durante su fase de arranque.

### **1.1 Objetivo general**

Evaluar, durante la fase de arranque, el comportamiento de un biofiltro aerobio en la remoción de materia orgánica.

### **1.2 Objetivos específicos**

- Realizar la caracterización del material de empaque del biofiltro.
- Establecer una estrategia efectiva de retrolavado para el filtro biológico.
- Realizar pruebas de trazabilidad para establecer el comportamiento hidráulico del biofiltro.
- Realizar un seguimiento de parámetros de respuesta, tales como DQO, N-NH<sub>4</sub>, SST entre otros, en la fase de arranque del biofiltro.

### **1.3 Alcance**

El trabajo experimental se realizó en un reactor construido a nivel de laboratorio empacado con tezontle, como material filtrante, y se alimentó con agua residual sintética. Se mantuvo la temperatura constante durante la operación del biofiltro.

---

## 2. BIOFILTRACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

En la década de 1980 un equipo encabezado por Frank Rogalla desarrolló un proceso de filtración que permite el tratamiento combinado físico-biológico de agua residual municipal (Rogalla *et al.*, 1992; Rogalla *et al.*, 1990; Desbos *et al.*, 1989). Las partículas que componen el lecho filtrante atrapan los sólidos suspendidos del agua residual cruda y proveen una superficie sobre la cual se desarrolla una biopelícula. Debido a que el lecho filtrante cumple con las funciones de tratamiento biológico y filtración se le conoce como filtración combinada, filtración con película biológica o biofiltración (Iwai y Kitao, 1994).

Existen varios desarrollos exitosos que emplean el concepto de filtración combinada, entre los principales destacan: Biofor®, patentado por Degrémont y Biocarbhone® y Biostyr® patentados por OTV. Existen diferentes configuraciones en los sistemas, de tal forma que pueden remover materia orgánica, nitrificar, desnitrificar e incluso eliminar fosfatos.

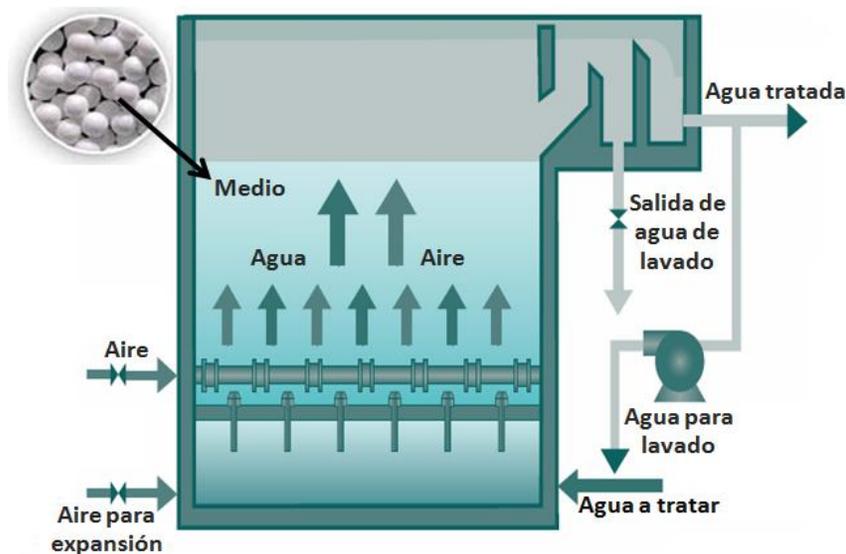
La filtración combinada ofrece múltiples ventajas:

- 
- ⇒ Comparados con los tratamientos convencionales presenta una fácil adaptación a un sistema de tratamiento ya establecido; fácil mantenimiento y gran estabilidad; presentan buena tolerancia a variaciones de temperatura y carga orgánica (Pujol *et al.*, 1994).
  - ⇒ Con relación a los procesos de biomasa suspendida, la biofiltración maneja gran cantidad de biomasa con una mejor transferencia de oxígeno, presentando entonces una alta capacidad y eficiencia en el tratamiento del agua residual (Iwai y Kitao, 1994; Lazarova y Manem, 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 hidráulica y el celular, favoreciendo un alto crecimiento de biomasa en el medio de soporte (Lazarova y Manem, 1994; Gonçalves *et al.*, 1994).
  - ⇒ El tiempo de arranque del sistema es rápido gracias a que casi toda la biomasa generada en el reactor es acumulada dentro del mismo y, en caso de utilizar medios porosos, los microorganismos se desarrollan dentro de los poros con rapidez (Moore *et al.*, 2001; Iwai y Kitao, 1994).
  - ⇒ El proceso puede tolerar extremas fluctuaciones estacionales de carga orgánica y otras condiciones ambientales. Los filtros combinados presentan una mejor respuesta a variaciones en la temperatura que los procesos convencionales como los lodos activados; las variaciones en la temperatura no son tan significativas para los filtros combinados ya que parte importante de los procesos de remoción son físicos (retención de los sólidos que vienen con el agua residual cruda y de los producidos por procesos biológicos) (Lazarova y Manem, 1994).
  - ⇒ En investigaciones realizadas se han encontrado que al incrementar la velocidad de filtración se mejora la transferencia de sustrato entre la fase líquida y la biopelícula, lo cual es una ventaja asociada a la necesidad de menores tiempos de retención mayor cantidad de agua residual tratada y por lo tanto, sistemas de tratamiento más baratos. Por otra parte, mientras mejor sea la distribución del flujo, es decir, existan menos zonas muertas, será mejor la distribución de la biomasa a lo largo del biofiltro (Pujol *et al.*, 2004).
  - ⇒ En los biofiltros se utiliza un medio granular de tamaño pequeño que facilite la expansión del lecho durante el retrolavado, lo cual significa, un incremento en el área de superficie por unidad de material filtrante, presentando altas tasas de colonización y fuerzas

cortantes moderadas (Iwai y Kitao, 1994; Lazarova y Manem, 1994). El tamaño de las partículas que componen el medio filtrante se selecciona de acuerdo con el uso que se le da al filtro. Las partículas con diámetros superiores a 6 mm se recomiendan para eliminación de materia orgánica y nitrificación; para tratamiento terciario y eliminación de nutrientes se recomiendan partículas entre 2 y 3 mm de diámetro (Moore *et al.*, 2001).

## 2.1 Descripción del proceso de filtración combinada

El proceso de filtración combinada consiste en pasar agua residual a través de una cama de material filtrante. El agua se hace pasar de manera ascendente o descendente a través del lecho, el cual está soportado por un falso fondo provisto por “boquillas” que permiten el paso del agua pero no del material filtrante (ver Figura 2.1). Dependiendo del objetivo del tratamiento se puede inyectar aire a presión para oxigenar el medio y permitir el desarrollo de microorganismos aerobios y facultativos.



**Figura 2.1** Diagrama básico del funcionamiento de un filtro biológico aireado (BAF - por sus siglas en inglés) *Fuente: BIOFOR® - Infilco - Degrémont, 2011.*

Conforme las partículas sólidas contenidas en el agua residual son retenidas y los microorganismos que se desarrollan sobre la superficie del material filtrante reducen los espacios libres para el paso del agua, aumenta la resistencia al flujo del agua causando una pérdida de presión y reduciendo la velocidad de filtración. Una vez que se alcanza la colmatación del lecho filtrante es necesario separar las partículas y microorganismos del

---

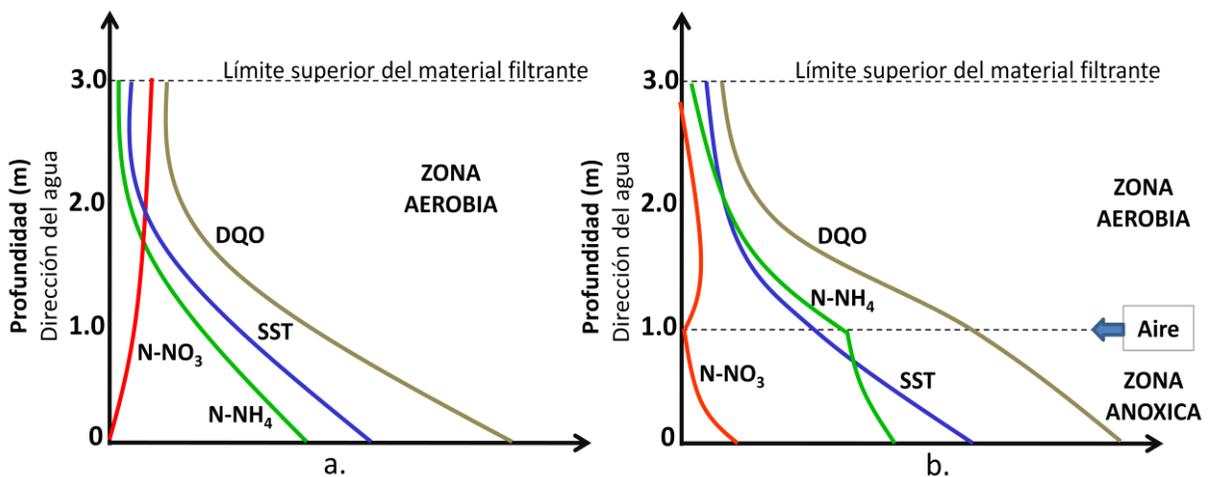
medio filtrante para que el sistema funcione adecuadamente. Este proceso de lavado se conoce como “retrolavado” del lecho filtrante (Millán, 2005).

En los filtros Biofor®, desarrollados por la compañía Degrémont, se han logrado velocidades de 10 a 33 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h combinadas con cargas orgánicas altas. Los límites actuales para esos parámetros son de alrededor de 18 kgDQO/m<sup>3</sup>.d y 2.5 a 3 kgN-NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>.d realizando retrolavados con aire y agua cada 24 horas. La profundidad común del lecho filtrante es de 3 metros en sistemas usados para la eliminación de materia carbonosa, aunque para aplicaciones específicas puede ser de 2 o 4 metros. Los tiempos de contacto varían entre 15 minutos a 1 hora, con intervalos de retrolavado de 24 a 48 horas (Pujol, 2000).

Los filtros biológicos pueden usarse al final de un proceso de tratamiento de agua residual como un proceso de mejoramiento del efluente secundario o efluente terciario, como un proceso intermedio para preparar el agua residual antes de entrar a un tratamiento avanzado, o como proceso único. El uso más extendido de los filtros biológicos ha sido para la eliminación de materia orgánica combinada con la retención de sólidos. La eliminación de sólidos en un filtro biológico se lleva a cabo principalmente por filtración y depende de las propiedades de los sólidos capturados (tamaño, reactividad), el medio filtrante utilizado, la estructura de la biopelícula y las características hidráulicas de los reactores utilizados (Millán, 2005).

La figura 2.2a muestra el comportamiento de los nutrientes en un filtro biológico. Donde el punto 0 es el fondo del reactor y el 3.0 la parte superior del material filtrante. Se puede observar que el filtro posee un comportamiento similar a un reactor de flujo pistón, ya que las concentraciones de contaminantes disminuyen a medida que se avanza en la altura del filtro. Bajo condiciones aerobias se logra la remoción de la materia orgánica y la nitrificación.

Pueden modificarse las condiciones del filtro con el fin de lograr la remoción de nutrientes. Se incorpora la aireación a una altura determinada del filtro y se mantendrá una zona anóxica para remoción de nitratos. La figura 2.2b muestra el comportamiento de un filtro con una zona aerobia y una anóxica. En la zona anóxica se logra la reducción bioquímica de los nitratos a nitrógeno molecular y la oxidación parcial de los compuestos orgánicos. En la zona aireada se completa la oxidación de los compuestos orgánicos y se facilitan las condiciones para que se lleve a cabo la oxidación del amonio contenido en el agua residual, resultando en un aumento de la concentración de nitratos. Por medio de la recirculación de agua tratada es posible reducir considerablemente el contenido de nitratos.



**Figura 2.2** Perfiles de concentración de nutrientes en un filtro biológico con soporte poroso. a). Filtro en una etapa b). Filtro en dos etapas y recirculación del agua tratada. *Fuente: González-Martínez, 2007.*

### 2.1.1 Características del medio filtrante

Diversas investigaciones indican que un medio filtrante adecuado debe satisfacer la mayoría de las siguientes condiciones (Moore *et al.*, 2001; Humby y Fitzpatrick, 1996; Iwai y Kitao, 1994):

- ⇒ Grado adecuado de adherencia de los microorganismos
- ⇒ Elevada área superficial específica
- ⇒ Alta porosidad del medio y de las columnas empacadas con ellos
- ⇒ Baja resistencia al flujo de agua
- ⇒ Estabilidad química y biológica
- ⇒ Suficiente durabilidad, asociada a su resistencia mecánica a la presión y la abrasión
- ⇒ Alta capacidad de atrapar sólidos suspendidos
- ⇒ Relación pequeña entre el peso específico del material con respecto al del agua, para evitar que la carga sobre la estructura sea excesiva
- ⇒ Precio bajo y de fácil abastecimiento
- ⇒ Facilidad de fabricación y transporte

Es difícil encontrar un medio de soporte que reúna todas las características anteriormente enunciadas, de hecho, cualquier material de soporte presentará ventajas y desventajas en su utilización, por lo que habrá que analizar sus características y decidir cuando un material es apropiado para los fines en los que será empleado.

---

El tamaño del medio de soporte estará dado de acuerdo con el uso del filtro. Por ejemplo, se recomienda un soporte de tamaño mayor a 6 mm para un filtro biológico aireado que se utilice para tratamiento secundario, mientras que si el biofiltro se emplea para tratamiento terciario (remoción de nutrientes) se recomienda un tamaño de soporte menor a 3 mm (Moore *et al.*, 2001).

El tamaño de partícula del medio filtrante determina la carga hidráulica máxima que puede ser aplicada al sistema. Medios filtrantes compuestos de partículas pequeñas ofrecen mayor área superficial por unidad de volumen para la formación de biopelículas reduciendo el volumen del biofiltro; sin embargo, se ha encontrado que al disminuir el tamaño de partícula del medio se mejora la capacidad de tratamiento del sistema en cuanto a la remoción de contaminantes pero aumentan los requerimientos de retrolavado del mismo debido a que el medio tiende a colmatarse rápidamente por los sólidos contenidos en el agua residual cruda ya que la porosidad del medio filtrante es menor (Moore *et al.*, 2001).

La porosidad del material de soporte es un factor importante en la adsorción y adhesión de microorganismos al mismo. Un material que tenga grandes espacios vacíos permitirá la adhesión microbiana aún bajo condiciones de "biomasa rasurada; es decir, mientras el fluido fuera del material de soporte se mueve a gran velocidad (Cohen, 2001). La porosidad afecta directamente el tiempo de retención celular, la cantidad de biomasa retenida en el reactor y la caída de presión a través del filtro. Además, una gran porosidad reduce la cantidad de material empleado en la construcción del filtro, resultando en menores costos.

Otro parámetro importante es la rugosidad del medio, ya que afecta el funcionamiento del reactor. Las superficies rugosas proveen más sitio para la adhesión de biopelícula que los medios lisos. Los reactores que usan medios lisos son más inestables bajo variaciones de líquido o aire, causando desprendimiento de la biopelícula. Los rugosos producen biopelículas más estables y también mejoran la retención de sólidos (Cohen, 2001; Moore *et al.*, 2001; Mendoza-Espinoza y Stephenson, 1999).

### *2.1.2 Carga orgánica y remoción de nutrientes*

La carga orgánica se define como la cantidad de sustrato que ingresa al sistema, por cantidad unitaria de microorganismos presentes en éste y por unidad de tiempo; la cual, en el caso de sistemas de biomasa fija puede expresarse por unidad de área superficial ya que se conoce la superficie de crecimiento de la biopelícula (ver ecuación 2.1), aunque en

---

general, en la literatura los resultados reportados se encuentran en función de la carga orgánica volumétrica aplicada al sistema (ver ecuación 2.2) (Valdivia, 1998).

$$C.O_s = \frac{Q \cdot S_0}{A_{sup}} \quad (2.1)$$

Donde:

$C.O_s$  = Carga orgánica superficial (kgDQO/m<sup>2</sup>.d)

$Q$  = Caudal (m<sup>3</sup>/d)

$S_0$  = DQO en el influente (kgDQO/m<sup>3</sup>)

$A_{sup}$  = Área específica de crecimiento de la biopelícula (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)

$$C.O_v = \frac{Q \cdot S_0}{V} \quad (2.2)$$

Donde:

$C.O_v$  = Carga orgánica volumétrica (kgDQO/m<sup>3</sup>.d)

$Q$  = Caudal (m<sup>3</sup>/d)

$S_0$  = DQO en el influente (kgDQO/m<sup>3</sup>)

$V$  = Volumen del reactor (m<sup>3</sup>)

Las cargas orgánicas operacionales para los filtros biológicos reportadas en la literatura oscilan en un rango amplio de valores. Inicialmente, el uso más común para los filtros biológicos fue como un tratamiento terciario para la eliminación de nutrientes y pulimento del efluente secundario; para esta aplicación los filtros biológicos trataban entre 5 y 10 kgDQO/m<sup>3</sup>.d (Osorio y Hontoria, 2001). Diversos estudios sugieren que con la aplicación de cargas orgánicas volumétricas entre 6 y 7 kgDQO/m<sup>3</sup>.d se obtienen efluentes de calidad satisfactoria con menos de 90 mgDQO/l. En cuanto a los valores encontrados en la literatura para la carga hidráulica aplicada a estos sistemas de tratamiento, se encuentra una gran disparidad debido a que ésta depende del tipo de material usado para soporte biológico y de los objetivos del sistema de tratamiento (Osorio y Hontoria, 2001).

En los filtros biológicos aireados puede ser eliminada alrededor del 90% de la materia orgánica expresada como DQO; sin embargo, en cuanto a la remoción de nitrógeno del agua residual, ésta se relaciona con el tiempo de retención hidráulica el cual depende de las

---

cargas orgánica e hidráulica aplicadas al sistema. El incremento de la carga orgánica e hidráulica en el sistema trae como consecuencia la disminución del tiempo de retención hidráulica y el aumento de la cantidad de agua residual a tratar.

En el tratamiento biológico del agua residual por medio de biopelículas; la adsorción y las reacciones biológicas son los principales mecanismos para la remoción de contaminantes, dado que la biopelícula se encuentra fija a un soporte es necesario que los contaminantes se difundan al interior para proceder con las reacciones biológicas, es por ello, que es necesario mantener un tiempo de retención hidráulico suficiente para promover la difusión de los compuestos hacia el interior de la película biológica.

En cuanto a la remoción de nitrógeno, la concentración de nutrientes en el agua residual afecta la tasa de nitrificación y el crecimiento microbiano en los biofiltros. Los microorganismos nitrificantes (autótrofos) requieren cierta cantidad de materia orgánica para su asimilación; sin embargo, grandes concentraciones de ésta en el influente promoverán el crecimiento de microorganismos heterótrofos, resultando en la disminución de la nitrificación; así mismo, altas concentraciones de materia orgánica requieren grandes cantidades de oxígeno disuelto disponible, lo cual, representaría también un factor limitante en el desempeño de la nitrificación. La concentración de amonio en el influente es importante en el arranque del sistema, ya que una alta concentración de amonio conlleva a un mayor desarrollo de biopelícula nitrificante y como consecuencia se tendrá un tiempo de arranque menor. La remoción del nitrógeno en el biofiltro se llevará a cabo mediante la nitrificación/desnitrificación y el nitrógeno asimilado por los microorganismos será eliminado por medio del retrolavado cuando se elimine la biopelícula en exceso del medio filtrante (Mann *et al.*, 1998).

En los filtros biológicos, la carga orgánica y de nitrógeno amoniacal, la temperatura, el tiempo de retención celular e hidráulico, la frecuencia de retrolavado, el tamaño de partícula del medio filtrante y la disponibilidad de oxígeno disuelto han sido identificados como los factores más influyentes en la nitrificación (Mann *et al.*, 1998).

En diversos estudios se ha encontrado una amplia variedad de valores para los parámetros operacionales en cuanto a cargas orgánicas y de nitrógeno amoniacal para los filtros biológicos aireados con las que se han obtenido resultados satisfactorios en la remoción de materia orgánica y nutrientes del agua residual, lo que sugiere que este tipo de sistemas posee un alto desempeño en la remoción de contaminantes y así mismo posee una gran

variedad de aplicaciones. En la tabla 2.1 se presentan los límites operacionales para la remoción tanto de materia orgánica como de nutrientes en biofiltros Biofor® (patentados por Degrémont) sugeridos en un estudio realizado por Pujol *et al.* (1994) en donde se comparan alrededor de 50 plantas de tratamiento de aguas residuales tanto municipales como industriales que poseen este tipo de sistema.

**Tabla 2.1** Límites operacionales para diferentes tratamientos usando filtros Biofor®

Tratamiento	Carga	Velocidad de filtración
Remoción de materia orgánica	10 kgDQO/m <sup>3</sup> .d	6 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
Nitrificación	1.5 kgN-NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> .d	10 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
Desnitrificación	> 4 kg N-NO <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> .d	14 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
Remoción de fósforo	0.4 kgP <sub>T</sub> /m <sup>3</sup> .d	11 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h

*Fuente: Pujol et al., 1994*

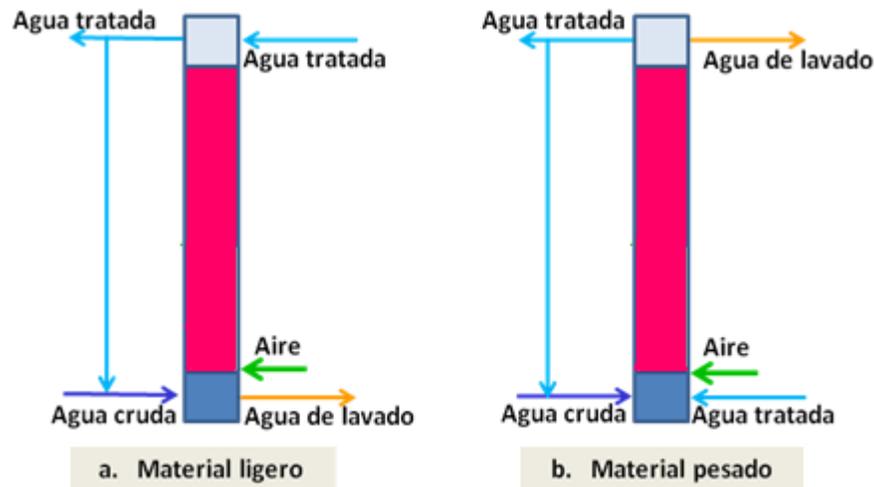
### 2.1.3 Retrolavado

Es inevitable la reducción paulatina de la cantidad y calidad del efluente, debido a la colmatación del lecho ya sea por acumulación de sólidos atrapados por el lecho y al aumento del espesor de la biopelícula, por lo cual se hace indispensable la aplicación de retrolavados periódicos como parte de la operación del filtro biológico. La acumulación de biopelícula reduce el área efectiva de poro y, como resultado, existe un mayor desprendimiento de biopelícula que se refleja en una menor calidad en el efluente, así como una mayor pérdida de carga hidráulica.

Inicialmente el retrolavado de los filtros biológicos se realizaba sólo con agua, con una expansión entre el 20 y el 50%. Debido al limitado número de colisiones y abrasiones que ocurren entre las partículas del soporte al realizar el retrolavado con agua, se ha demostrado que dicho procedimiento es poco efectivo para limpiar el soporte (Humby y Fitzpatrick, 1996).

La figura 2.3 muestra dos tipos de procedimientos de operación normal y retrolavado, dependiendo de la densidad del medio filtrante. Si el medio filtrante es más ligero que el agua (Biostyr®), entonces flota y el retrolavado se lleva a cabo de la manera que se muestra en la figura 2.3a. La principal diferencia radica en que, cuando el medio filtrante es más ligero que el agua, el agua de retrolavado debe introducirse por la parte superior y extraerse por la parte inferior. En el caso de que el medio filtrante sea más pesado que el agua

(Biofor®/Degrémont, Biocarbhone®/OTV) entonces el agua de retrolavado se introduce por abajo y se extrae por la parte superior (ver Figura 2.3b).



**Figura 2.3** Operación normal y retrolavado de filtros biológicos *Fuente: González-Martínez, 2007.*

El retrolavado debe hacerse cada vez que la caída de presión alcance un límite establecido. Muchos de los problemas del filtro se originan en un lavado deficiente incapaz de:

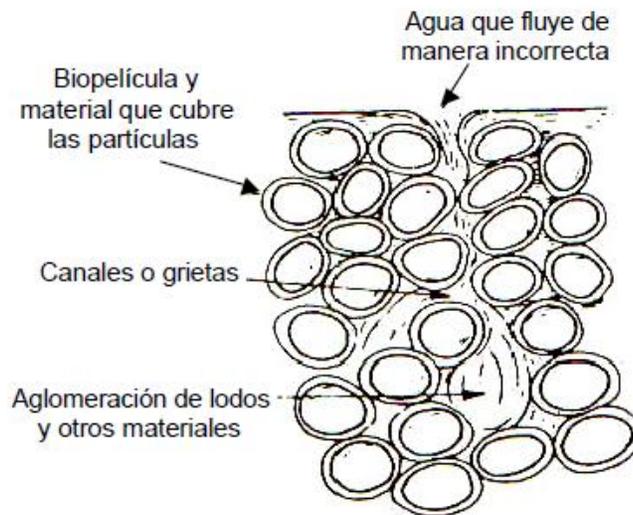
- ⇒ Desprender la película y otras sustancias que cubren las partículas del lecho filtrante
- ⇒ Romper los aglomerados de partículas filtrantes adheridos entre ellos por el material contenido en el agua residual.

En ambos casos, al lavar el lecho de manera deficiente y luego iniciar la operación de filtrado, el material no removido queda atrapado entre los granos del medio y, al progresar la corrida de filtración, se compacta, con lo cual la capacidad del filtro disminuye. Este proceso se puede observar en la figura 2.4 (Arboleda, 2000).

Por lo general el tiempo de retrolavado por medio de aire varía de cinco a diez minutos. Se ha comprobado que el régimen más efectivo de retrolavado se logra utilizando aire combinado con agua ya que esto incrementa considerablemente el número de colisiones y abrasiones entre partículas; en éste se realiza una expansión del lecho al introducir aire mediante difusores colocados en el fondo del filtro. Una vez expandido y sin suspender la alimentación del aire, se introduce agua para arrastrar el exceso de biopelícula (Osorio y Hontoria, 2006; Humby y Fitzpatrick, 1996). Las características físicas del medio como son

---

diámetro, porosidad, densidad y configuración son las que determinan el intervalo del retrolavado (Fitzpatrick, 1998).



**Figura 2.4** Contracción del lecho filtrante y formación de aglomerados de lodo debido a un lavado deficiente **Fuente:** *Arboleda, 2000.*

---

### 3. HIDRÁULICA DE REACTORES

La evolución del diseño de reactores está relacionada con las reacciones físicas, químicas y/o biológicas que en ellos ocurren. Estas reacciones pueden ser cinéticas de transporte como se presentan en sedimentadores o cinéticas de reacción como ocurre en reactores químicos o biológicos. En los procesos de tratamiento de las aguas residuales se pueden encontrar los tres estados de la materia (sólido, líquido y gas) y la interacción entre ellos está relacionada directamente con procesos de tratamiento que se pueden optimizar si se le procuran las condiciones hidrodinámicas más adecuadas (Giácoman *et al.*, 2003). En términos del flujo, el reactor puede clasificarse en dos tipos (von Sperling, 1996):

- ⇒ **Flujo intermitente** (batch): no existe flujo de entrada ni de salida en el reactor; todos los elementos del fluido son expuestos al tratamiento por un tiempo igual al que permanece el sustrato en el reactor.
- ⇒ **Flujo continuo**: hay entrada y salida continua de flujo en el reactor.

Los reactores de flujo continuo a su vez pueden clasificarse en: flujo piston, mezcla completa y flujo no ideal (Levenspiel, 1972).

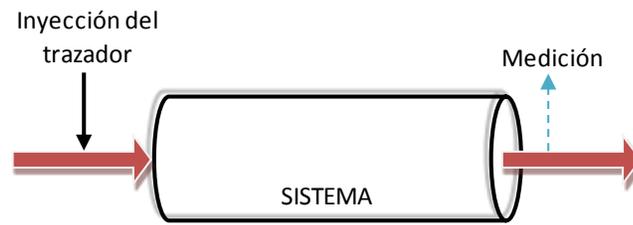
- 
- ⇒ **Flujo pistón:** todas las partículas de fluido que entran a la unidad permanecen en ella el mismo tiempo; de esta manera, los elementos del fluido pasan a través del sistema y son descargados en la misma secuencia en que fueron introducidos sin existir ningún tipo de mezcla entre el fluido que ingresa y el que está en la unidad.
  - ⇒ **Flujo de mezcla completa:** todo elemento que ingresa al reactor se dispersa inmediatamente dentro de él. En este caso, la concentración de una sustancia a la salida de la unidad es igual a la existente en todo el reactor.
  - ⇒ **Flujo no ideal:** corresponde a cualquier grado intermedio entre flujo pistón y mezcla completa con otras posibles alteraciones como la presencia de zonas muertas, cortocircuitos hidráulicos, recirculación. Este tipo de flujo es el que realmente se presenta en la mayoría de las unidades de tratamiento.

En los procesos de tratamiento de agua es importante caracterizar el tiempo de retención hidráulico, entendido como el tiempo que, en promedio, el agua residual permanece dentro del sistema. En otras palabras, el tiempo de retención hidráulico puede concebirse como el tiempo que tardaría una partícula cualquiera del fluido en entrar y salir del sistema, en el caso de que todas las partículas del fluido evolucionaran en la misma forma.

No obstante, es difícil que esto ocurra en la práctica, ya que las condiciones hidráulicas del sistema (zonas muertas, corrientes de inercia o cortocircuitos hidráulicos) hacen imposibles las condiciones de flujo ideal. En otras palabras, el tiempo de retención en reactores reales es distinto para las diferentes fracciones del volumen que entran al sistema al tiempo  $t_0=0$ . Es necesario, por tanto, estudiar la distribución del tiempo de retención de las diversas fracciones, para poder conocer la forma como ha quedado sometida la masa líquida a un determinado tratamiento (Levenspiel, 1972).

La distribución de tiempos de residencia de un reactor es una característica del mezclado que ocurre dentro de él; su determinación es básica para el diseño de cualquier tipo de reactor a escala real (Rodríguez *et al.*, 2004).

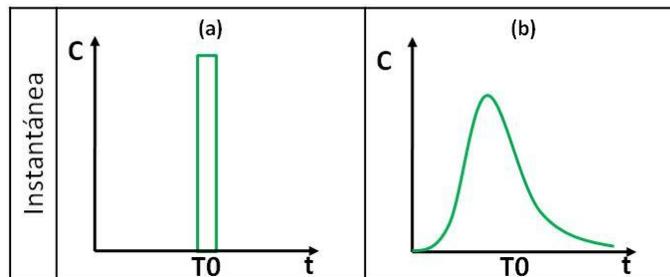
Para visualizar el funcionamiento de un sistema desde el punto de vista hidráulico, es conveniente utilizar una sustancia trazadora (alguna sal, colorante, ácido o sustancia radioactiva) que pueda ser aplicada al flujo de entrada de la unidad, y que simultáneamente se comience a registrar la concentración del trazador a la salida de la unidad como se ilustra en la Figura 3.1 (Levenspiel, 1972).



**Figura 3.1** Aplicación de trazadores a un reactor. *Fuente: Levenspiel, 1972.*

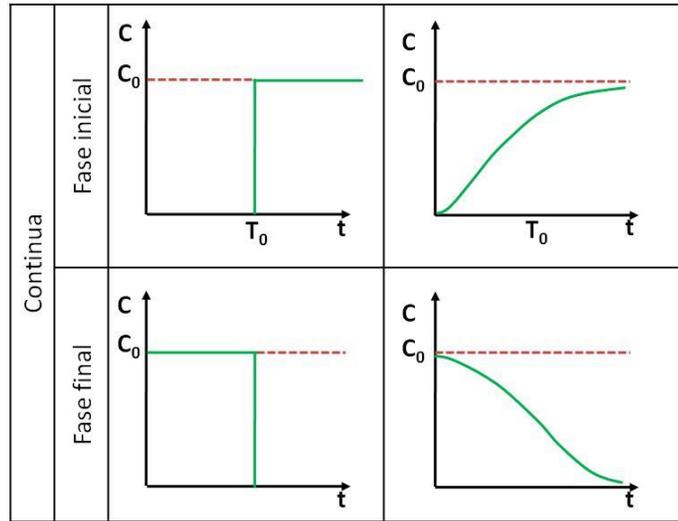
La aplicación del trazador puede realizarse en forma continua (step input) o instantánea (pulse input) (Harriot, 2003; Levenspiel, 1972).

Trazador de inyección instantánea: En la inyección instantánea, el trazador se inyecta “de golpe”, en un solo instante. En este tipo de prueba, la concentración del trazador a la salida del sistema puede generar una curva como las mostradas en la figura 3.2; si el reactor se comporta como un reactor de flujo pistón la curva de respuesta sería similar a la mostrada en la figura 3.1a; por otro lado, si el reactor tuviese un comportamiento no-ideal, entonces podría esperarse algún grado de dispersión axial y con ello se obtendría una curva de respuesta como la mostrada en la figura 3.2b.



**Figura 3.2** Respuestas típicas de una prueba de trazadores de inyección instantánea. *Fuente: Levenspiel, 1972.*

Trazador de inyección continua: Existe un segundo tipo de prueba de trazadores en la que éste es inyectado de manera constante, a la entrada del sistema, y la concentración de salida es monitoreada al igual que en la prueba anterior. En este tipo de prueba se pueden obtener curvas de respuesta como las mostradas en la figura 3.3. Al aplicar el trazador y hacerle seguimiento a la salida del sistema, se obtendrá una serie de valores de concentración que aumentan con el tiempo, hasta llegar a un valor máximo, y que disminuirán progresivamente.



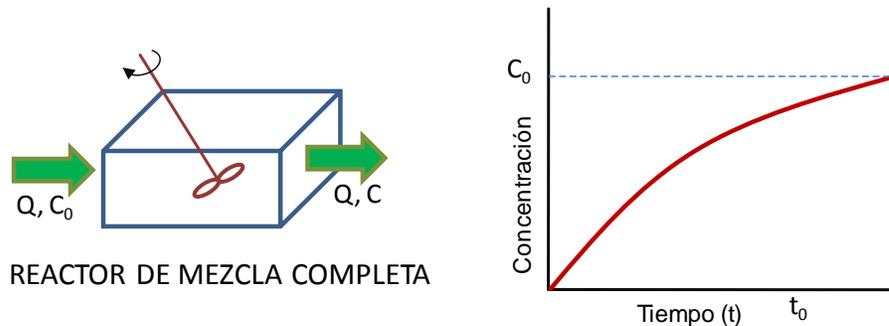
**Figura 3.3** Respuestas típicas de una prueba de trazadores de inyección continua. *Fuente: Levenspiel, 1972.*

### 3.1 Modelos matemáticos para flujo ideal

Dentro de los modelos matemáticos para flujo ideal se consideran el modelo para flujo pistón y para flujo de mezcla completa.

#### ■ Modelo para un reactor de mezcla completa

Si se inyecta un trazador conservativo (no reactivo) continuamente a una concentración  $C_0$  en el influente de un reactor de mezcla completa, inicialmente lleno con agua potable, la presencia del trazador en el tiempo estará dada por la figura 3.4 (Levenspiel, 1972).



**Figura 3.4** Esquema de la curva de respuesta de un trazador de inyección continua en un reactor ideal de mezcla completa. *Fuente: Levenspiel, 1972.*

La concentración del trazador en el efluente puede ser determinada en función del tiempo por medio de un balance de masa:

---


$$\text{Tasa de acumulación de trazador en el reactor} = \text{Flujo másico de trazador en influente} + \text{Flujo másico de trazador en efluente} \quad (3.1)$$

De acuerdo con la figura 4.4 y el balance de masa:

$$\frac{dC}{dt}V = QC_0 - QC = Q(C_0 - C) \quad (3.2)$$

Integrando entre los límites de  $C=C_0$  a  $C=C$  y  $t=0$  a  $t=t$ :

$$\int_{C=C_0}^{C=C} \frac{dC}{C_0 - C} = \frac{Q}{V} \int_{t=0}^{t=t} dt \quad (3.3)$$

La ecuación resultante es el modelo ideal para un reactor de mezcla completa:

$$C = C_0 \left(1 - e^{-t(Q/V)}\right) = C_0 \left(1 - e^{-t/t_0}\right) \quad (3.4)$$

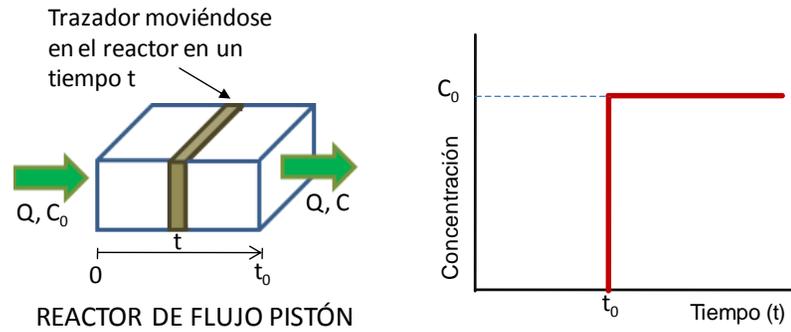
Donde  $t_0$  es el tiempo de retención hidráulica teórico ( $TRH = V/Q$ ).

#### ■ Modelo para un reactor ideal de flujo pistón

El comportamiento de un reactor ideal de flujo pistón es ilustrado por la figura 4.5. Si a un reactor de flujo pistón previamente llenado con agua potable le es inyectado un trazador de concentración  $C_0$  continuamente, la aparición del trazador en el efluente del reactor en un tiempo  $t=t_0$  (siendo  $t_0$  el TRH teórico) (figura 3.5). El balance de masa para un reactor de flujo pistón ideal considera que la concentración  $C$  del trazador es uniformemente distribuida a través de un elemento diferencial de volumen en el reactor para un tiempo  $t$ ; es decir, no se presentará dispersión longitudinal en éste diferencial de volumen (Levenspiel, 2002).

El balance de masa para un diferencial de volumen de acuerdo con la figura 3.5 es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \Delta V = QC|_z - QC|_{z+\Delta z} \quad (3.5)$$



**Figura 3.5** Esquema de la curva de respuesta de un trazador de inyección continua en un reactor ideal de mezcla completa. *Fuente: Levenspiel, 1972.*

Sustituyendo la forma diferencial por el término  $QC|_{z+\Delta z}$  en la ecuación 4.5:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \Delta V = QC - Q \left( C + \frac{\Delta C}{\Delta z} \Delta z \right) \quad (3.6)$$

Sustituyendo  $A\Delta z$  por  $\Delta V$  y simplificando resulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} A = -Q \frac{\Delta C}{\Delta z} \quad (3.7)$$

Si el límite de  $\Delta z$  se aproxima a cero resulta:

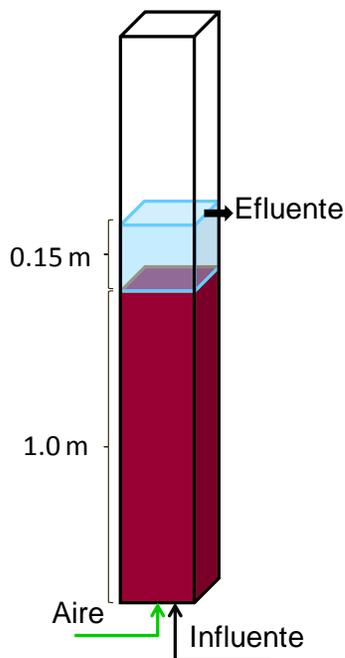
$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial z} = -u \frac{\partial C}{\partial z}} \quad (3.8)$$

Donde  $u$  es la velocidad del fluido.

Debido a que los dos lados de la ecuación 4.8 son iguales ( $\partial t = \partial z / V$ ), excepto por el signo negativo, la única manera en la cual la ecuación puede satisfacerse es si el cambio en la concentración con la distancia es igual a cero. Así, la concentración del influente debe ser igual a la concentración del efluente y es consistente con la figura 3.5.

---

## 4. METODOLOGÍA



En esta investigación se evaluó el comportamiento de un biofiltro aerobio para la remoción de materia orgánica y nutrientes por medio de una biopelícula aerobia formada sobre un soporte inorgánico (tezontle).

El trabajo experimental se desarrolló en el laboratorio de ingeniería ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM; para ello se realizó el diseño, construcción, puesta en marcha y arranque de un filtro biológico construido en vidrio, a nivel de laboratorio, alimentado con agua residual sintética (ver figura 4.1). Las características físicas del biofiltro se presentan en la siguiente tabla.

**Figura 4.1** Esquema del biofiltro a nivel de laboratorio

**Tabla 4.1** Características del biofiltro aerobio

Característica	Valor
Material del filtro	Vidrio (4 mm de espesor de pared)
Altura total del filtro	1.90 m
Diámetro interno	0.15 m
Área transversal del filtro	0.023 m <sup>2</sup>
Profundidad del medio filtrante	1 m
Volumen total del filtro (sin medio filtrante)	22.50 L
Volumen aparente del filtro (volumen de espacios vacíos)	12.15 L

#### 4.1 Material filtrante

El material de empaque del biofiltro es de tipo inorgánico denominado tezontle (ver figura 4.2). Éste se consideró como un medio propicio para emplearlo, pues reúne algunas características deseables:

- \* Porosidad
- \* Rugosidad
- \* Durabilidad gracias a su resistencia mecánica a la abrasión y al impacto
- \* Resistencia al ataque microbiano
- \* Bajo costo y disponibilidad en el mercado



**Figura 4.2** Material de empaque del filtro biológico,tezontle.

Se realizó un cribado de manera fina del material con el fin de seleccionar dos tamaños de partícula; el primero, el tamaño que pasa la malla no. 3/8" (abertura=9.5 mm) y que retiene la malla no. 5/16" (abertura=5.0 mm) y el segundo, el tamaño que pasa la

---

malla no. 4 (abertura=4.75 mm) y que retiene la malla no. 5 (abertura= 4.00 mm), con el fin de realizar pruebas hidráulicas para definir el tamaño adecuado como medio filtrante. Éstos fueron seleccionados teniendo en cuenta lo reportado según la literatura existente en donde se menciona que el tamaño de partícula es un parámetro importante en el desempeño del filtro biológico. Mendoza-Espinoza y Stephenson (1999) y Moore (2001) sugieren que los tamaños de partícula mayores a 6 mm son utilizados para darle un tratamiento previo al agua residual antes de entrar a un tratamiento secundario, mientras que, tamaños menores o iguales a 3 mm son recomendados en la remoción de nutrientes o pulimento ya que ofrecen mayores áreas superficiales expuestas que permiten el establecimiento de la biomasa; es por ello que se escogieron tamaños dentro de éste intervalo, partículas pequeñas (4.75 mm) y grandes (9.5 mm). Los dos tamaños seleccionados fueron caracterizados físicamente determinando parámetros tales como densidad, masa seca y húmeda del material y porosidad entre otros; la metodología empleada para la caracterización del tezontle se describe detalladamente en Álvarez (2006).

El tamaño y forma de las partículas de tezontle que conforman el lecho filtrante es muy variado. En forma geométrica se aproxima a un elipsoide, teniendo casi siempre un eje mayor que los otros dos, ya que si la distancia entre ejes fuera igual sería una esfera.

El tezontle tiene mayor área superficial por unidad de volumen (área superficial específica) que la grava, y permite que se reduzca el tamaño físico del biofiltro y que tenga un rendimiento mucho más alto. Debido a la gran área superficial disponible para que los microorganismos colonicen, se obtiene una mejor calidad de agua tratada y el biofiltro requiere limpieza menos frecuente.

La inversión en tezontle es sumamente baja para tratamientos de aguas residuales. Puede incluso permitir diseñar un biofiltro en pequeñas dimensiones horizontales, y esto es una gran ventaja ya que los espacios urbanos cada vez son más limitados (Álvarez, 2006).

#### **4.2 Retrolavado del biofiltro**

A medida que se avanza en la operación de los filtros, el medio filtrante (tezontle) será colonizado por los microorganismos que formarán una película biológica sobre éste, adicionalmente, el lecho filtrante atraparé las partículas sólidas contenidas en el agua residual a tratar, por lo tanto, será necesario realizar una operación de retrolavado para limpiar el lecho filtrante de la biopelícula que ha crecido en exceso y de las partículas

---

retenidas y así evitar la disminución de la capacidad de tratamiento del sistema. En general en la literatura existente se encuentra que el régimen más efectivo de retrolavado se logra utilizando aire combinado con agua ya que esto incrementa considerablemente el número de colisiones y abrasiones entre partículas; en éste se realiza una expansión del lecho al introducir aire mediante difusores colocados en el fondo del filtro. Una vez expandido y sin suspender la alimentación del aire, se introduce agua para arrastrar el exceso de biopelícula (Álvarez, 2006; Humby y Fitzpatrick, 1996).

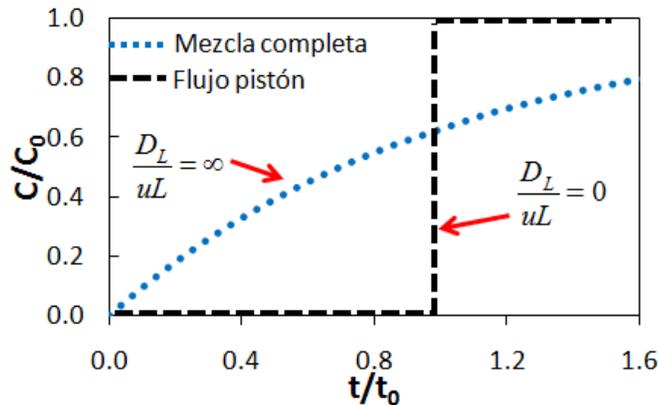
Teniendo en cuenta que el tezontle es un material más pesado que el agua se realizaron estudios de retrolavado con el fin de confirmar que bajo las condiciones convencionales que describe la literatura se lograba un efectivo retrolavado del filtro aerobio.

#### 4.3 Pruebas de trazado

El uniforme y efectivo contacto entre el sustrato y la biomasa en el reactor juega un papel importante en el comportamiento y desempeño del sistema. Es por ello, que es necesario conocer el grado de mezcla y el patrón de flujo antes de iniciar la operación del lecho filtrante como sistema biológico. Se realizaron pruebas de trazabilidad con el fin de conocer el comportamiento hidráulico del reactor y establecer los tiempos de retención hidráulico reales y la desviación de la idealidad que posee un biofiltro.

Las desviaciones del comportamiento ideal para un reactor tubular de flujo pistón pueden ser debidas a la formación de canales o la presencia de regiones donde el flujo se mueve más lentamente afectando el tiempo de retención hidráulico efectivo en el reactor y, como consecuencia, la eficiencia en la remoción de contaminantes también se verá afectada. Se asume entonces que siendo el biofiltro un reactor tubular empacado éste se comportará como un reactor de flujo pistón; con el fin de corroborar ésta consideración se utilizaron los modelos matemáticos para reactores ideales (Levenspiel, 1972; Smith, 1970) para corroborar si las curvas de respuesta del trazador se asemejan a las obtenidas para reactores ideales.

Las curvas de respuesta para el trazador en reactores ideales se presentan en la figura 4.3 en donde se considera que el coeficiente de dispersión ( $D_L/uL$ ) representa la dispersión longitudinal que pueda presentarse a lo largo del reactor. Para un reactor de flujo pistón ideal el coeficiente de dispersión deber ser igual a cero y para un reactor de ideal de mezcla completa tiende a infinito (figura 4.8) (Smith, 1970).



**Figura 4.3** Representación del modelo de dispersión para flujo de pistón y mezcla completa.

*Fuente:* Smith, 1970.

Una vez caracterizado el material filtrante y seleccionado el tamaño de partícula para empacar el filtro antes de iniciar su arranque se realizaron pruebas de trazado con el fin de conocer el comportamiento hidráulico del biofiltro aireado. Se seleccionaron tres tiempos de retención hidráulico (TRH) (3, 5 y 7 h) con el fin de determinar el comportamiento del flujo en el lecho filtrante bajo diferentes caudales de agua pero con un solo caudal de aire ( $Q_{\text{aire}} = 10$  L/min).

Como se muestra en la tabla 4.2 para cada TRH se calculó el caudal requerido teniendo en cuenta como volumen útil del reactor, el volumen total del reactor multiplicado por la porosidad del lecho filtrante; es decir, el volumen libre por donde fluye el líquido a través del lecho filtrante.

El trazador empleado fue un colorante azo (Azul Directo 2, este colorante fue empleado ya que se realizará la investigación de la capacidad de degradación de un colorante azo en un BAF en un trabajo posterior) debido a la intensidad de color que presenta. El trazador se inyectó continuamente por la parte inferior del filtro y se determinó por medio de espectrofotometría en el efluente del reactor a través del tiempo.

**Tabla 4.2** TRH y caudales para las pruebas de trazado

TRH (h)	Caudal (mL/min)
3	68
5	41
7	29

Volumen útil del reactor = 12.2 L

#### 4.4 Agua residual sintética

Se utilizó agua residual sintética (cuya composición aparece en la tabla 4.3) para el arranque del filtro y como fuente de carbono se utilizó proteína vegetal hidrolizada y maltodextrina; con el fin de tener un agua residual con una composición similar a la de un agua residual municipal. Esta composición se ha seleccionado ya en investigaciones anteriores se observó que éstas fuentes de carbono son un buen complemento alimenticio para el crecimiento satisfactorio de microorganismos y el mantenimiento de un sistema biológico (Cobos-Becerra, 2009; Rivera-Mota, 2009).

Se empleó agua residual sintética debido a no se deseaba tener una variación en los parámetros operacionales del filtro tales como  $DQO_{\text{influyente}}$ , T, pH y concentración de nutrientes con el fin de evaluar el comportamiento del filtro biológico en su etapa de arranque bajo condiciones controladas.

**Tabla 4.3** Composición del agua residual sintética

Compuesto	Cantidad (mg/l)
Proteína vegetal hidrolizada	222 (175 como DQO)
Maltodextrina	44 (75 como DQO)
$(NH_4)_2SO_4$	38 (10 como N)
$K_2HPO_4$	56 (10 como P)
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	25
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	20
$NaHCO_3$	105 (60 como $CaCO_3$ )
Micronutrientes	Cantidad (g/l)
Boro, Cobre, Manganeso, Molibdeno, Aluminio, Cobalto y Niquel	0.05

*Fuente: modificado de Cobos-Becerra, 2009.*

#### 4.5 Seguimiento de parámetros de respuesta

Se diseñó un plan de muestreo (ver tabla 4.4) con el fin de definir la frecuencia de recolección de las muestras semanalmente y los parámetros de respuesta que se tendrían en cuenta para realizar el seguimiento (ver tabla 4.5) y evaluación del comportamiento del biofiltro en la remoción de materia orgánica.

**Tabla 4.4** Plan de muestreo

Punto de muestreo	Tipo de muestra	No. de muestras
Influente	Compuesta	Diariamente
Efluente	Compuesta	Diariamente
Retrolavado	Puntual	Diariamente

Las muestras de tipo compuesto consisten en una recolección de agua residual por un periodo de 24 horas; transcurrido este tiempo se homogeniza la totalidad de la muestra obtenida y se toman la cantidad necesaria para sus análisis. Las muestras de tipo puntual son tomadas de manera inmediata una vez se efectúa el retrolavado del filtro, el cual se realizó diariamente durante el tiempo en que operó el filtro biológico. Con el fin de preservar las muestras antes de sus análisis, las muestras compuestas de influente y efluente se enviaron, de manera continua, a recipientes colocados en un refrigerador.

En la tabla 4.5 se enlistan los parámetros de interés para cada corriente, ya que solo se evaluaron ciertos parámetros para cada corriente.

**Tabla 4.5** Parámetros de respuesta del biofiltro

Tipo de muestra	Determinaciones analíticas						
	DQO <sub>T</sub>	DQO <sub>s</sub>	SST	SSV	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	NTK
Influente		X			X	X	X
Efluente	X	X	X	X	X	X	X
Retrolavado			X	X			X

NTK = Nitrógeno total Kjeldahl

Adicionalmente se realizó el seguimiento de la temperatura, pH y oxígeno disuelto en el reactor, los cuales fueron medidos directamente.

#### 4.6 Determinaciones analíticas

Para la obtención de los valores correspondientes a los diferentes parámetros de respuesta del sistema tales como demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>4</sub>), fosfato (P-PO<sub>4</sub>) y nitrógeno Kjeldahl; se realizaron determinaciones analíticas de laboratorio que se basan en las metodologías encontradas en APHA, AWWA y WCPF (1992). En la tabla 4.6 se muestran las técnicas analíticas que se usaron para realizar las determinaciones mencionadas.

**Tabla 4.6** Técnicas analíticas para la determinación de los parámetros de seguimiento del sistema

Parámetro	Técnica analítica
Demanda química de oxígeno DQO	Digestión por reflujo cerrado (148°C); determinación por espectrofotometría a 600 nm, basado en el método 5220-D de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Nitrógeno amoniacal, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Por destilación y titulación, basado en el método de 4500 NH <sub>3</sub> -B de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Nitrato, N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Fotometría de un compuesto nitro rojo a 525 nm. kit de Merck Spectroquant (1.14773) en un rango de 0.2-20 mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l.
Nitrógeno Kjeldahl	Digestión en equipo micro Kjeldahl (digestión y destilación). Basado en el método 4500Norg-C de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Fosfato, P-PO <sub>4</sub>	Fotometría del ácido molibdovanadofosfórico a 410 nm. Kit de Merck Spectroquant en un rango de 0.5-30 mg P-PO <sub>4</sub> /l. Basado en el método 4500P-C de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Sólidos suspendidos totales SST y volátiles SSV	Método gravimétrico; sólidos retenidos en papel filtro de microfibra de vidrio (1.6 µm). Secados a 103-105°C. Basado en el método 2540-D y 2540-E de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Temperatura	Medición directa con termómetro digital. Basado en el método 2550-B de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Oxígeno disuelto (OD)	Medición directa con electrodo de membrana. Basado en el método 4500-O-G de APHA, AWWA y WCPF (1992).
pH	Medición potenciométrica. Basado en el método 4500 H-B de APHA, AWWA, WCPF (1992).

---

## 5. RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados experimentales obtenidos desde la caracterización y elección del material filtrante hasta el arranque y operación del filtro biológico aireado.

### 5.1 Caracterización del tezontle

Una vez seleccionados los dos tamaños de partícula, los cuales fueron designados por el diámetro promedio de la abertura de la malla; es decir, 9.5 mm y 4.75 mm, se realizaron pruebas físicas para determinar su porosidad aparente, densidad aparente y real, área específica entre otros. En la figura 5.1 y 5.2 se comparan los tamaños de las partículas con diámetro promedio de 9.5 mm (tamaño 1) y 4.75 mm (tamaño 2) respectivamente.

Adicionalmente se observó el tamaño de poros internos del tezontle (ver figura 5.3), el cual es muy importante para la colonización microbiana, al establecerse los microorganismos en los poros internos éstos son protegidos de los esfuerzos cortantes que se presentan dentro del reactor generados por el retrolavado.

Para la observación de los poros del tezontle se utilizó un microscopio óptico digital marca Olympus modelo MIC-D, con aumento variable desde 22X hasta 225X y se seleccionaron aleatoriamente piezas de tezontle de los dos tamaños seleccionados.



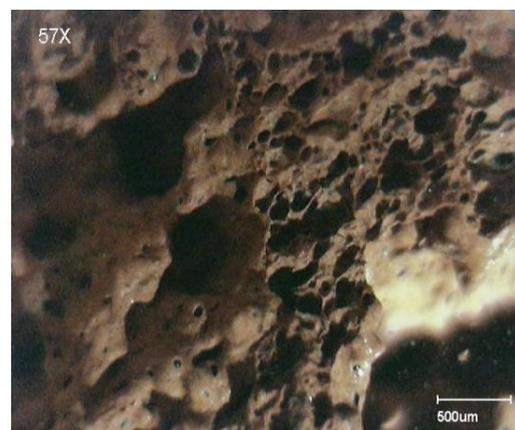
**Figura 5.1** Partículas de tezontle con diámetro promedio de 9.5 mm



**Figura 5.2** Partículas de tezontle con diámetro promedio de 4.75 mm



*a*



*b*

**Figura 5.3** Poros del tezontle bajo aumentos de 75X (a) y 57X(b)

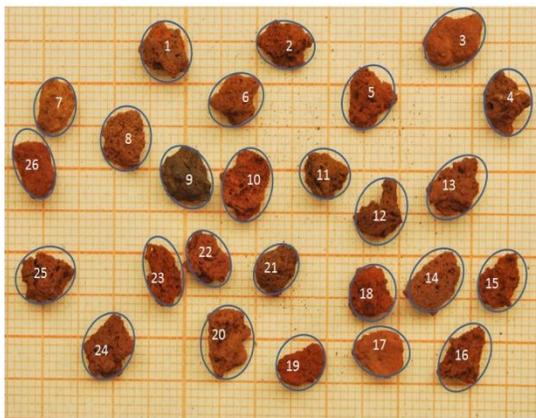
Las características con que cuenta el tezontle son muy importantes para el proceso, ya que confirman que este material cumple con los requisitos de un material de empaque para filtros combinados. Es por ello que se determinaron propiedades físicas de las piezas de tezontle, tales como peso específico seco, aparente y saturado; densidad seca, húmeda y saturada; porosidad, índice de huecos y compacidad; grado de saturación y humedad natural. Ya que todas estas propiedades ayudan a una comprensión más amplia del material filtrante (tezontle). Éstas se condensan en la siguiente tabla:

**Tabla 5.1** Características del tezontle

Características	Unidades	Tamaño 1	Tamaño 2
Diámetro promedio (abertura de malla)	mm	9.5	4.75
Área superficial expuesta**	m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	442	1952
Porosidad húmeda (porosidad aparente)	%	55	54
Masa específica seca	kg/m <sup>3</sup>	433	471
Masa específica húmeda	kg/m <sup>3</sup>	664	710

\*\*Cobos-Becerra, 2012.

Para determinar el área superficial expuesta se consideraron las partículas como elipsoides, ya que difieren mucho en tamaño, encontrando partículas que van desde los 5 mm hasta los 14 mm en longitud hacia cualquiera de sus ejes “a y b”, siendo  $a > b$ , por lo tanto no se podrían considerar como esferas, tal como se aprecia en las figuras 5.4 y 5.5 para los dos tamaños de tezontle seleccionados.



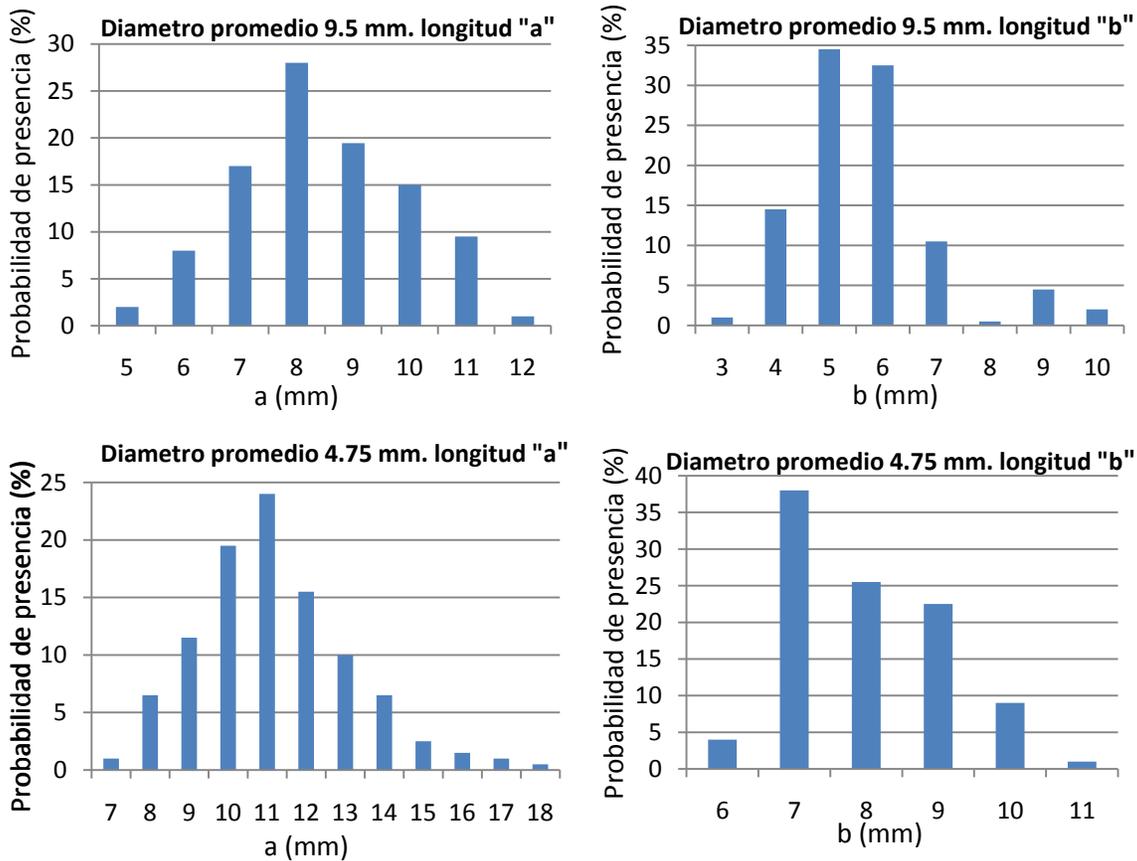
**Figura 5.4** Forma geométrica del tezontle con diámetro promedio de 4.75 mm



**Figura 5.5** Forma geométrica del tezontle con diámetro promedio de 9.5 mm.

Se tomaron aleatoriamente dos muestras para cada tamaño de partícula de tezontle (200 piedras) y se midieron todas las piedras de cada muestra, empleando un vernier, designando al eje mayor de cada una como “a” y al eje menor como “b”, en total se midieron 200 piezas por cada tamaño.

En la figura 5.6 se muestran las distribuciones para los dos tamaños de partícula, las distribuciones se construyeron para las medidas tanto para el eje mayor "a" como para el eje menor "b". Es posible observar que para el eje "a" las distribuciones muestran un comportamiento normal, muy similar a la campana de Gauss, pero por el contrario las distribuciones para el eje "b" se encuentran sesgadas hacia la izquierda.



**Figura 5.6** Distribución de tamaños de partícula.

*\*\*Los gráficos se construyeron para los dos tamaños de partícula seleccionados y están separados de acuerdo a los dos ejes definidos para el elipsoide.*

## 5.2 Procedimiento de retrolavado del biofiltro

Dado que el tezontle es un material más pesado que el agua, en las pruebas realizadas se observó que no fue posible el mantenimiento del lecho de tezontle suspendido en aire para realizar una operación de retrolavado convencional; es por ello que se implementó una estrategia de retrolavado mediante pulsos de aire con el fin de mezclar homogéneamente el

---

lecho; conforme lo describen Humby y Fitzpatrick (1996) se hace pasar un pulso de aire a través del lecho; éste pulso de aire levanta el lecho, crea cavidades y permite colisiones entre las partículas del mismo provocando el mezclado de éste.

Para visualizar el efecto de los pulsos de aire sobre el mezclado del medio filtrante, primero se llenó el filtro con tezontle de 9.5 mm y después, con tezontle de 4.75 mm. Como resultado de estas pruebas se planteó una estrategia de retrolavado para cada tamaño de partícula (ver tabla 5.2).

**Tabla 5.2** Estrategias de retrolavado propuestas para cada tamaño de tezontle

<b>Partículas con <math>D_p = 9.5</math> mm</b>
<ol style="list-style-type: none"><li>1. Pulsos de aire (<math>P=40</math> psi) → 3 series cada una con 4 pulsos (10 s entre series).</li><li>2. Agua de lavado + una serie con 4 pulsos.</li><li>3. Agua de lavado y aire de operación (<math>Q= 10</math> l/min) durante 2 min.</li></ol> <p>Tiempo de duración de retrolavado = 3 min</p>
<b>Partículas con <math>D_p = 4.75</math> mm</b>
<ol style="list-style-type: none"><li>1. Pulsos de aire (<math>P=40</math> psi) → 3 series cada una con 5 pulsos (10 s entre series).</li><li>2. Agua de lavado + una serie con 5 pulsos.</li><li>3. Agua de lavado y aire de operación (<math>Q= 10</math> l/min) durante 2 min.</li></ol> <p>Tiempo de duración de retrolavado = 3 min</p>

A través de estas pruebas se observó que bajo una misma presión de aire los pulsos suministrados al lecho filtrante para los dos tamaños de partícula logran el mezclado del lecho filtrante; sin embargo, en el caso de las partículas con diámetros más pequeños éstas forman un lecho más compacto y por ello se decidió tener una serie de pulsos mayor que para las partículas grandes. En la figura 5.7 se observa el efecto de los pulsos de aire en el lecho de tezontle, A y B muestran la base del filtro cuando se suspende la alimentación de aire y con un pulso de aire para retrolavado respectivamente. En C y D se observa el filtro de perfil cuando se suspende la alimentación de aire y con un pulso de aire para retrolavado respectivamente.



A

B

C

D

Figura 5.7 Pruebas de retrolavado.

### 5.3 Selección del tamaño de partícula

El tezontle fue seleccionado como material de soporte gracias a las ventajas que ofrece sobre soportes disponibles comercialmente, tales como, resistencia al ataque químico y a la abrasión, alta porosidad que permite su fácil colonización microbiana y su bajo costo y disponibilidad en el mercado mexicano.

Teniendo en cuenta los resultados presentados anteriormente el tamaño de piedra seleccionado para ser empleado en el filtro biológico es el de diámetro promedio de 4.75 mm; dado que según la literatura existente el tamaño de partícula es un parámetro importante en el desempeño del sistema biológico; Mendoza-Espinoza y Stephenson (1999) y Moore *et al.* (2001) sugieren que los tamaños de partícula mayores a 6 mm son utilizados para darle un tratamiento previo al agua residual antes de entrar a un tratamiento secundario, mientras que, tamaños menores o iguales a 3 mm son recomendados en la remoción de nutrientes o pulimento del agua residual ya que ofrecen mayores áreas superficiales expuestas que permiten el establecimiento de mayor cantidad de biomasa en el sistema. Es así, que se considera que el tamaño de partícula de 4.75 mm es más adecuado

---

ya que ofrece mayor área superficial ( $1952 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ) comparado con el tamaño de 9.5 mm ( $442 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ).

#### 5.4 Pruebas de trazado

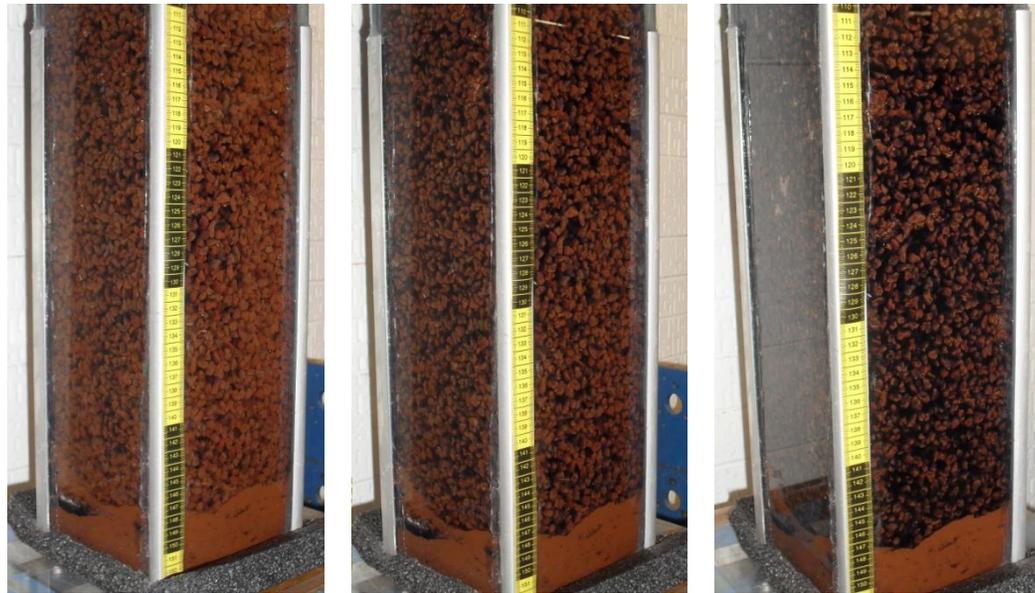
Se realizaron pruebas de tiempo de retención hidráulico (TRH) empleando un colorante como trazador para observar el comportamiento hidráulico del reactor empacado con el tamaño de partícula seleccionado. Las pruebas se llevaron a cabo mediante la inyección continua de un colorante a través del fondo del lecho filtrante con un caudal determinado. Se seleccionaron tres TRH para realizar las pruebas y fueron calculados los caudales correspondientes teniendo en cuenta el volumen útil del reactor (12.2 L); sin embargo, éstos tiempos de retención fueron ajustados experimentalmente de acuerdo con los caudales otorgados por la bomba peristáltica empleada; los valores experimentales de TRH se presentan en la tabla 5.3.

**Tabla 5.3** TRH y caudales empleados en el laboratorio

Caudal calculado (l/min)	TRH propuesto (min)	Qexp. Bomba (l/min)	TRH calculado experimental (min)
0.060	180	0.059	207
0.041	300	0.039	313
0.029	420	0.029	421

Teniendo en cuenta que se asumió que el filtro biológico posee un comportamiento hidráulico de flujo pistón donde el trazador inyectado avanzaría gradualmente a través del lecho filtrante hasta salir del reactor. En la figura 5.8 se puede observar que debido al efecto de la aireación el colorante se mezcla rápidamente a lo largo del lecho sin observarse una trayectoria definida del trazador.

Cabe aclarar que se realizó el retrolavado del filtro al inicio de cada prueba con el fin de modificar el patrón de acomodamiento de las partículas. Además, durante la operación normal de un filtro biológico se realizan retrolavados periódicos que reacomodan las partículas del lecho filtrante con lo cual la distribución de flujos se asemejaría más a la que sucedería en la operación de este tipo de sistemas.



15 min

30 min

70 min

Figura 5.8 Pruebas de trazado para un TRH propuesto de 3 h

Para obtener resultados gráficos del comportamiento hidráulico del filtro biológico se tomaron muestras del efluente y se graficó el tiempo contra el porcentaje de trazador que sale del filtro. Estos resultados se pueden apreciar en la figura 5.9.

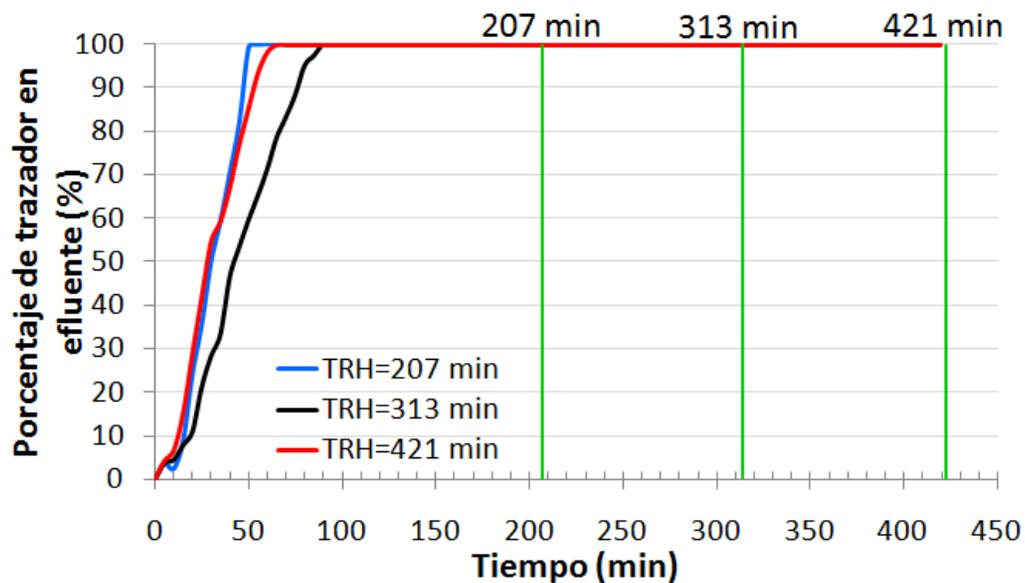
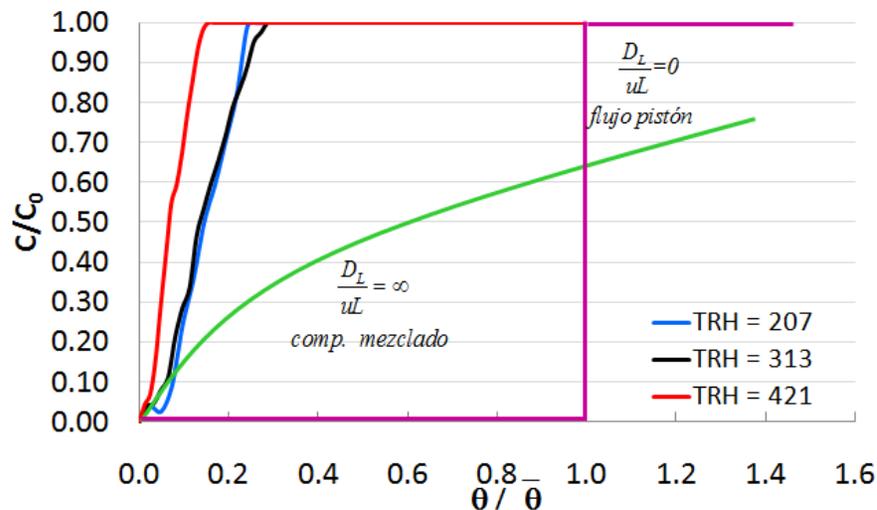


Figura 5.9 Resultados experimentales para las pruebas de trazado

En la figura anterior se observa que al cumplirse el TRH experimental para cada prueba, el trazador ha salido completamente del reactor. Se observan algunas diferencias entre las

curvas obtenidas para los tiempos de 207 min y 313 min y la curva de 421 min con el mismo caudal de aire; sin embargo, ésta diferencia puede deberse al acomodo de las partículas en el lecho filtrante y a errores en la determinación experimental del trazador.

Al comparar las curvas del trazador con las curvas de respuesta para los modelos de flujo ideal (figura 5.10) se observa que no se obtuvo un ajuste del comportamiento del filtro biológico aireado con los modelos propuestos para reactores ideales de flujo pistón y reactores de flujo completamente mezclado; por lo tanto, se concluye que el filtro aireado posee un comportamiento mixto además a través de las observaciones en el laboratorio se puede concluir que el aire causa una intensa mezcla del trazador a través del lecho filtrante provocando que este abandone el filtro en menor tiempo de lo esperado sin cumplir el tiempo de retención hidráulico establecido para cada prueba.



**Figura 5.10** Comparación de los modelos de flujo pistón y flujo completamente mezclado con el comportamiento del biofiltro aerobio a escala laboratorio

La importancia de la ejecución de estas pruebas hidráulicas radica en el conocimiento previo del comportamiento hidráulico del reactor con el fin de poder interpretar y analizar el comportamiento del sistema biológico una vez se tenga la biopelícula establecida en el lecho filtrante y poder establecer los parámetros operacionales adecuados para alcanzar los objetivos de tratamiento del agua residual teniendo en cuenta los tiempos de contacto reales del sustrato dentro del sistema. Por lo anterior, se recomienda para futuras investigaciones estudiar más detalladamente el modelamiento matemático y ajuste de éste tipo de sistemas con el fin de determinar los parámetros operacionales que influyen tanto en el

---

comportamiento hidráulico como en el desempeño del sistema biológico en el tratamiento de las aguas residuales.

### **5.5 Arranque y operación del biofiltro aerobio**

Se realizó el arranque del biofiltro el día 9 de marzo de 2010 y se operó durante 34 días, realizando determinaciones analíticas para el influente, efluente y retrolavado con el fin de darle seguimiento a parámetros de respuesta tales como DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, SST y SSV entre otros.

La temperatura se mantuvo constante a lo largo de la experimentación con un valor promedio de 24 °C, el pH en el reactor se mantuvo en un valor promedio de 6.8 y la concentración de oxígeno disuelto en el biofiltro se mantuvo en 6.5 mgOD/L para un caudal de aire de 10 L/min suministrado por la parte inferior del biofiltro por medio de un difusor construido en PVC.

#### *5.5.1 Demanda química de oxígeno disuelta (DQO<sub>d</sub>) y carga orgánica*

Durante los 34 días de operación se alimentó el reactor con una DQO<sub>d</sub> que osciló entre 190 y 250 mgDQO<sub>d</sub>/L con un caudal de 0.102 m<sup>3</sup>/d, los valores que se salen de éste intervalo pueden ser debidos a errores en las determinaciones realizadas. Estos valores de DQO<sub>d</sub> dan como resultado una carga orgánica volumétrica que osciló entre 1.5 y 2.5 kgDQO<sub>d</sub>/m<sup>3</sup>.d.

El comportamiento de la DQO<sub>d</sub> y de la carga orgánica volumétrica y superficial en el biofiltro, durante el periodo experimental, se presenta en la figura 5.11 y 5.12. Se observa entonces que la DQO<sub>d</sub> en el efluente disminuyó gradualmente hasta el día 34. Al final de la experimentación la DQO<sub>d</sub> permaneció alrededor de 50 mgDQO<sub>d</sub>/L indicando que el sistema estaba llegando a una estabilización.

La remoción de DQO<sub>d</sub> aumentó en el tiempo alcanzando un 80 % al final del periodo experimental. En las figuras 5.13 y 5.14 se puede observar que la mayor remoción de DQO<sub>d</sub> (80 %) se obtuvo bajo una carga orgánica volumétrica de 2.0 kgDQO<sub>d</sub>/m<sup>3</sup>.d en donde se observa que el sistema presenta una estabilización para este valor de carga orgánica.

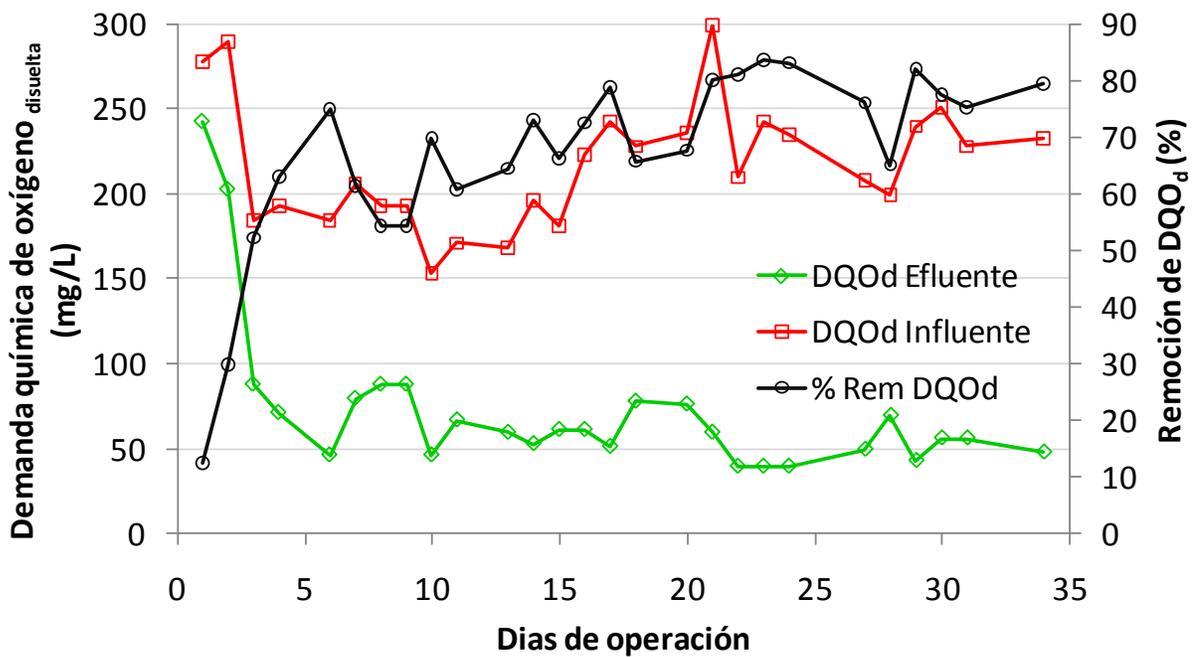


Figura 5.11 Comportamiento de la  $DQO_d$  en el influente y efluente en el tiempo

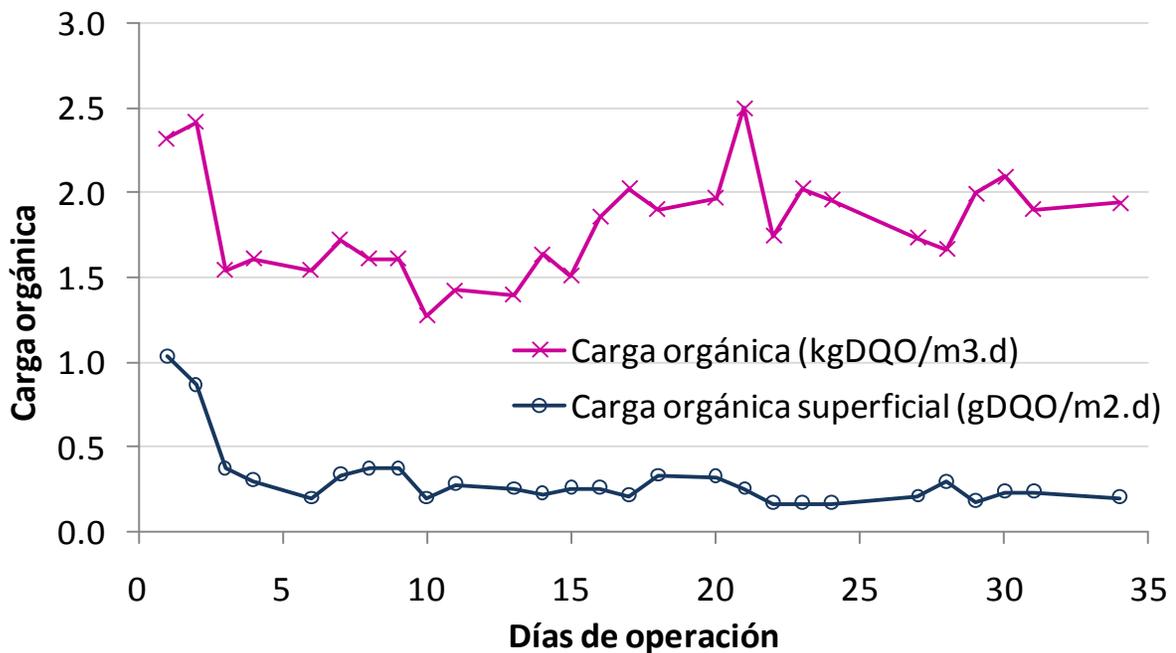


Figura 5.12 Carga orgánica volumétrica y superficial en el tiempo

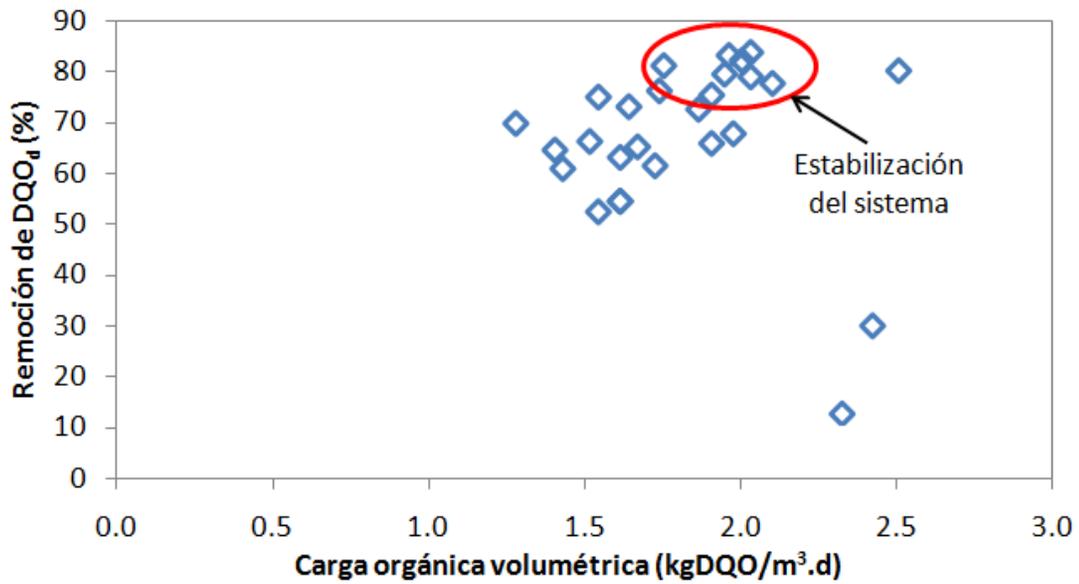


Figura 5.13 Comportamiento de la remoción de DQO<sub>d</sub> con respecto a la carga orgánica

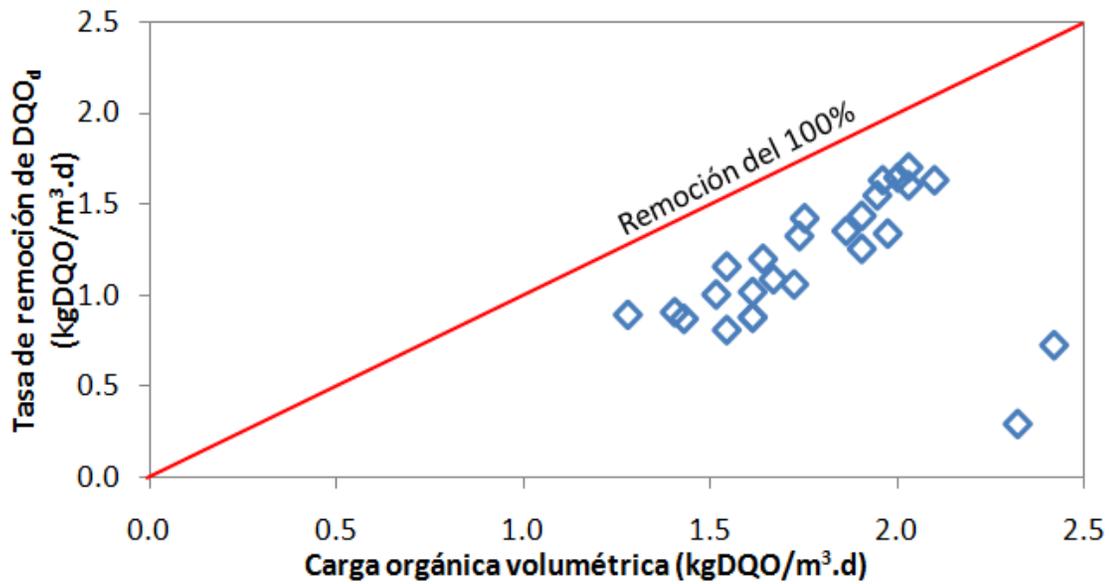


Figura 5.14 Comportamiento de la tasa de remoción de DQO<sub>d</sub> con respecto a la carga orgánica volumétrica

---

### 5.5.2 Sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles

Durante la operación del biofiltro se realizó el seguimiento de los sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles para el efluente y retrolavado. Los sólidos suspendidos totales corresponden a la suma entre los sólidos suspendidos fijos (el tezontle que es arrastrado en el efluente y que es generado por la fricción entre las piedras al realizar el retrolavado) y los sólidos suspendidos volátiles (la biomasa que pueda desprenderse por la acción del retrolavado y la que pueda estar presente en el efluente). En las figuras 5.15 y 5.16 se puede apreciar el comportamiento de los sólidos suspendidos en el tiempo para el efluente y el retrolavado respectivamente.

Para el efluente se observa que los sólidos suspendidos totales aumentan gradualmente y luego disminuyen hasta permanecer entre valores de 25 y 30 mgSST/L al finalizar el periodo experimental. Así mismo los sólidos suspendidos volátiles muestran una gran variación durante el periodo experimental; sin embargo, al finalizar el mismo llegan a un valor estable alrededor de 15 mgSSV/L. Los picos que se observan en la figura 5.15 pueden ser debido a que al realizar la operación de retrolavado quedan sólidos en suspensión en el reactor que salen con el efluente.

Durante el periodo experimental de 34 días se realizaron retrolavados diariamente, de lunes a sábado excepto los domingos, es por ello que en total se realizaron 22 retrolavados del lecho empacado. Se observa entonces que los sólidos suspendidos totales y volátiles aumentan gradualmente y presentan gran variación; sin embargo, al finalizar la experimentación permanecieron en un valor alrededor de 650 mgSST/L, los sólidos suspendidos volátiles alcanzan un valor estable de 340 mgSSV/L. El material erosionado producto de las colisiones generadas por los pulsos de aire se determinó por medio de los sólidos suspendidos fijos en el retrolavado, los cuales presentaron una variación entre 150 y 400 mgSSF/L durante el experimento.

Debido a la irregularidad de forma y tamaño (aunque estén tamizadas) de las piedras de tezontle, no es posible obtener la concentración de microorganismos mediante la determinación de masa seca sin incluir un error significativo. Lo que se hizo fue entonces determinar la concentración de nitrógeno orgánico, como nitrógeno Kjeldahl, de la biomasa desprendida por la acción del retrolavado. Se presenta en la figura 5.17 el comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles y el nitrógeno Kjeldahl de los sólidos presentes en el

retrolavado; observándose que hay un incremento gradual de éstos dos parámetros en el tiempo, lo cual indica que la cantidad de biomasa dentro del sistema aumentó gradualmente.

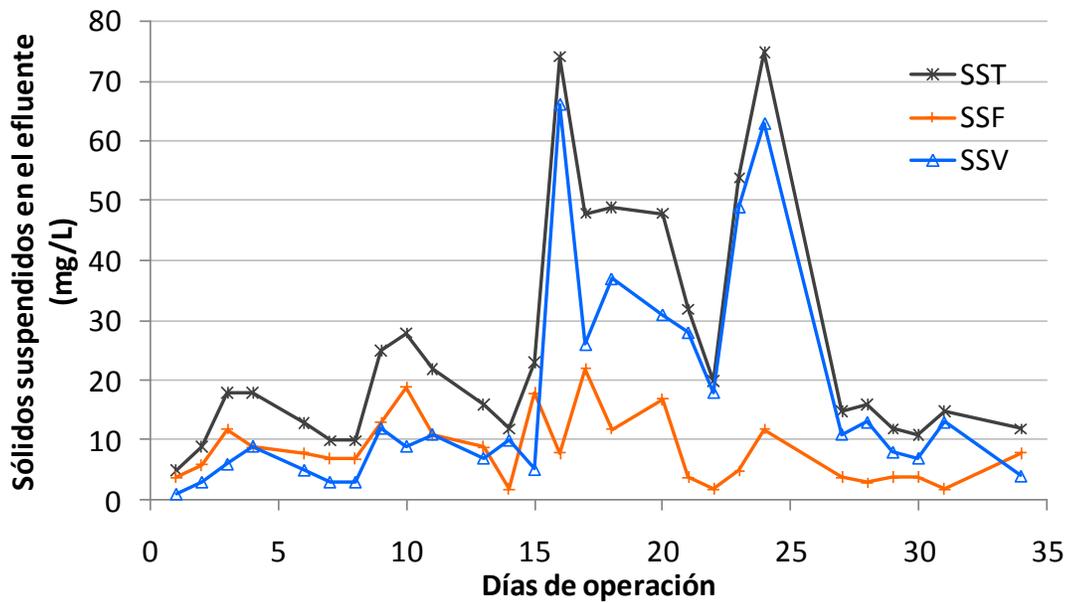


Figura 5.15 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el efluente

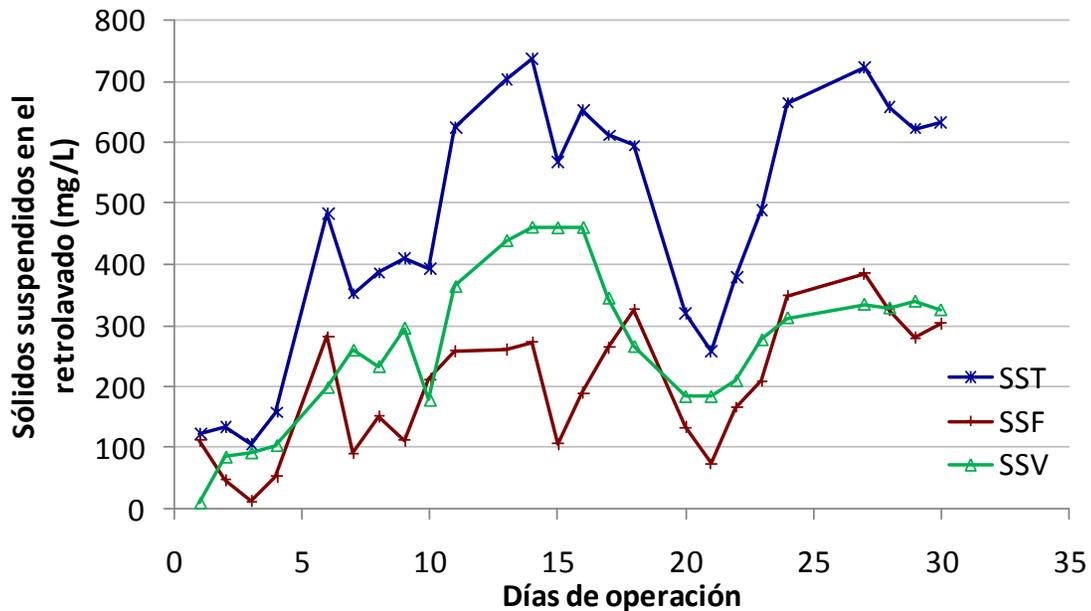
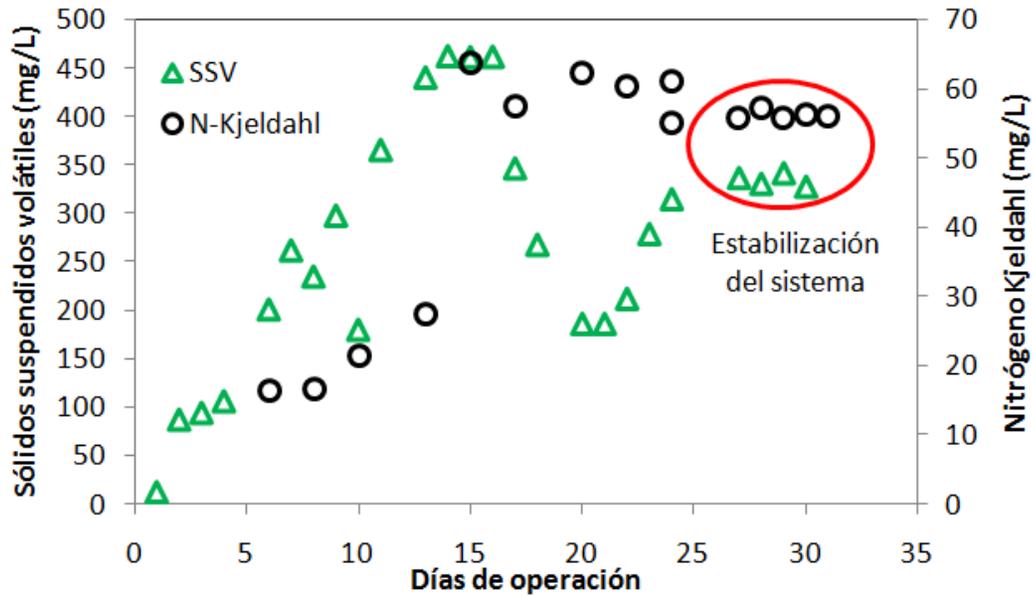


Figura 5.16 Comportamiento de los sólidos suspendidos en el retrolavado



**Figura 5.17** Comportamiento del nitrógeno Kjeldahl de la biomasa en el retrolavado

Para futuras investigaciones se recomienda realizar la cuantificación indirecta de la cantidad de biomasa en las piedras por medio de la determinación directa del nitrógeno Kjeldahl en las mismas para poder realizar el cálculo del tiempo de retención celular de la biomasa dentro del sistema utilizando la siguiente ecuación (Millán, 2005).

$$TRC = \frac{NK \text{ en las piedras}}{NK \text{ en el efluente} + NK \text{ en el retrolavado}} \quad (1.1)$$

### 5.5.3 Remoción de nitrógeno amoniacal

Durante la experimentación se realizó la determinación del nitrógeno amoniacal ( $N-NH_4$ ) en el influente y efluente. En la figura 5.18 se puede observar que la concentración de  $N-NH_4$  en el influente estuvo entre 6.5 y 9.0  $mgN-NH_4/L$  mientras la concentración en el efluente disminuyó progresivamente hasta alcanzar valores menores a 0.5  $mgN-NH_4/L$ . En la figura 5.19 se puede apreciar que la carga de nitrógeno amoniacal estuvo entre 0.8 y 1.1  $gN-NH_4/m^3.d$ , bajo estas condiciones de operación se obtuvo una remoción de nitrógeno amoniacal promedio de 95 % al final del periodo experimental.

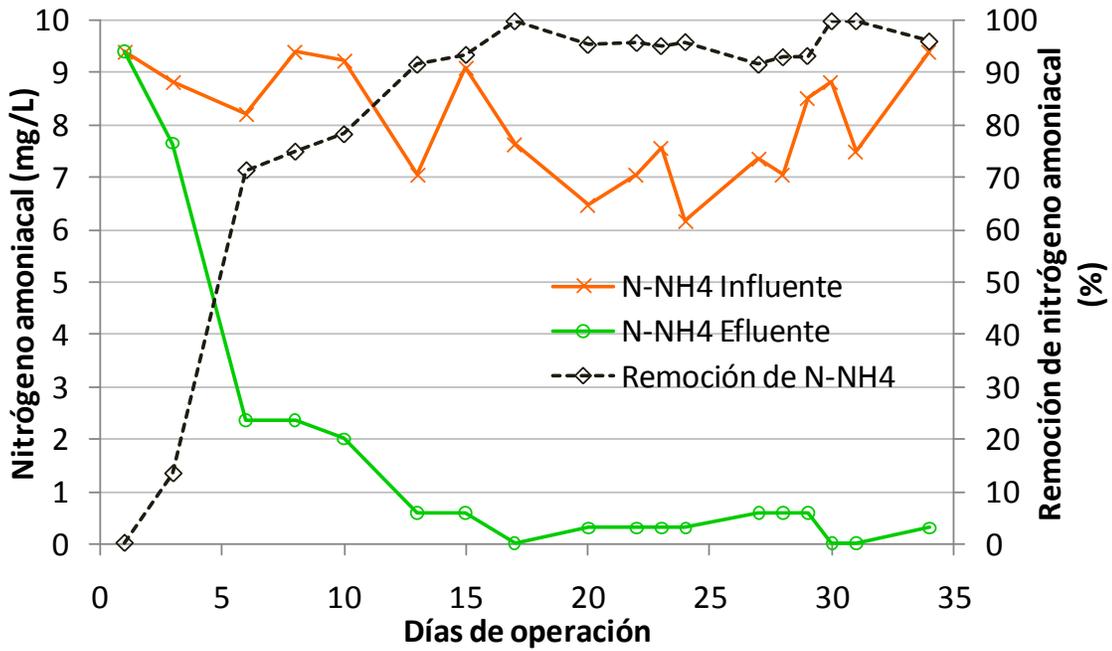


Figura 5.18 Comportamiento del nitrógeno amoniacal en el biofiltro

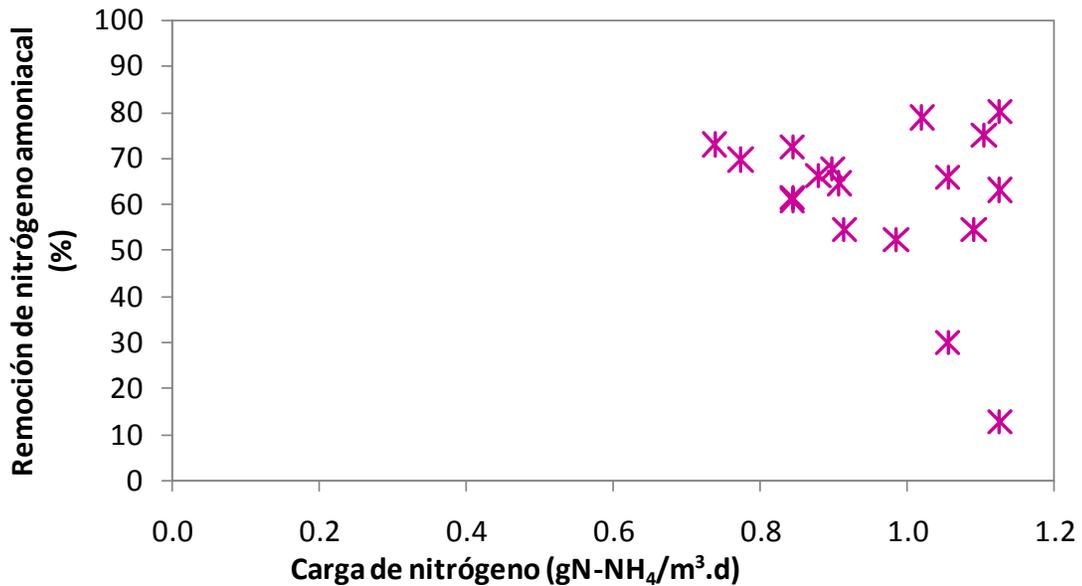


Figura 5.19 Remoción de nitrógeno amoniacal con respecto a la carga de nitrógeno amoniacal

Cabe destacar que la alta remoción de nitrógeno amoniacal obtenida en el biofiltro no puede ser atribuida a la nitrificación ya que no se realizó la cuantificación de los nitratos en el efluente y así mismo, no se puede asumir que todo fue consumido por los microorganismos como nutriente para su establecimiento y mantenimiento. Es por ello que se recomienda un estudio más detallado sobre la nitrificación en este tipo de sistemas con el fin de obtener mayor información acerca de la remoción de nitrógeno en los biofiltros en la etapa de arranque teniendo en cuenta la carga orgánica y el tiempo de retención celular de los microorganismos.

#### 5.5.4 Remoción de fósforo

Para conocer la concentración de fósforo en el influente y el efluente durante el periodo de experimentación se realizaron determinaciones de fósforo como ortofosfato ( $P-PO_4^{-3}$ ). En la figura 5.20 se puede observar que la concentración de ortofosfatos en el influente estuvo entre 3.5 y 6.5  $mgP-PO_4/L$  y en el efluente entre 3 y 6.2  $mgP-PO_4/L$  obteniéndose una remoción entre 1 y 6 %. Esta ligera remoción de ortofosfatos puede ser atribuida al consumo de fósforo por parte de los microorganismos como nutriente para su mantenimiento en el sistema biológico.

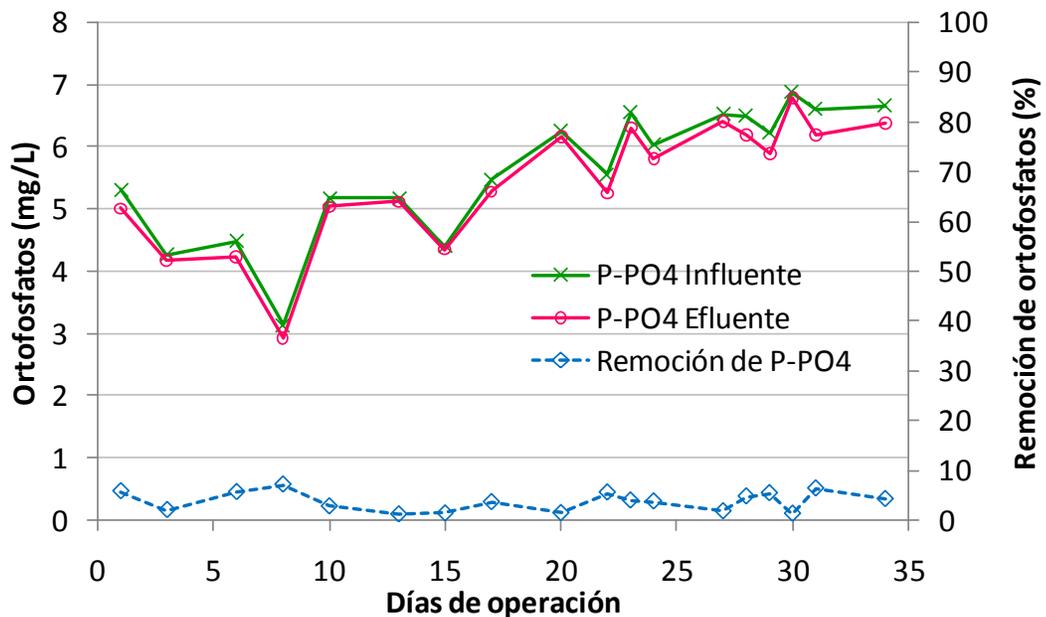


Figura 5.20 Concentración de ortofosfatos en influente y efluente con respecto al tiempo

---

## 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- ✎ El tezontle fue seleccionado como material de filtrante gracias a las ventajas que ofrece sobre materiales disponibles comercialmente, tales como, resistencia al ataque químico y a la abrasión, alta porosidad que permite su fácil colonización microbiana y su bajo costo y disponibilidad en el mercado mexicano. Adicionalmente, se optó por la utilización del material con el diámetro promedio de 4.75 mm debido a que ofrece mayor área superficial expuesta ( $1952 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ) comparado con el tamaño de 9.5 mm ( $442 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ).
- ✎ Dado que el tezontle es un material más pesado que el agua no fue posible realizar una operación de retrolavado convencional; por esto se propuso e implementó una estrategia de retrolavado mediante pulsos de aire con el fin de mezclar homogéneamente el lecho para crear cavidades y permitir colisiones entre las partículas del mismo provocando el mezclado homogéneo de éste con el fin de remover el exceso de biopelícula acumulado en los espacios vacíos del lecho filtrante.

- 
- En las pruebas de trazado del biofiltro se observó que el comportamiento de éste presenta una gran desviación del comportamiento ideal tanto de un reactor flujo pistón y un reactor de flujo completamente mezclado ya que no fue posible el ajuste de los datos experimentales obtenidos a los modelos matemáticos disponibles en la literatura. Se sugiere que el comportamiento hidráulico de un biofiltro aireado podría presentar mezcla de flujos; sin embargo, se recomienda estudiar más el modelamiento matemático de éste tipo de sistemas con el fin de determinar los parámetros operacionales que influyen tanto en el comportamiento hidráulico como en el desempeño del sistema biológico en el tratamiento de las aguas residuales.
- Las cargas orgánicas volumétricas empleadas en el biofiltro aerobio estuvieron entre 1.5 y 2.5 kgDQO<sub>d</sub>/m<sup>3</sup>.d, la concentración de DQO<sub>d</sub> en el influente estuvo entre 190 y 250 mgDQO<sub>d</sub>/L y se observó que la DQO<sub>d</sub> en el efluente disminuyó gradualmente hasta el día 34 permaneciendo alrededor de 50 mgDQO<sub>d</sub>/L indicando que el sistema estaba llegando a una estabilización al final del periodo experimental. Bajo la carga orgánica promedio de 2.0 kgDQO<sub>d</sub>/m<sup>3</sup>.d se obtuvo la mejor remoción de DQO<sub>d</sub> en el biofiltro.
- La concentración de nitrógeno amoniacal en el influente estuvieron entre 6.5 y 9.0 mgN-NH<sub>4</sub>/L mientras en el efluente ésta disminuyó progresivamente hasta alcanzar valores menores a 0.5 mgN-NH<sub>4</sub>/L; bajo estas condiciones se obtuvo una remoción de nitrógeno amoniacal promedio de 95 %. La alta remoción de nitrógeno amoniacal obtenida no puede ser atribuida a la nitrificación ya que no se realizó la cuantificación de los nitratos en el efluente y así mismo, no se puede asumir que todo fue consumido por los microorganismos como nutriente para su establecimiento y mantenimiento. Se recomienda entonces un la evaluación de la nitrificación en este tipo de sistemas con el fin de obtener mayor información acerca de la remoción de nitrógeno en los biofiltros en la etapa de arranque teniendo en cuenta la carga orgánica y el tiempo de retención celular de los microorganismos.
- La concentración de ortofosfatos en el influente estuvo entre 3.5 y 6.5 mgP-PO<sub>4</sub>/L y en el efluente entre 3 y 6.2 mgP-PO<sub>4</sub>/L obteniéndose una remoción entre 1 y 6 %. Esta

---

remoción de ortofosfatos puede ser atribuida al consumo de fósforo por parte de los microorganismos como nutriente para su mantenimiento en el sistema biológico.

➤ En general, en la literatura se describe a los biofiltros aerobios como sistemas de fácil operación, mantenimiento y arranque rápido debido a que la biomasa que se produce se queda dentro del reactor a diferencia de los sistemas de lodos activados que pueden presentar problemas en el esponjamiento del lodo y consecuente lavado del reactor. Con esta investigación se concluye que se puede lograr el arranque y estabilización de un filtro aerobio operado con una carga orgánica de  $2.0 \text{ kgDQO}_d/\text{m}^3\cdot\text{d}$  en 34 días alcanzando una remoción de  $\text{DQO}_d$  cercana al 90 %.

---

## 7. REFERENCIAS

- ÁLVAREZ, A. (2006). Filtración combinada anaerobia para el tratamiento de aguas residuales municipales. Tesis de Licenciatura, Instituto de Ingeniería, UNAM.
- ARBOLEDA, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - ACODAL. 3ra edición. Tomo II. Editorial McGraw Hill. Bogotá, Colombia.
- COBOS-BECERRA, Y.L. (2009). Eliminación de nitrógeno amoniacal y nitratos usando gránulos aerobios, Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- COBOS-BECERRA, Y-L. (2012). Filtración biológica de aguas residuales conteniendo colorantes azo, Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México. (Tesis en desarrollo, Instituto de Ingeniería – UNAM).
- COHEN, Y. (2001). Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource Technology*. **77** (3): 257-274.

- 
- DESBOS, G., ROGALLA, F., SIBONY, J. y BOURBIGOT, M. (1989). Biofiltration as a compact technique for small wastewater treatment plants. Conference Secretarial Wastewater. Trondheim, 159-166.
- FARABEGOLI, G., CHIAVOLA, A. Y ROLLE, E., (2009). The biological aerated filter (BAF) as alternative treatment for domestic sewage. Optimization of a plant performance, *Journal of Hazardous Materials*, **171**: 1126-1132.
- FITZPATRICK, C.S.B. (1998). Media properties and their effect on filter performance and backwashing. *Water Science and Technology*. **38** (6): 105-111
- GONÇALVES, R.F., LE GRAND, L. Y ROGALLA, F. (1994). Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. *Water Science and Technology*. **29** (10-11): 135-143.
- GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. (2007). Filtración combinada de aguas residuales en lechos profundos. Presentación ExpoAgua - Monterrey. México.
- HUMBY, M.S., FITZPATRICK, C.B.S. (1996). Attrition of granular filter media during backwashing with combined air and water. *Water Research*. **30** (2): 291-294.
- INFILCO – DEGREMONT TECHNOLOGIES. (2011). Biofor®. Description and functioning. [www.degremont-technologies.com](http://www.degremont-technologies.com).
- IWAI, S. y KITAO, T. (1994). *Wastewater treatment with microbial films*. Technomic Publishing Co., EEUU.
- LAZAROVA, V. y MANEN, J. (1994). Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. *Water Science and Technology*. **29** (10-11): 319-327.
- LEVENSPIEL, O. (1972). Chemical Reaction Engineering. Jonh Wiley & Sons. EEUU.
- MANN, A., MENDOZA-ESPINOZA, L., STEPHENSON, T. (1998). A comparison of floating and sunken media biological aerated filters for nitrification. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. **72** (3): 273-279.
- MENDOZA-ESPINOZA, L. y STEPHENSON, T. (1999). A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. *Environmental Engineering Science*. **16** (3): 201-216.

- 
- MILLAN, T. (2005). Filtración biológica aerada de aguas residuales en un lecho profundo. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- MOORE, R., QUARMBY, J., STEPHENSON, T. (2001). The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research*. **35** (10): 2514-2522.
- OSORIO, F., HONTORIA, E. (2001). Optimization of bed material height in a submerged biological aerated filter. *Journal of Environmental Engineering*. **127** (11): 974-978.
- PUJOL, R. (2000). Process improvements for upflow submerged biofilters. *Water* **21**. April. 25-29.
- PUJOL, R., HAMON, M., KANDEL, X., LEMMEL, H. (1994). Biofilters: Flexible, reliable biological reactors. *Water Science and Technology*. **29** (10-11): 33-38.
- QIU, L., MA, J. y ZHANG, L., (2007). Characteristics and utilization of biologically aerated filter backwashed sludge, *Desalination*, 208, 73-80.
- RIVERA-MOTA, M. (2009). Reducción de patógenos en agua residual a través de acidificación anaerobia. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- RODRÍGUEZ, T., PINZON, L.H. y ARÁMBULA, C.A. (2004). Estudio de distribución de tiempos de residencia en un reactor biológico de lecho empacado cerámico. Ciencia e Ingeniería Neogranadina. Universidad Militar de Nueva Granada, Colombia. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal*.
- ROGALLA, F., BEDARD, M., HANSEN, F. y DANSHOLM, P. (1992). Upscaling a compact nitrogen removal process. *Water Science and Technology*. **26** (5-6): 1067-1076.
- ROGALLA, F., PARRAUDEAU, M., BACQUET, G., BOURBIGOT, M., SIBONY, J. y GILLES, P. (1990). Nitrification and phosphorus precipitation with biological aerated filters. *Research Journal WPCF*. **62** (2): 169-176.
- SMITH, J.M. (1970). *Chemical Engineering Kinetics*. McGraw Hill, Tokyo.
- VALDIVIA, C.A. (1998). Filtración combinada en lechos de tezontle para el tratamiento de aguas residuales. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

---

YU, Y., FENG, Y., QIU, L., HAN, W. Y GUAN, L., (2007). Effect of grain-slag media for the treatment of wastewater in a biological aerated filter, *Bioresource Technology*, **99**: 4120-4123.

---

## 8. ANEXOS

## 8.1 Determinación del área superficial del tezontle

Para determinar el área superficial expuesta del tezontle se consideraron las partículas como elipsoides, ya que difieren mucho en tamaño, encontrando partículas que van desde los 5 mm hasta los 14 mm en longitud hacia cualquiera de sus ejes “2a y 2b”, siendo  $a > b$ , por lo tanto no se podrían considerar como esferas.

Para este cálculo se tomaron aleatoriamente dos muestras de cada tamaño de tezontle (cada una compuesta de 200 piedras) se midieron todas las piedras de cada muestra designando al eje mayor de cada una como “2a” y al eje menor como “2b”, en total se midieron 200 piezas por cada tamaño.

Teniendo en cuenta que se han considerado las partículas de tezontle como un elipsoide y que éste se puede generar rotando alrededor del eje horizontal la parte superior de la elipse  $\frac{x^2}{a^2} + \frac{y^2}{b^2} = 1$ , desde  $x=-a$  hasta  $x=a$ . Es decir, se rota la función  $y = \frac{b}{a} \sqrt{a^2 - x^2}$ .

Así, el área superficial será:

$$A_{elips.} = \int_a^{-a} 2\pi y \sqrt{1+(y')^2} dx = \int_a^{-a} 2\pi \frac{b}{a} \sqrt{a^2 - x^2} \sqrt{1 + \frac{b^2 x^2}{a^2 (a^2 - x^2)}} dx$$
$$A_{elips.} = 2\pi b \frac{\left( a^2 \arctan\left( \frac{\sqrt{a^2 - b^2}}{b} \right) + b\sqrt{a^2 - b^2} \right)}{\sqrt{a^2 - b^2}}$$

Conociendo las dimensiones “2a y 2b” de las piezas seleccionadas y empleando la fórmula anterior se determina el área superficial expuesta de toda la población aleatoriamente seleccionada.

Teniendo en cuenta que el volumen total de lecho filtrante es de 22.5 L y conociendo el número de piedras en el reactor, se puede obtener el área superficial expuesta aplicando los porcentajes de presencia probable para cada tamaño. Seguidamente, con el área superficial del lecho empacado y el volumen del filtro se puede calcular la densidad de área (Cobos-Becerra, 2012; Álvarez, 2006).

## 8.2 Determinación de la porosidad del tezontle

La porosidad  $\eta$  es la relación entre el de vacíos, y el volumen total de tezontle, es decir; el sea, el volumen seco del tezontle. Para poder obtener el volumen de vacíos se resta el volumen sobrante del volumen añadido de agua destilada (500 ml) que se adicionó a las muestras para saturarlas. Para obtener la porosidad de las muestras se divide el volumen de vacíos entre el volumen seco y se multiplica por 100.

**Tabla A.1** Mediciones de volumen para las partículas de tezontle

Característica	unidades	Malla No. 3/8"		Malla No. 4	
		M1	M2	M1	M2
Volumen seco	ml	240	240	250	250
Volumen añadido	ml	500	500	500	500
Volumen sobrante	ml	320	320	320	310
Volumen decantado	ml	135	130	130	140
Volumen total	ml	560	560	560	560

POROSIDAD	unidades	Malla No. 3/8"			Malla No. 4		
		M1	M2	Promedio	M1	M2	Promedio
Seca	%	75.0	75.0	75.0	72.0	76.0	74.0
Húmeda	%	56.3	54.2	55.2	52.0	56.0	54.0

### 8.3 Parámetros de seguimiento del biofiltro aerobio

Tabla A.2 Parámetros de seguimiento del biofiltro aerobio durante el periodo experimental

Día	Fecha	T (°C)	OD (mg/l)	pH	DQO-I (disuelta) (mg/l)	DQO-E (total) (mg/l)	DQO-E (disuelta) (mg/l)	Remoción DQO <sub>d</sub> (%)	C.O volum. (kgDQO <sub>d</sub> /m <sup>3</sup> .d)	C.O superf. (gDQO <sub>d</sub> /m <sup>2</sup> .d)	Tasa de remoción de DQO (kgDQO <sub>d</sub> /m <sup>3</sup> .d)
1	09/03/2011	23.5	6.1	6.8	278	276	243	13	2.32	1.04	0.29
2	10/03/2011	23.5	6.6	6.8	290	203	203	30	2.42	0.87	0.72
3	11/03/2011	23.5	6.1	6.8	185	100	88	52	1.54	0.38	0.81
4	12/03/2011	24.1	6.5	6.9	193	90	71	63	1.61	0.31	1.02
6	14/03/2011	23.6	6.3	6.8	185	73	46	75	1.54	0.20	1.16
7	15/03/2011	23.5	6.0	6.5	206	93	80	61	1.73	0.34	1.06
8	16/03/2011	23.5	6.1	6.8	193	91	88	54	1.61	0.38	0.88
9	17/03/2011	23.5	6.5	6.8	193	93	88	54	1.61	0.38	0.88
10	18/03/2011	23.5	6.1	6.8	153	73	46	70	1.28	0.20	0.89
11	19/03/2011	24.1	6.5	6.9	171	78	67	61	1.43	0.29	0.87
13	21/03/2011	23.6	6.5	6.8	168	65	60	64	1.40	0.26	0.91
14	22/03/2011	23.5	6.0	6.5	196	61	53	73	1.64	0.23	1.20
15	23/03/2011	23.5	6.1	6.7	181	66	61	66	1.52	0.26	1.00
16	24/03/2011	23.5	6.1	6.8	223	75	61	72	1.86	0.26	1.35
17	25/03/2011	23.0	6.6	6.6	243	65	51	79	2.03	0.22	1.60
18	26/03/2011	23.0	6.8	6.7	228	80	78	66	1.91	0.33	1.25
20	28/03/2011	24.9	6.5	6.5	236	80	76	68	1.98	0.33	1.34
21	29/03/2011	23.2	6.3	6.6	300	70	60	80	2.51	0.26	2.01
22	30/03/2011	23.5	6.3	6.9	210	65	40	81	1.75	0.17	1.42
23	31/03/2011	24.1	6.5	6.9	243	60	40	84	2.03	0.17	1.70
24	01/04/2011	23.6	6.5	6.8	235	60	40	83	1.96	0.17	1.63
27	04/04/2011	23.5	6.0	6.5	208	88	50	76	1.74	0.21	1.32
28	05/04/2011	23.5	6.5	6.3	200	80	70	65	1.67	0.30	1.09
29	06/04/2011	23.5	6.5	6.3	240	53	43	82	2.00	0.18	1.64
30	07/04/2011	23.5	6.0	6.5	251	65	56	78	2.10	0.24	1.63
31	08/04/2011	23.5	6.5	6.0	228	71	56	75	1.91	0.24	1.44
34	11/04/2011	23.5	6.5	6.6	233	55	48	79	1.95	0.21	1.55

**Tabla A.2** Parámetros de seguimiento del biofiltro aerobio durante el periodo experimental (continuación)

Día	Fecha	SST efluente (mg/l)	SSF efluente (mg/l)	SSV efluente (mg/l)	SST Retrolav. (mg/l)	SSF Retrolav. (mg/l)	SSV Retrolav. (mg/l)	N-NH <sub>4</sub> -I (mg/l)	N-NH <sub>4</sub> -E (mg/l)	Carga N-NH <sub>4</sub> (gN-NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> .d)	Remoción de NH <sub>4</sub> (%)	N-Kjeldahl BIOMASA (mg/l)	P-PO <sub>4</sub> -I (mg/l)	P-PO <sub>4</sub> -E (mg/l)	Remoción de Fósforo (%)
1	09/03/2011	5	4	1	x	x	x	9.41	9.41	1.13	0.0	x	5.31	5.01	5.72
2	10/03/2011	9	6	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
3	11/03/2011	18	12	6	125	113	12	8.82	7.64	1.05	13.3	x	4.27	4.18	1.94
4	12/03/2011	18	9	9	135	48	87	x	x	x	x	x	x	x	x
6	14/03/2011	13	8	5	107	13	94	8.23	2.35	0.98	71.4	16.5	4.49	4.24	5.54
7	15/03/2011	10	7	3	159	53	106	x	x	x	x	x	x	x	x
8	16/03/2011	10	7	3	484	283	201	9.41	2.35	1.13	75.0	16.8	3.13	2.91	7.05
9	17/03/2011	25	13	12	353	91	262	x	x	x	x	x	x	x	x
10	18/03/2011	28	19	9	387	152	235	9.23	2.00	1.10	78.3	21.6	5.18	5.04	2.67
11	19/03/2011	22	11	11	411	113	298	x	x	x	x	x	x	x	x
13	21/03/2011	16	9	7	393	213	180	7.06	0.59	0.84	91.7	27.6	5.18	5.12	1.07
14	22/03/2011	12	2	10	625	259	366	x	x	x	x	x	x	x	x
15	23/03/2011	23	18	5	703	262	441	9.11	0.59	1.09	93.5	63.8	4.40	4.35	1.25
16	24/03/2011	74	8	66	737	274	463	x	x	x	x	x	x	x	x
17	25/03/2011	48	22	26	569	107	462	7.64	0.00	0.91	100.0	57.6	5.48	5.29	3.53
18	26/03/2011	49	12	37	653	190	463	x	x	x	x	x	x	x	x
20	28/03/2011	48	17	31	612	265	347	6.47	0.29	0.77	95.5	62.5	6.25	6.17	1.33
21	29/03/2011	32	4	28	595	327	268	x	x	x	x	x	x	x	x
22	30/03/2011	20	2	18	320	134	186	7.06	0.29	0.84	95.8	60.3	5.56	5.26	5.46
23	31/03/2011	54	5	49	260	74	186	7.59	0.29	0.91	96.1	61.2	6.57	6.32	3.85
24	01/04/2011	75	12	63	379	167	212	6.17	0.29	0.74	95.2	61.2	6.03	5.81	3.66
27	04/04/2011	15	4	11	489	210	279	7.35	0.29	0.88	96.0	55.3	6.53	6.42	1.69
28	05/04/2011	16	3	13	665	350	315	7.06	0.59	0.84	91.7	55.8	6.50	6.20	4.67
29	06/04/2011	12	4	8	723	386	337	8.53	0.59	1.02	93.1	57.3	6.23	5.90	5.32
30	07/04/2011	11	4	7	658	327	331	8.82	0.59	1.05	93.3	55.8	6.89	6.81	1.20
31	08/04/2011	15	2	13	623	281	342	7.51	0.00	0.90	100.0	56.3	6.61	6.20	6.27
34	11/04/2011	12	8	4	632	304	328	9.41	0.00	1.13	100.0	56.0	6.67	6.39	4.14