



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
AMBIENTAL - AGUA**

**EFFECTO DE LA GRANULOMETRÍA SOBRE EL DESEMPEÑO
DE UN SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN UTILIZANDO
MATERIAL ORGÁNICO**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

P R E S E N T A:

BIÓL. ALEJANDRO MEDINA MAZARI

TUTOR:

DR. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA
FACULTAD DE INGENIERÍA. CAMPUS MORELOS



2012



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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: Dr. Oscar González Barceló
Secretario: M. I. María Rafaela Gutiérrez Lara
Vocal: Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga
1er. Suplente: Dr. Iván Moreno Andrade
2do. Suplente: M. I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos

Lugar donde se realizó la tesis:

Facultad de Ingeniería, campus Morelos
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac #8532
Col. Progreso
Jiutepec, Morelos
C.P. 62550

TUTOR DE TESIS

DR. MARCO ANTONIO GARZÓN ZÚÑIGA

FIRMA

ÍNDICE

NOMENCLATURA.....	VI
RESUMEN	VII
ABSTRACT	VIII
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO	2
2.1 Sistemas de filtración	2
2.2 Biofiltros percoladores	2
<i>Biocenosis presente en biofiltros para el tratamiento de aguas residuales</i>	2
2.3 Desarrollo y funcionamiento de la biopelícula.....	3
2.4 Ubicación del biofiltro en una planta de tratamiento	4
2.5 Factores que afectan la eficiencia de los sistemas de biofiltración	4
2.5.1 <i>Material de empaque</i>	4
2.5.2 <i>Porosidad del empaque</i>	5
2.5.3 <i>Obstrucciones en el material filtrante</i>	6
2.5.4 <i>Pérdida de carga</i>	6
2.6 Importancia de la granulometría del material de empaque en los sistemas de biofiltración	7
2.7 Sistemas de filtración por percolación con empaques inorgánicos	7
2.8 Sistemas de biofiltración con empaques orgánicos	8
3. ANTECEDENTES	10
3.1 Estudios de biofiltración sobre material orgánico.....	10
3.2 Desarrollo de la biofiltración en México usando empaques orgánicos para el tratamiento de aguas residuales.....	12
3.3 Duración del material orgánico filtrante	13
3.4 Problemática de la vida útil de los materiales orgánicos de empaque.....	14
4. OBJETIVO	15
4.1 Objetivos específicos.....	15
5. ALCANCES	15
6. METODOLOGÍA.....	16
6.1 Planteamiento metodológico	16
6.2 Material filtrante.....	16
6.2.1 <i>Selección del material orgánico</i>	16
6.2.2 <i>Elaboración del material filtrante</i>	17
6.3 Pruebas rápidas de filtración para determinar los tamaños de partícula a utilizar	17
6.4 Obtención y caracterización de granulometrías experimentales	19
6.5 Diseño de los reactores experimentales.....	20
6.6 Construcción y montaje de los biofiltros.....	21
6.7 Estimación del TRH.....	22
6.8 Arranque y estabilización de los biofiltros.....	24

6.9 Alimentación de los biofiltros	24
6.10 Parámetro de control experimental	25
6.11 Parámetros de respuesta	25
6.12 Diseño experimental.....	26
6.13 Compactación de la cama filtrante	27
7. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN.....	28
7.1 Pruebas rápidas de filtración para la determinación de los tamaños de partícula	28
7.2 Dimensionamiento de los reactores experimentales	30
7.3 Granulometrías experimentales.....	31
7.4 Determinación de porosidad (en columna) y TRH	33
<i>Tiempo de residencia hidráulico medio (t_g)</i>	33
7.5 Características del agua residual municipal	42
7.6 Arranque y estabilización de los sistemas.....	43
7.7 Desempeño de los sistemas experimentales.....	45
7.7.1 <i>Remoción de sólidos suspendidos</i>	45
7.7.2 <i>Remoción de materia orgánica</i>	48
7.7.2.1 <i>Comportamiento de la materia orgánica medida como DBO_5</i>	48
7.7.2.2 <i>Comportamiento de la materia orgánica medida como DQO</i>	49
7.7.3 <i>Remoción de coliformes fecales</i>	52
7.7.4 <i>Transformaciones del nitrógeno</i>	53
7.7.4.1 <i>Comportamiento del $N-NH_4^+$</i>	53
7.7.4.2 <i>Comportamiento de los $N-NO_3^-$</i>	56
7.7.4.3 <i>Comportamiento del NTK</i>	58
7.7.4.4 <i>Comportamiento del N-Total</i>	59
7.7.5 <i>Comportamiento del fósforo ($P-PO_4^{-3}$)</i>	60
7.7.6 <i>Compactación del lecho filtrante</i>	61
7.7.7 <i>Desempeño de los sistemas con respecto a la normatividad</i>	63
8. CONCLUSIONES.....	65
9. RECOMENDACIONES	67
10. LITERATURA CITADA.....	68
ANEXO I.....	73
ANEXO II	75
ANEXO III	79
ANEXO IV	81

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características generales de los filtros percoladores empacados con materiales inorgánicos (Metcalf y Eddy, 2003).....	8
Tabla 2. Comparación entre el filtro percolador (FP) y biofiltro empacado con material orgánico (BF) (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).....	9
Tabla 3. Técnicas analíticas para la evaluación de los parámetros en las pruebas rápidas.....	18
Tabla 4. Características de los diferentes empaques orgánicos y su relación con el diámetro del reactor.....	21
Tabla 5. Características del agua residual municipal de la PTAR “El Texcal” (Garzón-Zúñiga <i>et al.</i> , 2005a).	24
Tabla 6. Métodos de análisis de aguas.	26
Tabla 7. Valores promedio \pm desviación estándar de los contaminantes evaluados en las pruebas rápidas de filtración	28
Tabla 8. Granulometrías del empaque y diámetros de los reactores experimentales.	31
Tabla 9. Porcentaje de porosidad, caudal y tiempo de residencia hidráulico por vaciado de cada biofiltro.	33
Tabla 10. Tiempo de residencia hidráulico por vaciado y medio (t_g) para una CHS de $0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, el volumen, porcentaje de macro y microporosidad del lecho filtrante para los biofiltros y el porcentaje de recuperación del trazador.	35
Tabla 11. Tiempo de residencia hidráulico por vaciado y t_g calculado con la porosidad y macroporosidad para cada biofiltro.	40
Tabla 12. Características del agua residual municipal.....	42
Tabla 13. Compactación del lecho filtrante en cada biofiltro durante la fase experimental.....	62
Tabla 14. Comparación entre los LMPD de la NOM-001-SEMARNAT (1996) y la calidad de los efluentes de los biofiltros para la primera etapa (A) y segunda etapa experimental (B).	64
Tabla 15. Peso de las cápsulas después de las pruebas de vaciado	75
Tabla 16. Determinación de volumen de agua retenido y porcentaje de porosidad <i>in situ</i>	75
Tabla 17. Prueba de vaciado del biofiltro empacado con la granulometría chica (10 - 12 cm)	76
Tabla 18. Prueba de vaciado del biofiltro empacado con la granulometría mediana (13 - 15 cm)	76
Tabla 19. Prueba de vaciado del biofiltro empacado con la granulometría grande (16 - 18 cm)	77
Tabla 20. Caudal, volumen de espacios vacíos y de la porosidad <i>insitu</i> , así como elTRH por vaciado calculado en los tres biofiltros.....	78
Tabla 21. Valores calculados a partir de la conductividad, tiempo de toma muestra e intervalo de tiempo entre muestras.....	80
Tabla 22. Prueba de vaciado del biofiltro de 10 L.....	81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología realizada en la etapa experimental.....	16
Figura 2. Fotografía comparativa del tamaño de las tres partículas experimentales (10 a 12 cm, A; 13 a 15 cm, B; 16 a 18 cm, C).	19
Figura 3. Esquema de los prototipos experimentales. Modificado de Cervantes (2009).	22
Figura 4. Diagrama del sistema experimental.	25
Figura 5. Comportamiento de los SST a la salida con respecto al tiempo de operación de los biofiltros (la concentración de SST en el influente fue de $1164 \pm 119 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	29
Figura 6. Comportamiento de la DBO_5 al día 17 de operación en las pruebas rápidas de filtración.....	30
Figura 7. Distribución de tamaño (largo: A, ancho: B y grueso: C) de las partículas y su probabilidad de ocurrencia después de la etapa de tamizado con una abertura de malla de 1”.....	32
Figura 8. Curvas de respuesta del trazador para cada biofiltro. BFC = biofiltro empacado con la granulometría de 10 a 12 cm, BFM = biofiltro empacado con la granulometría de 13 a 15 cm y BFG = biofiltro empacado con la granulometría de 16 a 18 cm.	34
Figura 9. Esquema de los diferentes tipos de espacios presentes en el lecho filtrante orgánico. Modificado de Garzón-Zúñiga <i>et al.</i> (2003).....	36
Figura 10. Curvas de conductividad de los efluentes con respecto al tiempo de saturación y de la prueba de trazado en los tres biofiltros. La línea punteada, presenta la conductividad en el influente ($2290 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) durante la fase de saturación. El primer intervalo de tiempo en las curvas, presenta la salida del pico del trazador y el segundo intervalo, presenta la salida del trazador remanente.....	38
Figura 11. Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante el arranque y estabilización.	43
Figura 12. Comportamiento del N-NH_4^+ con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante el arranque y estabilización.	44
Figura 13. Comportamiento de los SST con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).	45
Figura 14. Comportamiento de los SSV con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).	46
Figura 15. Promedio \pm desviación estándar de los SST en el efluente de los biofiltros durante la primera etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).	46
Figura 16. Promedio \pm desviación estándar de los SST en el efluente de los biofiltros durante la segunda etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).	47
Figura 17. Comportamiento de la DBO_5 con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).	48
Figura 18. Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).	50
Figura 19. Promedio \pm desviación estándar de la DQO en el efluente de los biofiltros durante la primera etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).	51
Figura 20. Promedio \pm desviación estándar de la DQO en el efluente de los biofiltros durante la segunda etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).	52
Figura 21. Comportamiento de los CF con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).	52
Figura 22. Comportamiento del N-NH_4^+ con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).	54
Figura 23. Promedio \pm desviación estándar del N-NH_4^+ en el efluente de los biofiltros durante la primera etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).	55

Figura 24. Promedio \pm desviación estándar del N-NH ₄ ⁺ en el efluente de los biofiltros durante la segunda etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).	56
Figura 25. Comportamiento de los N-NO ₃ ⁻ con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales (0.3m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹ y 0.6m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹).	57
Figura 26. Comportamiento del NTK con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales (0.3m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹ y 0.6m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹).	58
Figura 27. Comportamiento del N-Total con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales (0.3m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹ y 0.6m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹).	60
Figura 28. Comportamiento de los P-PO ₄ ⁻³ con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales (0.3m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹ y 0.6m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹).	61
Figura 29. Curva teórica del volumen de espacios vacíos contra el caudal (Garzón-Zúñiga <i>et al.</i> , 2003).	74
Figura 30. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal del biofiltro empacado con las partículas de 10 a 12 cm.	76
Figura 31. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal del biofiltro empacado con las partículas de 13 a 15 cm.	77
Figura 32. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal del biofiltro empacado con las partículas de 16 a 18 cm.	78
Figura 33. Curva de respuesta normalizada, después de la aplicación del trazador en el biofiltro.	79
Figura 34. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal aplicado al biofiltro.	81

NOMENCLATURA

1,2 DCE	1,2 Dicloroetano
AD2	Azul directo 2
AR	Agua residual
BAF	Por sus siglas en inglés, biological aerated filter (filtro biológico aireado)
BF	Biofiltro empacado con material orgánico
BFC	Biofiltro empacado con la granulometría de 10 a 12 cm de largo
BFM	Biofiltro empacado con la granulometría de 13 a 15 cm de largo
BFG	Biofiltro empacado con la granulometría de 16 a 18 cm de largo
CF	Coliformes fecales
CHS	Carga hidráulica superficial
COS	Carga orgánica superficial
COV	Compuestos orgánicos volátiles
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
DQO _{sol}	Demanda química de oxígeno soluble
FP	Filtro percolador
G y A	Grasas y aceites
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogeno
HH	Huevos de helminto
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Inf	Influente
LMPD	Límitemáximo permisible de descarga
MF	Material filtrante
NaCl	Cloruro de sodio
NH ₂ Cl	Monocloramina
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno de ion amonio
N-NO ₂ ⁻	Nitrógeno de nitritos
N-NO ₃ ⁻	Nitrógeno de nitratos
N-Total	Nitrógeno total
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
P-PO ₄ ⁻³	Fósforo de ortofosfatos
Q	Caudal
SS	Sólidos suspendidos
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
TRH	Tiempo de residencia hidráulico
t _g	Tiempo de residencia hidráulico medio
Vt	Volumen total de agua residual en tratamiento

RESUMEN

Se evaluó el desempeño de tres sistemas de biofiltración sobre lecho orgánico (BF), empacados con partículas de diferente tamaño, para el tratamiento de un agua residual municipal. El material filtrante utilizado fueron trozos de madera del árbol *Jacaranda mimosifolia*. Las tres granulometrías experimentales fueron: 10 a 12 cm (biofiltro empacado con la granulometría chica, BFC), 13 a 15 cm (biofiltro empacado con la granulometría mediana, BFM) y 16 a 18 cm (biofiltro empacado con la granulometría grande, BFG) de largo, que se seleccionaron a partir de los resultados obtenidos de unas pruebas rápidas de filtración. Los tres sistemas experimentales, se operaron en continuo y con una tasa de aireación de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ por 185 días. Se evaluaron dos CHS: $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y $0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Los resultados demostraron que con la primera CHS, las eficiencias de remoción de SST fueron de 88%, 85% y 80% para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. La prueba de ANOVA mostró un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción de los SST, siendo estadísticamente el BFC el sistema con la mayor capacidad de remoción y el BFG con la menor capacidad de remoción de SST. Las eficiencias de remoción de materia orgánica medida como DBO₅ y DQO en el BFC, fueron de 89% para ambos parámetros, en el BFM fueron de 80% y 84%, mientras que en el BFG fueron de 78% y 81%. El ANOVA mostró un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción de la DQO, siendo a menor tamaño de granulometría, mayor la remoción.

En cuanto a los coliformes fecales (CF) el BFC removió 99.9%, el BFM 98% y el BFG 88%. Con respecto al nitrógeno, las eficiencias de remoción del N-NH₄⁺ fueron de 92%, 77% y 85% para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. El ANOVA mostró un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción del N-NH₄⁺, siendo el BFC el sistema con la mayor capacidad de remover el N-NH₄⁺. Para los N-NO₃⁻, la mayor concentración en el efluente la presentó el BFC ($14 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), seguido del BFG ($13 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Las eficiencias de remoción del NTK y del NT en el BFC fueron de 83% y 49%, en el BFG fueron de 82% y 53%, mientras que en el BFM fueron de 68% y 43%.

Cuando los biofiltros se operaron con la CHS de $0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, las eficiencias de remoción de todos los parámetros disminuyeron ligeramente, a excepción de los CF ya que en este caso la eficiencia disminuyó notablemente; el BFC removió el 92%, el BFM el 65% y el BFG removió sólo el 56%. En cuanto al fósforo (medido como P-PO₄⁻³), en ambas CHS evaluadas no hubo remoción en ninguno de los biofiltros, lo cual concuerda con los reportes de la literatura para estos sistemas.

Se utilizaron dos métodos para la estimación del tiempo de residencia hidráulico (TRH) en los biofiltros: por pruebas de vaciado y por trazado. Ambos métodos mostraron amplias diferencias entre sí. El TRH medio (t_g) fue de 2.3, 2.5 y de 0.5 h para el BFC, BFM y BFG, respectivamente, mientras que el TRH por vaciado fue de 12.2, 7.3 y de 1.2 h para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. Las diferencias entre los tiempos, se pueden atribuir a los grandes espacios vacíos (macroporos), formados entre partículas del empaque que permiten el flujo del agua a gran velocidad, a los canales preferenciales creados por el sistema de alimentación y a la aireación aplicada a los sistemas. Con respecto a la compactación del lecho filtrante, los biofiltros BFC y BFG presentaron la misma compactación al final de la etapa experimental con 3 cm. Mientras que el BFM presentó la mayor compactación al final de la etapa experimental (5.5 cm).

En cuanto al desempeño de los biofiltros de acuerdo a normatividad vigente, para ambas CHS evaluadas, si los efluentes de los tres sistemas son desinfectados, cumplen con los límites máximos permisibles de descarga a cuerpos de agua en las modalidades de uso en riego agrícola y uso público urbano (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

ABSTRACT

The performance of three biofiltration systems packed with different sizes of one organic media (BF), was assessed for the treatment of municipal wastewater. The organic media selected was woodchips of *Jacarandamimosifolia*. The three experimental media sizes were: 10 - 12 cm (biofilter packed with the small media size, BFC), 13 - 15 cm (biofilter packed with the medium media size, BFM) and 16 - 18 cm length (biofilter packed with the big media size, BFG), selected from the results obtained in the filtration rapid tests. The three biofilters were operated in continuous and with the same aeration rate ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) for 185 days. Two hydraulic loading rates (HLR) were evaluated: $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and $0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

The results showed that with the first HLR, the removal efficiencies of the TSS were 88%, 85% and 80% for the BFC, BFM and BFG, respectively. The ANOVA test showed a significant effect of the media size on the TSS removal, being the BFC the biofilter with the greater removal capacity and the BFG with the smallest removal capacity of TSS. The removal efficiency of organic matter, measured as BOD_5 and COD, for the BFC was 89% for both parameters, for the BFM were 80% and 84% and for the BFG, the efficiencies were 78% and 81%. The ANOVA test showed a significant effect of the media size on the COD removal, and the multiple comparison revealed that the smaller the media size, the COD removal increases.

Regarding the faecal coliforms (FC), the BFC removed 99.9%, the BFM removed 98% and BFG removed 88%. About the nitrogen transformations, the removal efficiencies of the NH_4^+ -N were 92%, 77% and 85% for the BFC, BFM and BFG, respectively. The ANOVA test showed a significant effect of the media size on the NH_4^+ -N removal, while the multiple comparison revealed that the BFC showed the greater removal capacity. For the NO_3^- -N, the BFC showed the higher mean concentration in the effluent ($14 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), followed by the BFG ($13 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). The removal efficiencies for the TKN and for Total-N in the BFC were 83% and 49%, in the BFG were 82% and 53%, and in the BFM were 68% and 43%.

When the biofilters were operated with the second HLR ($0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), the removal efficiencies of all the evaluated parameters slightly decreased, except for the FC that in this case the removal efficiency decrease considerably; the BFC removed the 92%, the BFM removed 65% and the BFG removed only the 56%. Regarding the phosphorus (measured as PO_4^{3-} -P) for the two HLR evaluated, the biofilters had no phosphorus removal as shown in other studies.

Two methods were used for the estimation of the hydraulic retention time (HRT) in the biofilters: drainage tests and with a tracer technique, both methods showed wide differences. The mean HRT (t_g) was 2.3, 2.5 and 0.5 h for the BFC, BFM and BFG respectively, meanwhile the drainage HRT was 12.2, 7.3 and 1.2 h for the BFC, BFM and BFG, respectively. The differences between times can be explained to the presence of big void spaces (macropores) formed between media particles, allowing the waterflow through the filter at high speed, the existence of preferential channels created by the distribution system and the aeration applied to the systems. Concerning the organic bed compaction, the BFC and BFG biofilters showed the same compaction (3 cm) at the end of the experimental stage. Meanwhile, the BFM showed the higher compaction (5.5 cm) at the end of the experimental stage.

The performance of the biofilters according to the current Mexican regulations and for both HLR, if the effluents are disinfected, they can achieve the maximum discharge limits allowed for the modalities agricultural irrigation and urban public use (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

1. INTRODUCCIÓN

Las descargas de aguas residuales a cuerpos de agua o en el alcantarillado, generan problemas de contaminación que representan riesgos a la salud y a la calidad del ambiente. De las diferentes alternativas tecnológicas existentes para el tratamiento de las aguas residuales industriales y municipales, la biofiltración es una opción utilizada exitosamente en Europa y Norteamérica, dada su buena eficiencia de remoción de diversos contaminantes.

Los biofiltros o filtros percoladores son reactores con biomasa inmovilizada, empacados con diversos tipos de materiales (rocas, plásticos, metales, entre otros) que actúan como medio filtrante. Estos materiales de empaque, tienen como objetivo detener los sólidos suspendidos presentes en el agua residual (AR), así como proveer de una superficie que permita el crecimiento y el desarrollo de una comunidad microbiana, encargada de su depuración.

Actualmente existe una gran variedad de materiales utilizados como empaques para los biofiltros; los más eficientes generalmente elaborados con materiales inertes que son costosos, lo que aumenta el costo del sistema. Por lo anterior, la implementación de estos sistemas de tratamiento puede no llevarse a cabo. En la década de los 80 se comenzó a desarrollar un tipo de biofiltros percoladores, como alternativa más económica, mediante el uso de materiales de empaque orgánicos (paja, trozos de madera, turba).

Estos empaques cumplen con las características de ser un buen material filtrante, además si se combinan con bajas tasas de filtración, han demostrado buenos resultados a diferentes escalas para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales (Brooks *et al.*, 1984; Buelna, 1994; Pujol *et al.*, 1994). Esta tecnología es identificada como biofiltración sobre lecho orgánico. Incluso en algunos países esta tecnología, ya se utiliza a escala real para el tratamiento de aguas residuales municipales como es el caso de Canadá, Francia y México (Talbot *et al.*, 1996; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011; Buelna *et al.*, 2011).

Una limitante de la biofiltración sobre cama o lecho orgánico, es la degradación y recambio del empaque orgánico cada cierto tiempo. Respecto a la velocidad de degradación del medio filtrante, un aspecto que podría tener una importancia relevante, entre otros, sería que ésta está en función del tamaño de las partículas del empaque; de manera que partículas de tamaño pequeño tenderían a degradarse más rápido y cuando este material se degrada la columna se compacta, disminuyendo la porosidad de la cama y dificultando el paso de los fluidos por el lecho filtrante. Por otra parte, partículas de tamaño mayor podrían degradarse más lentamente, sin embargo, si el tamaño de las partículas es demasiado grande, la retención de contaminantes no sería adecuada para que el sistema alcance las eficiencias que se requieren.

Por lo tanto en este trabajo, se pretende estudiar el efecto del tamaño de partícula y determinar si existe un compromiso o equilibrio entre; menor degradación del empaque (con la mayor granulometría posible) y, una buena eficiencia de remoción (para seguir cumpliendo con las normas de descarga); con lo cual se disminuiría la frecuencia de recambio del material orgánico filtrante en el reactor. Así como los costos relacionados con: el abastecimiento y la preparación del medio filtrante, coadyuvando a la optimización de este proceso.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Sistemas de filtración

La filtración del agua es un proceso físico-químico que separa los sólidos suspendidos y la materia coloidal de la fase líquida en un material poroso. Consiste en hacer pasar una mezcla de sólido y líquido a través de un medio poroso, que retiene los sólidos y deja pasar el líquido (filtrado). Se ha observado que en la filtración, el proceso de eliminación de contaminantes no es puramente mecánico, sino que incluye la eliminación biológica de sustancias solubles y la retención química de otras, de ahí su gran versatilidad en el campo del tratamiento del agua y del AR. Por ello, la filtración es uno de los procesos de tratamiento más importantes utilizados para el tratamiento de aguas y aguas residuales (Metcalf y Eddy, 2003).

En el tratamiento del agua, la filtración se utiliza para purificar el agua superficial para su uso potable, mientras que en el tratamiento de AR, su principal objetivo es producir efluentes de alta calidad que puedan ser reutilizados (Chaudhary *et al.*, 2003). Para el tratamiento de AR, los dos principales sistemas de filtración que existen son los filtros o biofiltros percoladores o rociadores y los filtros de lecho sumergido. Para el caso del primer sistema, en las siguientes secciones se presenta una descripción más detallada.

Los filtros de lecho sumergido, son reactores aerobios empacados con algún material de soporte (ya sean rocas o diversos tipos de plásticos) con biomasa adherida, el cual se encuentra completamente sumergido. La aplicación del influente en estos sistemas, puede ser por la parte superior o inferior, mientras que la aireación, usualmente, se aplica por la parte inferior del reactor. La mayoría de los diseños de filtros de lecho sumergido, requieren de un sistema de retrolavado para eliminar el exceso de sólidos en el lecho. Las principales ventajas de estos sistemas son el poco requerimiento de área, ya que puede reducirse hasta un tercio con respecto a un sistema de lodos activados, no requieren de un sedimentador secundario, así como de producir efluentes de alta calidad (Chaudhary *et al.*, 2003; Metcalf y Eddy, 2003).

2.2 Biofiltros percoladores

Son reactores biológicos de película fija no sumergida que usan materiales de empaque que sirven como medio filtrante, por donde el AR es distribuida continuamente. En los filtros o biofiltros percoladores o rociadores, el influente se aplica por la parte superior mediante distribuidores que se extienden a lo largo del diámetro interno del biofiltro, permitiendo una aplicación uniforme del agua, por donde escurre o percola lentamente a través del material filtrante. En general, se necesita un sedimentador primario para remover sólidos antes de que el influente pase por el biofiltro, lo que es importante para reducir obstrucciones del lecho filtrante (Wik, 2003; Chaudhary *et al.*, 2003).

Biocenosis presente en biofiltros para el tratamiento de aguas residuales

La biocenosis que se desarrolla en un biofiltro incluye bacterias aerobias y facultativas, hongos, algas, protozoarios e incluso animales como larvas de insectos o caracoles (Wik, 2003; Metcalf y Eddy, 2003).

Las bacterias facultativas son los organismos predominantes en los biofiltros, descomponen la materia orgánica del AR junto con las bacterias aerobias y en partes bajas de los biofiltros aerobios, están presentes las bacterias nitrificantes. Los géneros de bacterias comúnmente asociados a los biofiltros son *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas* y *Alcaligenes*. A veces un rápido crecimiento de hongos puede obstruir el biofiltro y la ventilación se vuelve restringida, afectando la actividad bacteriana (Wik, 2003; Wakelin *et al.*, 2010).

Las algas crecen sólo en la parte superior del biofiltro en donde la luz solar está disponible y en general, las algas no participan directamente en la degradación de contaminantes, pero pueden agregar oxígeno al AR. A pesar de esto, desde el punto de vista operacional, las algas consiguen generar problemas porque llegan a obstruir la superficie del biofiltro causando malos olores (Wik, 2003; Metcalf y Eddy, 2003).

Los protozoarios en los biofiltros son predominantemente ciliados y su función es alimentarse de la biopelícula, lo que resulta en disminuciones de la turbiedad en el efluente y mantiene a la biopelícula en una fase alta de crecimiento (Metcalf y Eddy, 2003). De presentarse animales en un biofiltro, estos se pueden alimentar de las bacterias nitrificantes, reduciendo significativamente la eficiencia del tratamiento (Timpany y Harrison, 1989).

2.3 Desarrollo y funcionamiento de la biopelícula

La presencia de diferentes poblaciones de microorganismos, predominantemente bacterias heterótrofas, inmovilizados por la adhesión a la superficie de un medio de soporte formando una película sobre la superficie expuesta, la cual está en contacto con el AR de manera continua o intermitente, es el principio de un proceso biológico con biopelícula (Winkler, 2008). La adhesión de los microorganismos al medio de soporte, se lleva a cabo por la producción de polímeros extracelulares, llamados también poli- β -hidroxibutiratos, además de estos polímeros, estructuras como los pili y flagelos que poseen los microorganismos ayudan a la fijación al soporte. Estos polímeros extracelulares, están compuestos principalmente de polisacáridos (40 - 95%), proteínas (1 - 60%) y lípidos (1 - 40%) (Flemming y Wingender, 2001).

Cuando la superficie del material de empaque entra en contacto con el AR, los microorganismos podrán adherirse al soporte (dependiendo de sus características), principalmente por dos mecanismos físico-químicos de adhesión (Iwai y Kitao, 1994):

a) Acción electrostática. La carga eléctrica en la superficie de los microorganismos está dada por la disociación de radicales amino, hidroxilo y fosfato. Este estado de carga se ve afectado por el pH del medio. Si el medio tiene un pH cercano a la neutralidad, los microorganismos tendrán una carga electrostática predominantemente negativa, entonces para que se genere una fuerza electrostática que facilite la adhesión de los microorganismos a la superficie del soporte, éste deberá presentar cargas superficiales positivas.

b) Grado de afinidad al agua. La adsorción de las células sobre la superficie del empaque se realiza por el mecanismo interacción hidrofóbica. La atracción que se da entre dos sustancias hidrofóbicas o hidrofílicas es mucho más estable desde el punto de vista de energía libre. Por ello, materiales hidrofílicos como el dióxido de silicón facilitan la adhesión de microorganismos hidrofílicos. Materiales hidrofóbicos como el polietileno y el poliestireno atraen a bacterias del género *Zoogloea*.

Otros factores físicos que afectan la adherencia de los microorganismos al empaque, son la porosidad del empaque y la velocidad del flujo del agua. Si esta velocidad es muy alta, se retarda el proceso de colonización del empaque, ya que arrastra más fácilmente a los microorganismos.

La biopelícula que se encuentra en constante desarrollo, capta de la fase líquida sustancias como la materia orgánica, el oxígeno y nutrientes que requiere para llevar a cabo su actividad metabólica. Estas sustancias al entrar en contacto con la superficie de la biopelícula, viajan por difusión molecular hacia la parte interna de la misma, para ser metabolizadas. Los compuestos coloidales y las moléculas orgánicas de gran tamaño que no pueden atravesar la membrana celular, son hidrolizados por la producción de enzimas extracelulares o enzimas de la superficie celular, para ser convertidas a moléculas de menor tamaño y así lograr que entren a la célula por difusión o transporte activo. Los productos finales del metabolismo se transfieren a la fase líquida, de la misma manera a como entraron a la célula pero en dirección opuesta (Iwai y Kitao, 1994).

En un biofiltro el principal mecanismo de eliminación de contaminantes es la degradación biológica realizada por los microorganismos, sin embargo existen otros factores que intervienen en la remoción de contaminantes. Estos mecanismos actúan sobre la parte suspendida del AR y son principalmente el transporte y la adherencia (Chaudhary *et al.*, 2003).

2.4 Ubicación del biofiltro en una planta de tratamiento

Un biofiltro puede ser usado como una unidad de tratamiento primario o secundario, dentro de un sistema de tratamiento de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 2003). En un solo tanque se puede realizar un tratamiento completo, que tenga dividido el pretratamiento, la biofiltración y un proceso de sedimentación. También puede ser usado con o sin otros procesos de tratamiento biológico dependiendo del influente y de la calidad del efluente que se requiera. Las opciones de aplicación de un biofiltro varían con los objetivos del tratamiento, el tipo de medio y la naturaleza de las otras unidades en el tren de tratamiento (Chaudhary *et al.*, 2003).

Las unidades convencionales de filtración y de biofiltración se pueden combinar dependiendo de la concentración de sólidos suspendidos. Puesto que el propósito principal del biofiltro es eliminar la materia orgánica disuelta, las partículas en suspensión se eliminan en el filtro convencional, antes de que el AR entre al sistema de biofiltración (Wik, 2003; Chaudhary *et al.*, 2003).

2.5 Factores que afectan la eficiencia de los sistemas de biofiltración

2.5.1 Material de empaque

La operación eficiente y económica de un biofiltro depende en gran parte de las características del material de empaque. La función de este material, es el de proveer de mayor área superficial de soporte y permitir el desarrollo de la biopelícula; además de capturar los sólidos suspendidos sobre la superficie y dentro de la estructura porosa del material (Cheremisinoff, 2002).

La selección del tipo de empaque depende del agua a tratar y de la concentración de los contaminantes (Chaudhary *et al.*, 2003). Un material de empaque ideal es aquel que tiene una elevada área superficial por unidad de volumen para el desarrollo de la biopelícula, es de bajo costo, es muy durable y tiene una alta porosidad, lo que minimiza las obstrucciones y permite una buena circulación de los fluidos (Metcalf y Eddy, 2003).

Los materiales de empaque se pueden clasificar en varios grupos, una de estas clasificaciones los separa en dos clases; en materiales orgánicos e inorgánicos (Cohen, 2001). Ejemplos del primer tipo son trozos de telas, pasta de papel, fibras vegetales y trozos de corteza o de madera, mientras que ejemplos de materiales inorgánicos son los trozos de vidrio, cerámica, piedras, arena, empaques plásticos y metálicos, entre otros (Cheremisinoff, 2002).

Los materiales orgánicos tienen una mayor adsorbancia comparado con los materiales inorgánicos, por ejemplo, la adsorción microbiana es de $248 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ en trozos de madera, en comparación con los $2 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ del sílice. La razón de la mayor adsorción del material orgánico en comparación con el material inorgánico, se debe a la mayor variedad de grupos reactivos como carboxilo, amino e hidroxilo localizados en la superficie del material orgánico. Los materiales de empaque orgánicos por lo general, también contienen una cierta cantidad de nutrientes, que ayudan a los microorganismos a establecerse, adherirse y crecer. Por otro lado, los materiales de empaque inorgánicos son resistentes al ataque microbiano, muestran alta termoestabilidad y tienen buenas propiedades de flujo (Cohen, 2001).

2.5.2 Porosidad del empaque

Los dos principales atributos que se buscan en un material de empaque, son una gran área superficial (dada por los macro y microporos) y que posean buenas propiedades hidráulicas.

Una elevada porosidad del material de empaque, tendrá por consecuencia una elevada área superficial. Permitiendo que una mayor cantidad de microorganismos se puedan adherir al material de soporte en bajas condiciones de raspado o corte hidrodinámico, mientras que el líquido fuera del empaque puede moverse a una alta velocidad. Por ello, una biopelícula que se desarrolla sobre materiales porosos es más estable y resistente en comparación a las que crecen sobre materiales menos porosos (Cohen, 2001). Se ha sugerido que la máxima acumulación de biomasa, ocurre cuando los tamaños de los poros son de uno a cinco veces el tamaño de las bacterias (Tampion y Tampion, 1987).

La presencia de microporos en el material de empaque, permite que volúmenes muy pequeños de AR entren en contacto con los microorganismos adheridos en estos microporos por mayores periodos de tiempo. Esto favorece la degradación de compuestos difícilmente biodegradables (Cohen, 2001).

La porosidad afecta directamente el tiempo de residencia hidráulico y la cantidad de biomasa retenida en el reactor. Así mismo, la pérdida de carga a través del biofiltro disminuye a mayor porosidad del material de empaque, debido a que se mejoran las propiedades de flujo dentro del reactor (Stevik *et al.*, 2004).

2.5.3 Obstrucciones en el material filtrante

Normalmente el patrón de flujo del agua cambia durante la operación del biofiltro, debido al crecimiento de biomasa sobre el material de empaque y la retención de sólidos suspendidos. Se ha encontrado que después de cierto tiempo de operación (2 años aproximadamente), las propiedades hidráulicas cambian en la parte superior de los biofiltros, resultando en incrementos en el tiempo de retención del AR (Schwager y Boller, 1997).

El proceso de obstrucción en un biofiltro, puede ser causado por la acumulación de materiales sólidos, entre o en la superficie del material de empaque. La obstrucción también se puede presentar, debido a un desbalance en la población de los microorganismos dentro del biofiltro y por la acumulación de biomasa por el crecimiento de las bacterias (Stevik *et al.*, 2004).

La biofiltración del AR involucra el desarrollo de un taponamiento en los poros del material de empaque, principalmente en su superficie, aunque también se puede presentar en las partes profundas del medio. El desarrollo de la biopelícula puede restringir el área de superficie efectiva de los poros, al crecer la biopelícula se aumenta el desprendimiento de biomasa, lo cual afecta la calidad del efluente y se aumenta la pérdida de carga. Cuando hay desprendimiento de biomasa, se desarrolla una nueva biopelícula sobre la superficie de los poros. De presentarse pérdida de carga, se disminuyen las propiedades de flujo dentro del reactor (McDowell-Boyer *et al.*, 1986).

Cuando se presentan problemas de obstrucción en filtros de lecho sumergido, estos se pueden limpiar mediante retrolavados. El objetivo del retrolavado es limpiar el filtro por medio de expandir el lecho filtrante entre un 10% y 60% de su volumen total. El retrolavado consiste en revertir el flujo (ya sea de agua, aire o ambos), en sentido contrario al flujo del AR, para poder desprender la biopelícula y los sólidos que cubren al empaque, así como para también, separar los aglomerados formados entre las partículas del material de empaque. Sin embargo, los biofiltros percoladores al no estar inundados, el retrolavado no es una opción, pero por otro lado se puede reemplazar parte del material filtrante (Chaudhary *et al.*, 2003).

2.5.4 Pérdida de carga

Un problema asociado a la obstrucción del biofiltro es la pérdida de carga, que es la dificultad que presentan los fluidos (aire y agua) para atravesar la columna del material filtrante. Esta pérdida de carga se presenta cuando en la filtración, los sólidos suspendidos se acumulan entre los espacios vacíos del material filtrante, causando que este espacio disminuya e incremente la velocidad de filtración, provocando un arrastre de partículas hacia las capas inferiores de la columna (Metcalf y Eddy, 2003). La pérdida de carga se puede medir de forma indirecta, como la presión que se genera al interior de la columna y es medida con un manómetro que da lecturas de presión diferencial en centímetros de columna de agua (García, 2007).

Se ha observado que el tamaño y el tipo del material de empaque tiene una gran influencia sobre la pérdida de esta carga, puesto que empaques grandes permiten la presencia de más espacios vacíos por donde pueden circular los fluidos (agua y aire), presentando poca pérdida de carga. Por otra parte, los empaques pequeños pueden compactarse e incluso generar taponamientos, aumentando la presión necesaria para que los fluidos atraviesen la columna (García, 2007).

2.6 Importancia de la granulometría del material de empaque en los sistemas de biofiltración

La selección del material de empaque adecuado para el biofiltro es fundamental para el diseño y la operación del proceso, lo que permite obtener un efluente acorde a la normatividad (Moore *et al.*, 2001; Delhoménie *et al.*, 2002). El tamaño del material de empaque (granulometría del empaque) usado, también tiene una fuerte influencia en el desempeño del proceso, afectando la eficiencia del tratamiento en términos de la remoción física de sólidos y en el área de superficie disponible para la adhesión de los microorganismos formadores de la biopelícula (Smith y Marsh, 1995; Mendoza-Espinosa y Stephenson, 1999).

El uso de un material de empaque de gran tamaño, implica una reducción en la remoción de contaminantes (suspendidos y disueltos) a causa de los grandes espacios vacíos, reduciendo el área de superficie disponible para el crecimiento de la biopelícula, aunque estos tamaños disminuyan la pérdida de carga en las secciones de entrada (Stensel *et al.*, 1988; Yang y Allen, 2005). Por lo tanto, un material de empaque de tamaño grande reduce los requerimientos de retrolavado, que se utiliza para remover los sólidos capturados y el exceso de biomasa, por lo tanto reduce la obstrucción. (Pujol *et al.*, 1994).

Por otra parte, utilizar materiales de empaque de tamaño pequeño, permite una mejor filtración y una mayor área de superficie para el crecimiento de la biopelícula. Por lo cual, se aumenta la capacidad de biodegradación en esas secciones, sin embargo se favorece la obstrucción del filtro, misma que se relaciona con la pérdida de carga (Robinson *et al.*, 1994). En sistemas de filtración con materiales de empaque inertes, se ha sugerido que empaques grandes pueden ser usados para desbaste, tamaños intermedios de empaque para tratamiento en general de aguas residuales y tamaños pequeños de empaque se utilizan como tratamiento terciario (Quickenden *et al.*, 1992).

2.7 Sistemas de filtración por percolación con empaques inorgánicos

Los materiales inorgánicos usados como empaque son diversos, desde rocas, trozos de cerámica y vidrio hasta pedazos de plástico o metal. Principalmente los filtros o biofiltros percoladores a escala real están empacados con rocas o plástico, los biofiltros empacados con rocas están siendo reemplazados por materiales de empaque plásticos, con la finalidad de incrementar la capacidad de tratamiento (Wik, 2003; Metcalf y Eddy, 2003).

De manera muy general, estos sistemas de biofiltración tienen eficiencias de remoción de contaminantes en aguas residuales municipales, de un 80% a 90% de la DBO₅, más del 70% de la DQO, más del 70% de los SST y de un 85% a 95% del nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) (Metcalf y Eddy, 2003). Los biofiltros se pueden clasificar de acuerdo a las tasas de carga hidráulica u orgánica que reciben. Los diseños de biofiltros empacados con rocas han sido clasificados como de baja, intermedia o media y alta tasa, mientras que los biofiltros empacados con materiales plásticos se usan habitualmente para diseños de alta tasa (Gray, 2004). En la tabla 1 se resumen las cargas y características generales de los filtros percoladores.

Tabla 1. Características generales de los filtros percoladores empacados con materiales inorgánicos (Metcalf y Eddy, 2003).

Características de diseño	Baja tasa	Media tasa	Alta tasa	
Empaque	Roca	Roca	Plástico	Roca
Carga hidráulica ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	1 - 4	4 - 10	10 - 40	10 - 75
Carga orgánica ($kgDBO \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)	0.07 - 0.22	0.24 - 0.48	0.4 - 2.4	0.6 - 3.2
Relación de recirculación	0	0 - 1	1 - 2	1 - 2
Profundidad (m)	1.8 - 2.4	1.8 - 2.4	1.8 - 2.4	3 - 12.2
Eficiencia de remoción de la DBO (%)	80 - 90	50 - 80	50 - 90	60 - 90

2.8 Sistemas de biofiltración con empaques orgánicos

Los biofiltros que usan material orgánico como empaque (paja, turba, trozos de madera, etcétera), se denominan biofiltros sobre cama o lecho orgánico (Chaudhary *et al.*, 2003; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008). La biofiltración en lecho orgánico fue desarrollada en la década de 1920 para el tratamiento de gases (malos olores) de las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (Bach, 1923). En estos sistemas, era necesario mantener el material de empaque húmedo para permitir la solubilización de los contaminantes gaseosos para subsecuentemente removerlos por biodegradación (Thalasso y Pineda, 2002; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008).

La biofiltración sobre lecho orgánico se basa en la capacidad de ciertos materiales orgánicos, de actuar como una resina natural, que fija las sustancias contaminantes por mecanismos físico-químicos y favoreciendo la implantación de microorganismos capaces de degradar contaminantes (Buelna, 1994). A partir de los mecanismos de degradación de estos sistemas, se desarrolló el concepto para el tratamiento directo de las aguas residuales, por lo que los biofiltros empacados con empaques orgánicos se comenzaron a estudiar en la década de 1980 para tal fin (Brooks *et al.*, 1984; Mathavan y Viraraghavan, 1989; Buelna y Bélanger, 1989; Martin, 1991; Lens *et al.*, 1994).

El AR alimentada al biofiltro es tratada mediante tres procesos simultáneos: 1) filtración (reducción de sólidos), 2) absorción, adsorción e intercambio iónico (retención de contaminantes) y 3) degradación microbiológica (biopelícula), con regeneración natural de las propiedades de absorción/adsorción del lecho orgánico (Buelna, 1994; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008).

El agua que atraviesa el lecho orgánico se retiene un cierto periodo, denominado tiempo de residencia hidráulico (TRH), siendo un factor clave en todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003). La eficiencia de un biofiltro con un medio orgánico de empaque, tratando influentes líquidos está en función del área de la superficie específica del medio filtrante, la profundidad de este medio y la carga hidráulica. La carga hidráulica y la profundidad del medio filtrante se define en el diseño del sistema (Couillard, 1994).

La biofiltración sobre lecho orgánico para tratar aguas residuales, es una tecnología relativamente nueva. Es una tecnología que está siendo usada a escala real desde hace unos 20 años en Canadá, Estados Unidos de América y recientemente en México para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales como opción de sistemas descentralizados, presentando importantes ventajas (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2007, 2008; Buelna *et al.*, 2011).

Es una tecnología que consiste en una sola unidad operada con baja tasa de filtración, que asegura un tratamiento completo y eficiente del AR. Cuando se utiliza para el tratamiento de aguas residuales municipales, no requiere inyección de aire, accesorios mecánicos y no produce lodos residuales (Buelna, 1994; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011). Por otra parte, el medio filtrante tiene una vida útil de aproximadamente cinco años, presenta costos competitivos de construcción, ya que su superficie puede ser hasta 12 veces menor que la requerida para un sistema de fosa séptica, más un campo de adsorción, bajos costos de operación y requiere de poco mantenimiento (Buelna, 1994; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).

Esta tecnología se ha desarrollado para satisfacer necesidades de pequeñas comunidades (1 - 2000 habitantes) y pequeñas industrias, con cargas hidráulicas superficiales (CHS) que varían entre 0.2 a 1 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, según las características del agua y de las normas de descarga (Buelna, 1994). En la tabla 2 se presentan las principales diferencias entre los filtros percoladores y los biofiltros empacados con materiales orgánicos.

Tabla 2. Comparación entre el filtro percolador (FP) y biofiltro empacado con material orgánico (BF) (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).

Parámetro / característica	BF	FP baja tasa	FP tasa media	FP alta tasa
Carga hidráulica ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.05 - 0.3	1.15 - 3.45	3.45 - 9.36	9.36 - 37.4
Remoción de la DBO (%)	90 - 98	80 - 90	50 - 70	65 - 85
Remoción de SST (%)	94 - 96	-	-	-
Remoción del N-NH ₄ ⁺ (%)	90 - 99	Bien nitrificado	Poca nitrificación	Sin nitrificación
Remoción del N-Total (%)	65	-	-	-
Remoción de CF (unidades logarítmicas)	4	1	-	-
Remoción de HH (%)	98 - 100	-	-	-
Problemas estéticos (olores, insectos)	Ninguno	Variable	Variable	Pocos
Energía ($\text{kW} \cdot 10^{-3} \text{ m}^{-3}$)	3	2 - 4	2 - 8	6 - 10

3. ANTECEDENTES

3.1 Estudios de biofiltración sobre material orgánico

En México existen muchas zonas rurales y semiurbanas en donde el agua no recibe tratamiento después de ser usada, siendo descargada directamente al ambiente creando problemas de contaminación y de salud. Para disminuir estos problemas, la biofiltración sobre lecho de material orgánico, puede ser una buena opción para abordar esta problemática, dadas sus ventajas de diseño y de funcionamiento que permiten reusar el agua (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008; Buelna *et al.*, 2011).

En cuanto a los estudios sobre biofiltros empacados con material orgánico para el tratamiento de aguas residuales municipales, Lens *et al.* (1994) a escala laboratorio utilizaron diferentes empaques orgánicos como turba, corteza de arboles y trozos de madera. Se utilizaron columnas de biofiltración de PVC de 1 m de altura y 0.07 m de diámetro interno. Cuatro columnas se empacaron con mezclas homogéneas de dos materiales, cuatro columnas adicionales se empacaron con dos capas de dos materiales y por último, tres columnas se empacaron con cada material.

Todas las columnas de biofiltración se operaron discontinuamente (una vez por día) durante 150 días y con una carga hidráulica superficial de $0.1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ obteniendo los siguientes resultados: De las columnas empacadas sólo con un material, la que se empacó con corteza, alcanzó la mayor remoción de la DQO (65%), pero presentaba poca capacidad de desinfección (1 unidad logarítmica de coliformes fecales, CF). La columna empacada con turba, removió el 99% de la DBO, 91% SS y 3 a 4 unidades logarítmicas de CF, sin embargo obtuvo una baja remoción de la DQO (entre 50% y 60%). La columna empacada con trozos de madera; obtuvo pobre remoción de DQO (entre 10% y 50%) y poca capacidad de desinfección (1 unidad logarítmica de CF). Por otro lado, las columnas empacadas con combinación de dos materiales, o acomodados por capas presentaban calidades de efluentes similares, ya que removieron entre el 89% y 94% de la DQO_{sol} . Así mismo, las columnas que tenían una capa de turba tuvieron la mejor capacidad de desinfección (4 unidades logarítmicas de CF).

Garzón-Zúñiga *et al.* (2008) probaron diferentes materiales orgánicos (mezcla de trozos de madera de arboles tropicales y fibras naturales) en cuatro biofiltros de acrílico a escala laboratorio de 1.85 m de altura y 0.15 m de diámetro interno. Aplicaron una carga hidráulica de $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, para tratar aguas residuales municipales. Los autores encontraron elevadas remociones de contaminantes; 98% de DBO_5 , 84% de DQO, 99.99% de CF y 96% de huevos de helminto, por lo que siguiendo las regulaciones nacionales (NOM-003-SEMARNAT, 1997) y los criterios internacionales (U.S. EPA, 1992), el agua tratada tiene la calidad para ser reusada para riego de cultivos no comestibles, uso recreativo (para cuerpos de agua artificiales) y construcción.

En el estudio realizado por Garzón-Zúñiga y Buelna (2011), se evaluó el desempeño de un sistema de tratamiento a escala real para el tratamiento de aguas residuales municipales. El sistema está conformado por una fosa séptica, seguido de un biofiltro empacado con trozos de madera de dos especies vegetales diferentes. El biofiltro (64 m^2 de superficie y 2 m de altura) se operó por 360 días, con una CHS de $0.08 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Durante este tiempo de operación, evaluaron el efecto de la temporada de secas y de lluvias, encontrando buenas eficiencias de remoción durante ambas temporadas.

Para la temporada de secas las remociones fueron del 97% de la DBO₅, 93% del NTK, 90% del N-NH₄⁺, 95% de los SST y de 99.99% de los CF. Mientras que en la temporada de lluvias las remociones fueron del 98% de la DBO₅, 70% del NTK, 94% del N-NH₄⁺, 65% de los SST y de 99% de los CF.

Los biofiltros con empaque orgánico, también, han demostrado ser sistemas efectivos para el tratamiento de aguas residuales industriales y agroindustriales. Los estudios realizados con biofiltros empacados con turba, han demostrado que es un material que presenta características físico-químicas adecuadas como son, una elevada capacidad de adsorción de metales y moléculas orgánicas polares, es un material muy poroso (95%) que puede contener una gran cantidad de agua, así como una alta capacidad de intercambio iónico, principalmente cationes (Buelna y Bélanger, 1989; Couillard, 1994; Lens *et al.*, 1994; Garzón-Zúñiga, 2001, 2004).

Los biofiltros empacados con turba, son eficientes removiendo metales como el cadmio (con una concentración inicial de hasta 0.56 mg·L⁻¹) y cromo (con una concentración inicial de hasta 0.62 mg·L⁻¹) presentes en el AR industrial, alcanzando remociones de hasta 99.5% y 97%, respectivamente (Chaney y Hundemann, 1979; Shiskowski y Viraraghavan, 1993).

Garzón-Zúñiga *et al.* (2002a) realizaron un estudio acerca del tratamiento de aguas residuales provenientes de una granja porcícola, utilizando un sistema de biofiltración sobre un lecho de turba a escala piloto y con cuatro CHS (0.03, 0.04, 0.05 y 0.07 m³·m⁻²·d⁻¹). La columna de biofiltración era de PVC de 1.5 m de altura y 0.15 m de diámetro interno. Los resultados obtenidos mostraron que con cargas hidráulicas mayores se conduce a un taponamiento del sistema, pero a cargas de entre 0.03 y 0.04 m³·m⁻²·d⁻¹ se lleva a cabo un buen funcionamiento del biofiltro. Cuando el biofiltro se operó con las cargas hidráulicas más bajas, el sistema mostró altas eficiencias de remoción de materia orgánica (97% de la DQO y 99%, de la DBO₅), 99% del N-NH₄⁺ y sólidos suspendidos totales (99.9%).

Garzón-Zúñiga (2004) llevó a cabo un estudio para tratar AR de la industria petroquímica y su efecto sobre la toxicidad, utilizando una columna de biofiltración a escala laboratorio de 3.5 L, empacada con una mezcla de turba y trozos de madera. El biofiltro se operó por 85 días, usando cargas hidráulicas de 0.1, 0.2 y 0.4 m³·m⁻²·d⁻¹. En cuanto a los resultados encontrados, la composición del efluente fue muy variada, por lo que las eficiencias de remoción de la DQO fueron entre 56% y 90%. Para el caso de las grasas y aceites, se alcanzaron eficiencias de remoción entre 68% y 100% y para el caso de los compuestos orgánicos volátiles > 99%. De manera similar, este sistema demostró que puede remover de forma eficiente la toxicidad medida con *Vibrio fischeri*, alcanzando una remoción de 30 unidades de toxicidad (99% de remoción).

Estrada y García (2004) utilizaron dos biofiltros de acrílico a escala laboratorio para el tratamiento de un AR de una petroquímica con presencia de 1,2 dicloroetano (1,2 DCE) y otros compuestos orgánicos volátiles (COV). El primer biofiltro (aerobio) tenía un volumen de 10 L, mientras que el segundo biofiltro (anaerobio) era de 4.5 L. Ambos biofiltros se empacaron con una mezcla de turba y trozos de madera. El sistema fue operado por 80 días con una carga hidráulica de 0.5 m³·m⁻²·d⁻¹ para el biofiltro aerobio y de 0.4 m³·m⁻²·d⁻¹ para el biofiltro anaerobio. Los resultados obtenidos en el biofiltro aerobio, mostraron eficiencias de remoción de la DQO del 88%, de 99.8% para el 1,2 DCE y del 100% de COV, mientras que el biofiltro anaerobio obtuvo una remoción de la DQO del 93%, 99.6% del 1,2 DCE y del 100% de COV.

En el estudio realizado por García (2007), se utilizaron cuatro diferentes materiales orgánicos endémicos de zonas tropicales y subtropicales, como medios de soporte para el hongo *Pleurotus ostreatus* en un sistema de biofiltración para el tratamiento de un AR con el colorante AD2 a escala laboratorio. En este trabajo, se utilizaron cuatro biofiltros empacados con mezclas de materiales orgánicos (tabachín y fibra de coco, jacaranda, cacahuate y bagazo de caña, tabachín y bagazo de caña y el último empacado sólo con turba como testigo).

Los biofiltros se inocularon con el hongo y se operaron con una CHS de $0.7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, se alimentaron con un influente de $1500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de colorante AD2. Los resultados mostraron que el primer biofiltro (empacado con una mezcla de tabachín y fibra de coco) removió el mayor porcentaje de la DQO (95%), un 40% del color y la toxicidad medida con *Vibrio fischeri* en 60 unidades de toxicidad (equivalente al 97% de remoción). Por otra parte, el tercer biofiltro (empacado con tabachín y bagazo de caña) eliminó completamente la toxicidad, el 43% de la DQO y 86% del colorante.

3.2 Desarrollo de la biofiltración en México usando empaques orgánicos para el tratamiento de aguas residuales

A partir del 2002 el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) ha probado y adaptado estatecnología de biofiltración con diferentes materiales orgánicos, para el tratamiento de efluentes industriales y municipales obteniendo buenos resultados de remoción (Garzón-Zúñiga, 2004; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2002a, 2005a, 2007). En otros países, esta tecnología ha demostrado buenos resultados tratando aguas residuales municipales (Buelna y Bélanger, 1989, 1990; Lens *et al.*, 1994) y agroindustriales (Garzón-Zúñiga, 2001) utilizando turba como medio orgánico de empaque.

La turba es uno de los materiales orgánicos más estudiados y utilizados en los sistemas de biofiltración por sus cualidades físico-químicas. Sin embargo, la desventaja de la turba es de ser un material de importación, ya que es originaria de los bosques de Canadá, Estados Unidos de América y zonas septentrionales en general, por lo que el IMTA ha estado realizando estudios con diferentes tipos de materiales orgánicos para sustituir la turba. En una primera etapa, se probaron materiales orgánicos presentes en el estado de Morelos (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a) y posteriormente se probaron materiales de diferentes regiones del país (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2007), con la finalidad de determinar cuáles son los materiales de mejor desempeño en el tratamiento de aguas residuales municipales.

Actualmente en México existe un biofiltro a escala real empacado con una mezcla de materiales orgánicos autóctonos de la región (*Jacarandamimosifolia* y *Caesalpinia pulcherrima*), para el tratamiento de aguas residuales municipales. Este biofiltro está instalado en una escuela secundaria del municipio de Cuernavaca, Morelos y opera desde hace más de cinco años (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).

Los materiales se seleccionan de acuerdo a características físico-químicas, como son el contenido de nutrientes, capacidad de retención de la humedad, porosidad, pH, densidad aparente, contenido de celulosa y lignina, así como la disponibilidad del material (García, 2007). Algunos de los materiales en los que se han encontrado buenos resultados en cuanto a eficiencia de depuración del AR son, entre otros, la fibra de coco (*Cocos nucifera*), el bagazo de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*), el tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*), la jacaranda (*Jacarandamimosifolia*) el cazahuate (*Ipomea wolcottiana*), la fibra de bagazo de agave (*Agave tequilana*), cáscara de nuez (*Carya illinoensis*) entre otros (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a, 2007).

3.3 Duración del material orgánico filtrante

El material de empaque orgánico en un sistema de biofiltración es atacado por diferentes agentes que lo degradan y desintegran, disminuyendo su tiempo de vida útil dentro del reactor. Los principales agentes que influyen sobre la vida útil del material orgánico son la carga hidráulica y orgánica, la composición del AR, la estructura y la composición del material filtrante (Garzón-Zúñiga, 2001; Saliling *et al.*, 2007; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).

Cuando se aumenta la carga hidráulica aplicada al biofiltro y por lo tanto, hay un mayor flujo del AR, las fuerzas de corte o cizallamiento sobre el empaque son mayores. Estas fuerzas causan desprendimientos de la biopelícula, así como de las capas más superficiales del empaque orgánico. Esta desintegración del material reduce el área superficial para el desarrollo de los microorganismos, por lo cual se disminuye la eficiencia del sistema (Gray, 2004).

Aumentos en la carga orgánica generan una mayor actividad microbiológica, originando un mayor crecimiento y desarrollo de la biopelícula sobre el empaque orgánico. El desarrollo y la adhesión de más microorganismos al empaque es favorecido, por la degradación de los nutrientes que presentan los materiales orgánicos, lo que reduce la estabilidad estructural del empaque (Cohen, 2001; Gray, 2004). Por otra parte, bajas cargas orgánicas también pueden favorecer la degradación del material orgánico, se ha observado que en baja disponibilidad de sustrato, los microorganismos pueden recurrir a la degradación del material orgánico para obtener los nutrientes que necesitan para sobrevivir (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).

El influente en ocasiones puede contener compuestos oxidantes como H_2O_2 o NH_2Cl , que afectan la estabilidad química del empaque. La superficie adsorbente del material filtrante orgánico, descompone el Cl_2 y otros oxidantes por reacciones redox, pero esto conlleva a un deterioro estructural del empaque. Adicionalmente, el Cl_2 puede reaccionar con diferentes compuestos orgánicos adsorbidos por el empaque, como son compuestos fenólicos y anilinas que forman sustancias orgánicas cloradas (Urfer *et al.*, 1997).

La estructura porosa y escamosa de algunos materiales de empaque orgánicos, presentan áreas irregulares que proveen de una gran variedad de espacios para que haya un buen desarrollo de los microorganismos, lo que conlleva a la degradación del material ya comentada. Cuando el empaque empieza a desintegrarse, los espacios vacíos que hay entre los granos del empaque, se comienzan a obstruir gradualmente con las partículas desprendidas que provocan pérdida de carga (Gray, 2004).

La presencia de las estructuras de soporte del material orgánico, como son la lignina, hemicelulosa y celulosa confieren dureza, resistencia y rigidez al material de empaque. Materiales de empaque que presenten una relación porcentual lignina/celulosa de 50/50 o 40/60, tienden a ser más resistentes a las fuerzas de corte y a la degradación por parte de los microorganismos, por lo que tienen una mayor duración dentro del sistema (García, 2007). La pérdida o degradación de estos componentes celulares, aceleran la degradación del tejido vegetal, reduciendo la vida útil del empaque (Saliling *et al.*, 2007).

Estudios realizados en México, han reportado que algunos materiales de empaque orgánicos, como son los trozos de algunas maderas tropicales y coníferas duran entre tres y cinco años. Después de este tiempo se presenta una compactación importante del lecho filtrante, generando taponamientos y mal funcionamiento del biofiltro (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011). Transcurrido este tiempo se retira el material del reactor y se reemplaza con más material. El empaque extraído de un biofiltro se puede utilizar para hacer composta, para posteriormente ser reutilizado como mejorador de suelos agrícolas (Buelna, 1994; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008).

3.4 Problemática de la vida útil de los materiales orgánicos de empaque

Como se mencionó en la sección anterior, los materiales de empaque orgánico tienen un periodo de vida útil dentro del biofiltro, que es mucho menor en comparación al de los materiales inorgánicos, que pueden llegar a tener tiempos de vida útil de hasta 50 años (Gray, 2004). La menor durabilidad de estos materiales orgánicos, provoca que tengan que cambiarse con mayor frecuencia del biofiltro.

Por lo tanto una limitante de esta tecnología es la frecuencia de recambio del medio filtrante, que involucra el aprovisionamiento del material orgánico, la elaboración del material filtrante y el recambio del mismo dentro del reactor. Todo lo cual implica la realización de actividades con costos asociados. Tales costos podrían minimizarse, si se logra aumentar la vida útil de los empaques orgánicos. Teniendo en cuenta que se ha observado, que a mayor tamaño de partícula el tiempo de vida útil es mayor, pero la eficiencia del tratamiento (calidad del agua) disminuye y viceversa (Garzón-Zúñiga, com. pers.); se pretende en el presente trabajo encontrar el punto medio (granulometría) que permita tener el mayor tamaño de partícula (mayor vida útil), asegurando una buena eficiencia de remoción (calidad del efluente).

4. OBJETIVO

Evaluar el efecto de tres tamaños diferentes de material de empaque orgánico, sobre el desempeño de un sistema biofiltración.

4.1 Objetivos específicos

- 1) Determinar el tamaño de partícula entre 7 y 22 cm de largo, en donde ya no es eficiente la retención de contaminantes por procesos físicos de filtración (tamaño límite).
- 2) Seleccionar para el estudio tres diferentes tamaños de partícula, tomando en cuenta los tamaños utilizados actualmente reportados en la literatura y el tamaño de partícula determinado en el punto anterior.
- 3) Diseñar, construir e iniciar la operación de los reactores experimentales (biofiltros).
- 4) Estabilizar los biofiltros empacados con cada uno de los tamaños de partícula seleccionados, aplicando las mismas condiciones de carga hidráulica y orgánica a los tres sistemas.
- 5) Evaluar dos cargas hidráulicas superficiales diferentes.
- 6) Aplicar dos métodos para estimar el TRH de los sistemas.

5. ALCANCES

- Evaluar el efecto de tres tamaños de partícula del material de empaque, sobre el desempeño de un sistema de biofiltración que utiliza material de empaque orgánico, para el tratamiento de aguas residuales municipales.
- Utilizar un material de empaque orgánico, previamente identificado y utilizado en sistemas de biofiltración, a nivel laboratorio y a escala real que ha demostrado una vida útil de 4 años.
- Encontrar el tamaño de partícula con la menor capacidad de remoción de contaminantes (tamaño límite) y a partir de este tamaño, establecer el intervalo de selección de las partículas experimentales.
- Utilizar agua residual municipal real, procedente de un conjunto habitacional.
- La etapa experimental consideró una duración menor de 1 año, por lo que no se realizó el seguimiento del biofiltro hasta la totalidad de la vida útil. Por lo tanto, se espera que la degradación del empaque obtenida sea mínima a lo largo de la fase experimental.
- Aplicar dos técnicas para evaluar el TRH de los sistemas; una con un método de llenado y vaciado de la columna de filtración (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003) y otra mediante el uso de un trazador.

6. METODOLOGÍA

6.1 Planteamiento metodológico

En la figura 1 se esquematiza el procedimiento metodológico que se siguió durante la etapa experimental del trabajo.

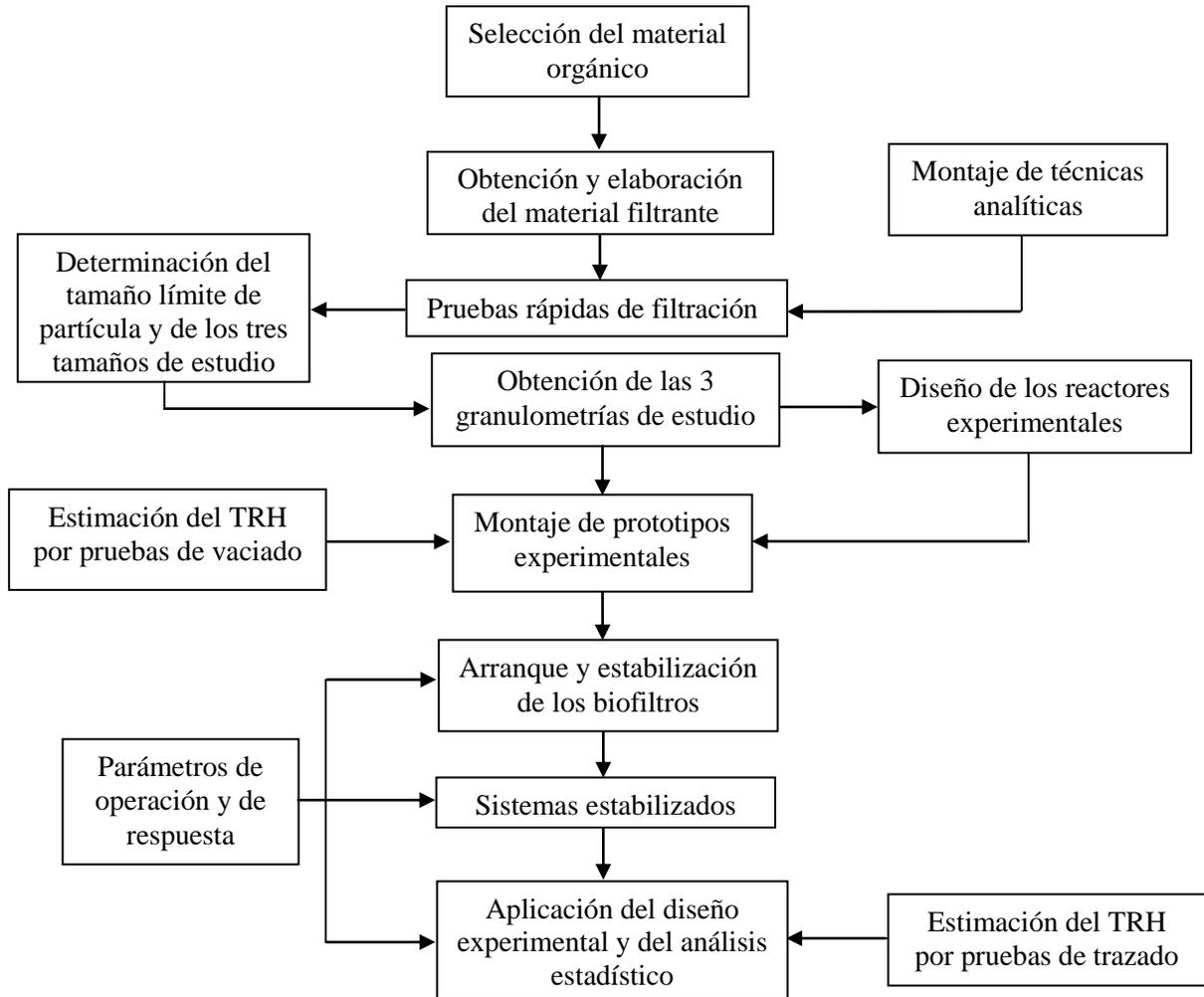


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología realizada en la etapa experimental.

6.2 Material filtrante

6.2.1 Selección del material orgánico

Se utilizó un material orgánico de empaque que previamente ha sido evaluado y seleccionado como adecuado para la biofiltración, a través de análisis realizados en columnas de 1.8 m de altura y de 0.15 m de diámetro interno (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a, 2008; García, 2007). Los criterios de selección del material de empaque fueron los siguientes:

- 1) pH
- 2) Conductividad eléctrica
- 3) Pérdida de carga hidráulica
- 4) Contenido de celulosa y lignina
- 5) Porosidad

Además de ser un material orgánico abundante en las zonas urbanas de Morelos, de fácil obtención por ser un material de desecho, ya que se utilizan los residuos de las podas de jardines y áreas verdes públicas.

El material de empaque que presenta estas características son los trozos del árbol jacaranda (*Jacarandamimosifolia*). Los lixiviados de este material presentan valores de pH cercanos a 7.5 en inicios de la operación y de entre 7.5 a 8 después de la operación del biofiltro. Con estos valores de pH se mantiene una buena actividad microbiológica (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a; García, 2007).

La conductividad eléctrica de los lixiviados de la jacaranda, utilizando como influente agua limpia (valores entre 0.2 a 0.5 mS·cm⁻¹), tiene un valor promedio de 0.29 mS·cm⁻¹ durante toda la operación. Estos resultados de conductividad eléctrica, no representan un problema vital para que los microorganismos se puedan establecer en el material orgánico (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a; García, 2007).

En cuanto a la resistencia del medio filtrante a ser atravesado por los fluidos; la cual es medida como el aumento de la presión en un manómetro, se identifica como pérdida de carga hidráulica. La jacaranda no presenta pérdida de carga al inicio de la operación, debido a que presenta una elevada porosidad ($\geq 80\%$). Esta porosidad está dada por el tamaño de las partículas del material, que a partir de 2.1 cm de largo y 0.5 de ancho permiten la existencia de un gran cantidad de espacios vacíos por donde circulan los fluidos (agua y aire), permitiendo una buena conductividad hidráulica (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a; García, 2007).

Con respecto al contenido de celulosa y lignina, la jacaranda tiene un 40.6% de lignina y de 59.4% de celulosa. Esta relación confiere rigidez, dureza y una mayor resistencia al desgaste. Además, con los valores de porosidad del material de empaque, puede presentarse un buen crecimiento y desarrollo de microorganismos (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a).

6.2.2 Elaboración del material filtrante

La obtención del material orgánico (ramas de jacaranda) fue a través de las podas realizadas de esta especie en los jardines del IMTA y de las áreas verdes de los municipios de Cuernavaca y Jiutepec. Las ramas recolectadas se dejaron secar al sol, para después ser trituradas una o hasta dos veces de ser necesario. Una vez triturado el material, se tamizó para obtener las diferentes granulometrías a utilizar (ver detalles en la sección 6.4).

6.3 Pruebas rápidas de filtración para determinar los tamaños de partícula a utilizar

En un sistema de biofiltración sobre lecho orgánico, ocurren dos procesos diferentes durante el tratamiento de un AR; la retención y la degradación (transformación) de los contaminantes.

La retención está relacionada con la filtración y por lo tanto con el tamaño de partícula del empaque. Por ello el objetivo de estas pruebas iniciales o rápidas de filtración, es determinar el tamaño de partícula en donde los espacios vacíos del empaque, son tan grandes que ya no permiten retener los contaminantes para su posterior transformación, siendo este el tamaño límite que ya no es adecuado.

En estas pruebas rápidas se utilizaron cuatro biofiltros de plástico con un volumen de 130 L, cada biofiltro fue empacado con una de las cuatro granulometrías a probar (de 7 a 10 cm, de 11 a 14 cm, de 15 a 17 cm y de 18 a 22 cm de largo). La configuración de los biofiltros consistió de dos capas de material, la primera de ellas es de 5 cm de grava ubicada al fondo de los mismos y, la segunda capa conformada de 60 cm del material de empaque (trozos de jacaranda). Cada biofiltro empacado tiene un área superficial de 0.22 m².

El influente del AR se aplicó continuamente por la parte superior de los biofiltros, por medio de goteo con la ayuda de bombas peristálticas. El AR fue recibida por un sistema distribuidor de PVC en forma de cruz, que se encuentra fijo a la parte superior del reactor, con el objetivo de tener una alimentación homogénea sobre el material de empaque. El efluente se recolecta de una tubería de salida ubicada en la parte inferior del biofiltro.

El AR utilizada en las pruebas, fue una mezcla de AR proveniente del influente de la PTAR del IMTA y de AR agroindustrial, proveniente del influente de una granja porcícola. El agua preparada se ajustó para tener una concentración aproximada de 1100 mg·L⁻¹ de SST. Las constantes de operación para todos los biofiltros, fue el AR alimentada, así como la carga hidráulica superficial (0.35 m³·m⁻²·d⁻¹). Los cuatro biofiltros se operaron por 21 días.

Para la determinación del tamaño límite, se evaluó la capacidad de retención de contaminantes en los cuatro diferentes intervalos de granulometrías (7 a 10 cm, de 11 a 14 cm, de 15 a 17 cm y de 18 a 22 cm), a través del análisis de un pequeño grupo de parámetros seleccionados: 1) sólidos suspendidos totales (SST), 2) coliformes fecales (CF), 3) DBO₅, 4) color y 5) turbiedad. La tabla 3 muestra la frecuencia y las técnicas de análisis utilizadas para el análisis de dichos parámetros (APHA-AWWW-WPCF, 2005).

Tabla 3. Técnicas analíticas para la evaluación de los parámetros en las pruebas rápidas.

Parámetro	Método / equipo	Técnica	Frecuencia
SST (mg·L ⁻¹)	Gravimétrico	Método estándar 2540 D	2 veces a la semana
CF (Log NMP·100 mL ⁻¹)	Tubos múltiples de fermentación	Método estándar 9221 A	2 veces durante la prueba
DBO (mg·L ⁻¹)	Incubación por diluciones	Método estándar 5210 B	1 vez durante la prueba
Color (U PtCo)	Espectrofotómetro	Método estándar 2120 C	2 veces a la semana
Turbiedad (UTN)	Espectrofotómetro	Método estándar 2130 B	2 veces a la semana

Una vez determinado el tamaño límite (el que presentó la menor capacidad de retención de contaminantes), se establecieron los tres tamaños de partículas a estudiar. La selección de las granulometrías, se realizó dentro del intervalo entre el tamaño límite de partícula previamente determinado y la granulometría que se utiliza actualmente en biofiltros a escala real, que es de partículas de hasta 5 cm de largo (Saliling *et al.*, 2007; Buelna *et al.*, 2008), para ser utilizados en la etapa experimental de este trabajo de investigación.

6.4 Obtención y caracterización de granulometrías experimentales

Para la obtención de los tres diferentes tamaños de partículas experimentales, definidos a partir de los resultados obtenidos en las pruebas rápidas de filtración, el material orgánico triturado fue tamizado manualmente con tamices de aberturas de malla de $\frac{1}{2}$ " y 1". El criterio de selección de las partículas fue el largo de las mismas (figura 2).

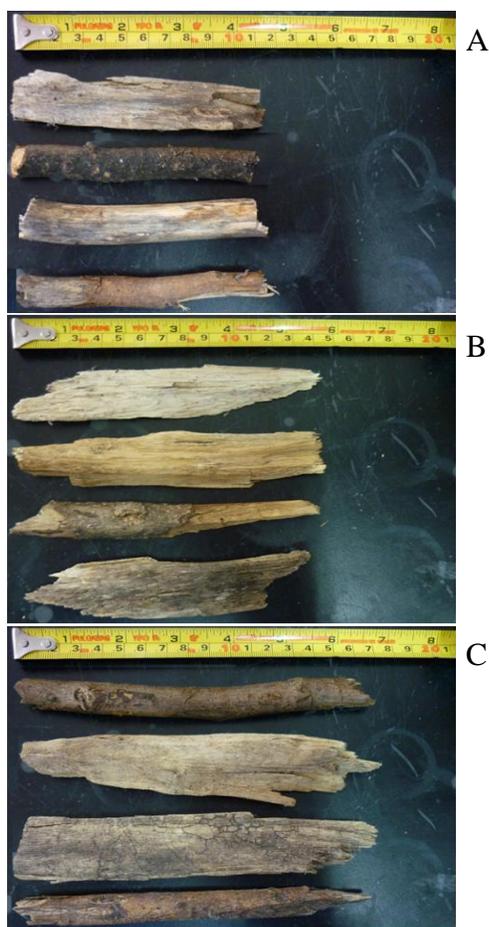


Figura 2. Fotografía comparativa del tamaño de las tres partículas experimentales (10 a 12 cm, A; 13 a 15 cm, B; 16 a 18 cm, C).

En la etapa de tamizado del material orgánico, la fracción de partículas que no atravesaron el tamiz de 1" correspondió al tamaño de partícula experimental mayor (16 a 18 cm). El material orgánico que consiguió atravesar el tamiz de 1", pero no atravesó el tamiz de ½", correspondió al tamaño de partícula de 13 a 15 cm de largo. Por último, la fracción de material orgánico que logró atravesar la abertura de malla de ½", correspondió al tamaño de partícula experimental de 10 a 12 cm (figura 2). Posterior a la etapa de tamizado, se realizó una inspección visual de los tres intervalos de tamaño de las partículas experimentales, con la finalidad de asegurar que las partículas se encontraran dentro del intervalo de tamaño correspondiente.

En la figura 2 se muestran los tres diferentes tamaños de partículas experimentales. La forma de las astillas es irregular, sin embargo se consideran como partículas rectangulares, por lo tanto es posible obtener tres medidas de ellas; largo, ancho y grueso. Para conocer la distribución de tamaños de las partículas después de la trituración del material orgánico, se procedió a medir las astillas tomadas de una muestra de 200 partículas recolectadas aleatoriamente.

6.5 Diseño de los reactores experimentales

A partir de las tres granulometrías seleccionadas para ser evaluadas experimentalmente, se dimensionaron las columnas de biofiltración. Para dimensionar cada reactor, se utilizó una relación tamaño del empaque - diámetro de la columna. Estas relaciones, tamaño del empaque - diámetro del reactor, se han sugerido en la literatura para asegurar que en las pruebas, no se presente un efecto de pared, el cual consiste en que el AR escurre por la pared de la columna, generando cortos circuitos en el sistema.

Las relaciones que se reportan para filtros empacados con medios inorgánicos como arena, para procesos de potabilización de agua o para procesos de pulimento después de un sistema biológico de tratamiento de AR, pueden ir desde 10 o hasta 50 veces el tamaño del empaque con respecto al diámetro del reactor. Cabe mencionar que, los estudios que evalúan el efecto de esta relación sobre el desempeño de los sistemas son escasos, y están enfocados al diseño de filtros de arena y de biofiltros a escala piloto (Lang *et al.*, 1993; Metcalfy Eddy, 1996, 2003).

Además en dichos estudios, los parámetros de respuesta utilizados para evaluar la validez del diseño de los filtros son básicamente el color, la turbiedad y la pérdida de carga debido a que son sistemas de pulimento de efluentes (Metcalfy Eddy, 1996, 2003; Trussell y Chang, 1999). Sin embargo, en el caso de los biofiltros sobre material orgánico que tratan aguas residuales municipales, los parámetros de respuesta utilizados para evaluar la eficiencia del sistema, son diferentes puesto que son sistemas biológicos de tratamiento secundario. Por lo tanto, la recomendación de la literatura para la aplicación de la relación tamaño del empaque - diámetro del reactor, parece poco adecuada para los biofiltros empacados con materiales orgánicos.

Por otra parte, el efecto de pared no es significativo en cuanto a la eficiencia de remoción de la DQO y SST en sistemas de biofiltración para relaciones de partícula - diámetro del reactor mucho menores a las recomendadas para filtros empacados con medios inorgánicos (50 veces). Ya que con tamaños de empaque cuatro veces menor, para el largo de la partícula o de 11 a 19 veces menor para el ancho de la partícula, se obtienen buenas eficiencias de remoción de la DQO ($\geq 89\%$) y de SST ($\geq 92\%$); tal y como se muestra en la tabla 4.

Tabla 4. Características de los diferentes empaques orgánicos y su relación con el diámetro del reactor.

Material	Granulometría (cm)		Diámetro del reactor (cm)	Relación		Remoción (%)		Referencia
	Largo	Ancho		Largo	Ancho	DQO	SST	
Tabachín	2.4	0.5	15.2	0.15: 1	0.032: 1	82	-	Garzón-Zúñiga <i>et al.</i> , 2005a, 2007
	2.4	0.5	9.5	0.25: 1	0.052: 1	89.2	99	
Jacaranda	2.1	0.5	15.2	0.13: 1	0.032: 1	94.1	-	
Casahuate	2.5	0.6	15.2	0.16: 1	0.039: 1	86.5	-	
	3.6	0.6	9.5	0.37: 1	0.039: 1	89	-	
Ficus	5.7	0.8	9.5	0.6: 1	0.084: 1	89	92	
	6.5	1.5	9.5	0.68: 1	0.15: 1	71	79	

El dimensionamiento y la posterior construcción de los reactores experimentales, se realizó tomando en consideración el tamaño de las partículas experimentales, para definir sólo el diámetro del reactor. Mientras que el resto de características de las columnas (como la altura y el grosor de pared), se ajustaron a las especificaciones del fabricante.

6.6 Construcción y montaje de los biofiltros

Se fabricaron tres reactores cilíndricos de acrílico con un grosor de pared de 5 mm colocados en posición vertical. Un reactor de 33 cm de diámetro, empacado con la granulometría de 10 a 12 cm y 90 cm de altura total; uno de 36 cm de diámetro empacado con la granulometría de 13 a 15 cm y 90 cm de altura total. El tercer reactor de 50 cm de diámetro, se empacó con la granulometría de 16 a 18 cm y tiene 115 cm de altura total. Cada biofiltro está soportado en una estructura de aluminio, la cual se encuentra fija al suelo. Los biofiltros cuentan con una salida lateral, para la introducción del aire. Así mismo, se tiene una salida inferior por donde el efluente es recolectado. Las entradas de aire en los biofiltros chico y mediano, se localizan a 10 cm de altura de la base de acrílico y en el biofiltro grande a 20 cm.

Los tres prototipos experimentales fueron montados dentro de las instalaciones de la planta piloto del IMTA. Cada columna de biofiltración, se empacó con un intervalo de tamaño de las granulometrías seleccionadas. Para ello, el material de cada tamaño se humedeció al 65% antes de ser empacado, para corroborar que el porcentaje de humedad es el adecuado, se realiza una prueba tomando una muestra del material filtrante y se aprieta con los puños, si escurren unas cuantas gotas se cumple con el criterio (Garzón-Zúñiga, 2001).

Los biofiltros están formados de dos capas (figura 3); La capa inferior es de grava (retenida por el tamiz de malla ½ pulgada), la cual soporta el lecho orgánico y permite una buena distribución del aire. La capa superior está formada por trozos de madera, la cual corresponde a la capa del material orgánico filtrante (con cada granulometría seleccionada) (Buelna, 1994; García, 2007). La altura de esta capa en los tres sistemas es de 75 cm. El AR (influyente) se introduce por el extremo superior del prototipo, infiltrándose y fluyendo hacia el extremo inferior del mismo, para ser recolectada por una manguera que sirve para desaguar el efluente tratado (García, 2007; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008).

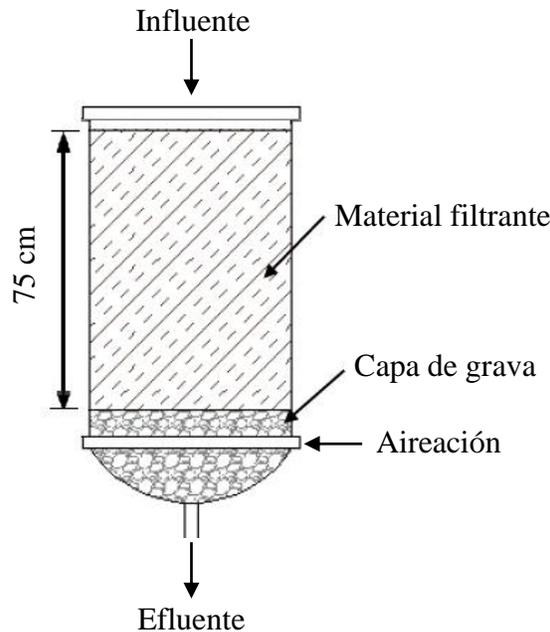


Figura 3. Esquema de los prototipos experimentales. Modificado de Cervantes (2009).

6.7 Estimación del TRH

En los sistemas de biofiltración con empaques orgánicos a escala laboratorio existen dos técnicas para estimar el TRH (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003). La primera es utilizando trazadores, la cual tiene la particularidad de proporcionar información para sólo un caudal de alimentación, es decir, se debe realizar una prueba para cada caudal que se aplique. La segunda técnica, se realiza calculando el contenido de agua presente en el lecho filtrante a diferentes velocidades de filtración. Con esta información se elabora una gráfica, que permite hacer una extrapolación dependiendo del caudal de alimentación que se aplique al biofiltro. Con la curva obtenida se puede estimar el TRH, para diferentes caudales que se pretendan aplicar.

Las pruebas de trazado se realizaron sólo para estimar el TRH de los biofiltros, por lo que la revisión del comportamiento hidráulico y de mezclado de los reactores, se encuentra fuera de los alcances de este trabajo. Para estas pruebas se utilizó el método experimental estímulo-respuesta, que consiste en la inyección (estímulo) del trazador al biofiltro. El tiempo que tarda el trazador en salir con el efluente (respuesta), se determina con la recolección de una serie de muestras en un tiempo determinado, o por la medición de la aparición del trazador usando métodos instrumentales (Metcalf y Eddy, 2003).

El trazador seleccionado para todas las pruebas fue el NaCl. Este trazador ha sido reportado como una sustancia que no se adsorbe / absorbe, en otros materiales orgánicos de empaque y además es ampliamente utilizado. Así mismo, es un trazador estable bajo las condiciones aplicadas durante los experimentos, como fueron la temperatura del AR y la aireación aplicada a los sistemas (Karamanev *et al.*, 1994). Se realizó una prueba preliminar de trazado (ver anexo III), con la cual se puso a punto la técnica y a partir de los resultados obtenidos, se siguió el siguiente procedimiento:

Previamente a la prueba de trazado, los biofiltros fueron saturados con el trazador con la finalidad de disminuir su posible adsorción. Los tres biofiltros se alimentaron continuamente, con el AR problema y con una concentración de $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl por ocho días seguidos. Posterior a la saturación del material de empaque en los tres sistemas, se inyectó el trazador a una concentración de $2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. La inyección se realizó en pulso (tipo C), con la ayuda de bombas peristálticas ajustadas al caudal correspondiente para alimentar la CHS de la primera etapa experimental ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) de cada biofiltro. El volumen del pulso inyectado a cada biofiltro correspondió al 1% del volumen total de la columna.

La prueba de trazado duró 48 horas, tiempo en el cual se mantuvo la tasa de aireación ($1 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$). Durante el tiempo de la prueba, se tomaron 25 mL de muestra a diferentes tiempos (cada 20 minutos las dos primeras horas, después cada hora por nueve horas, una muestra 10 horas después, seis muestras cada dos horas y por último una muestra después de 15 horas) a la salida de cada reactor. Para todas las muestras recolectadas durante la prueba, se determinó la conductividad con un conductímetro Hach sension156 con un límite de detección de $0.01 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Una vez obtenidos los datos de las pruebas de trazado, se procedió a su interpretación matemática. Para ello, se requirió conocer el tiempo de toma de las muestras ($T_{i1}, T_{i2}...$) después de la inyección del trazador (T_i) en horas, el TRH (T_d) calculado a partir del volumen del reactor empacado con MF entre el caudal aplicado en horas, la conductividad del trazador en el efluente (C_i) al tiempo T_i en $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ y la conductividad inicial del trazador (C_0) en $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Smith, 1981; Show y Tay, 1999).

Asumiendo condiciones ideales de flujo pistón, el trazador no debe aparecer en el efluente hasta $T_i = T_d$ y debe existir en una respuesta igual a la concentración de entrada al reactor ($C_i/C_0 = 1$). Bajo condiciones ideales de mezcla completa, C_i debe igualar C_0 instantáneamente ($T_i = 0$) después de la entrada del trazador. Variaciones de estos dos extremos, reflejan grados intermedios de dispersión en el reactor. Por lo tanto, las curvas de respuesta del trazador se analizaron por el TRH medio (t_g), el cual se puede calcular con la ecuación (1) (Show y Tay, 1999):

$$t_g = \frac{\sum(T_i C_i dt_i)}{\sum C_i dt_i} \quad (1)$$

Donde:

t_g = la localización del centro de gravedad de la curva.

dt_i = intervalo de tiempo en horas entre muestras sucesivas.

El método del cálculo del contenido de agua en el lecho filtrante (pruebas de vaciado), consiste en inundar el reactor para después drenar el agua y medir el volumen acumulado a diferentes intervalos de tiempo. El procedimiento para la determinación del TRH a partir de esta técnica se resume en el anexo I.

La estimación del TRH mediante el cálculo del contenido de agua presente en el lecho filtrante (pruebas de vaciado), se realizó antes de arrancar los sistemas experimentales. Por otro lado, la estimación del TRH a partir de la prueba de trazado, se realizó al concluir la primera etapa experimental. El t_g determinado en cada uno de los biofiltros a partir de las pruebas de trazado, fue comparado con el TRH calculado a partir de las pruebas de vaciado.

6.8 Arranque y estabilización de los biofiltros

En la etapa de arranque y estabilización de los biofiltros, se procedió a alimentar los sistemas directamente con el AR a utilizar, no se aplicó inóculo puesto que se ha observado que en este tipo de sistema no es necesario (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008). La carga hidráulica superficial (CHS) aplicada a los biofiltros durante esta etapa fue de $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, de acuerdo a los parámetros de operación presentados por Garzón-Zúñiga *et al.* (2005a), para biofiltros a escala laboratorio empacados con astillas de maderapara el tratamiento de AR municipal. Los caudales aplicados a los biofiltros para mantener la CHS fueron de $25.7 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ para el biofiltro empacado con el tamaño de partícula chico, $29.6 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ para el biofiltro empacado con el tamaño de partícula mediana y $59.3 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ para el biofiltro empacado con el tamaño de partícula grande.

Se estableció que cuando los sistemas alcanzaran una remoción del 70% de la DQO y del 80% de N-NH_4^+ (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a), se consideraría que estaban estabilizados, para entonces pasar a la primera etapa experimental.

6.9 Alimentación de los biofiltros

El AR utilizada se obtuvo del influente de la PTAR “El Texcal” ubicada en el conjunto habitacional del mismo nombre, en el municipio de Jiutepec, Morelos. La tabla 5 resume las características del AR.

Tabla 5. Características del agua residual municipal de la PTAR “El Texcal” (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a).

Parámetro	Valor promedio
CF ($\text{NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$)	3.3 E^{+06}
CT ($\text{NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$)	2.3 E^{+07}
DBO ₅ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	277
DQO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	442
G y A ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	118
H.H. ($\text{H.H.} \cdot \text{L}^{-1}$)	10
N- NH_4^+ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	29
N-Total ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	77
pH	7
P- PO_4^{-3} ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	22
P-Total ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	24
SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	193
SSV ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	102
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23

El AR es recolectada del tanque de distribución de la PTAR una o dos veces por semana. Para lo cual, se llena un tanque de 500 L que se transporta de inmediato al IMTA, una vez ahí la alimentación a los biofiltros se realizó con las bombas peristálticas que se encuentran conectadas al tanque. Además se utilizó una bomba centrífuga conectada al tanque de alimentación, la cual sirvió para recircular el AR que no está siendo alimentada a los biofiltros, con el objetivo de evitar que las partículas suspendidas se sedimenten en el tanque. En la figura 4 se presenta un esquema del sistema experimental.

El AR que ingreso a los biofiltros, fue distribuida por un sistema en cruz similar al utilizado para la alimentación de los biofiltros en las pruebas rápidas de filtración. La alimentación de los tres sistemas, consiste en la aplicación del influente de manera continua por la parte superior de la columna de biofiltración. Los sistemas se alimentan con la ayuda de bombas peristálticas todos los días.

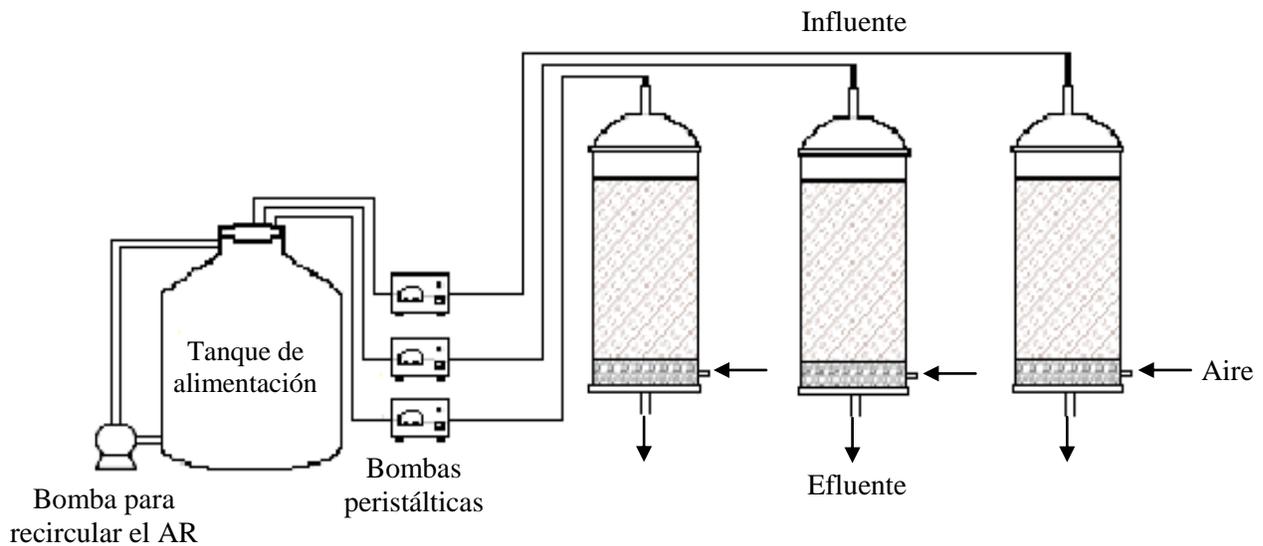


Figura 4. Diagrama del sistema experimental.

6.10 Parámetro de control experimental

El parámetro de control experimental fue la CHS, que son los m^3 de AR aplicada por m^2 de sección superficial del reactor al día. La CHS utilizada en la estabilización y primera etapa experimental fue de $0.3 m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, mientras que para la segunda etapa fue de $0.6 m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$.

6.11 Parámetros de respuesta

Los parámetros que se utilizaron para evaluar la eficiencia de remoción de los sistemas de biofiltración en cada fase experimental (tabla 6), fueron principalmente la materia orgánica medida como DBO ($mg \cdot L^{-1}$) y DQO ($mg \cdot L^{-1}$), nutrientes como el nitrógeno total Kjeldahl (NTK, $mg \cdot L^{-1}$), $N-NH_4^+$ ($mg \cdot L^{-1}$), $N-NO_3^-$ ($mg \cdot L^{-1}$), $P-PO_4^{3-}$ ($mg \cdot L^{-1}$). Los análisis de la DBO y de la DQO se realizaron de acuerdo a los métodos estándar para el análisis de agua potable y residual (APHA-AWWW-WPCF, 2005). Mientras que los análisis de los nutrientes se realizaron por espectrofotometría.

Adicionalmente se realizaron, con menor frecuencia, los siguientes análisis establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, coliformes fecales (CF, NMP·100 mL⁻¹), sólidos suspendidos totales (SST, mg·L⁻¹) y sólidos suspendidos volátiles (SSV, mg·L⁻¹) (tabla 6). Los análisis de SST, SSV y CF se realizaron de acuerdo a los métodos estándar para el análisis de agua potable y residual (APHA-AWWW-WPCF, 2005). Las muestras para el análisis de todos los parámetros, se tomaron a partir de un muestreo compuesto de 24 horas. Para conocer si la calidad del efluente de cada columna es aceptable, se comparó con los límites máximos permisibles de descarga de la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

Tabla 6. Métodos de análisis de aguas.

Parámetro	Método	Técnica analítica	Frecuencia
DBO	Incubación por diluciones durante 5 días	Método estándar 5210 B	1 vez a la semana
DQO	Espectrofotométrico	Método estándar 5220 D	3 veces a la semana
N-NH ₄ ⁺	Nessler (0.02 a 2.5 mg·L ⁻¹ N-NH ₄ ⁺)	Método Hach 8038*	3 veces a la semana
N-NO ₃ ⁻	Reducción de cadmio (0.4 a 30 mg·L ⁻¹ N-NO ₃ ⁻)	Método Hach 8039**	2 veces a la semana
NTK	Digestión y destilación	Método estándar 4500-Norg C	3 veces por etapa
P-PO ₄ ⁻³	Ácido ascórbico (0.02 a 2.5 mg·L ⁻¹ P-PO ₄ ⁻³)	Método Hach 8048***	2 veces a la semana
CF	Tubos múltiples de fermentación	Método estándar 9221 A	3 veces por etapa
SST y SSV	Gravimétrico	Método estándar 2540 D y E	2 veces por semana

* Adaptado del método estándar 4500-N-NH₄⁺ C ** Adaptado del método estándar 4500-N-NO₃⁻ E*** Adaptado del método estándar 4500-P E

6.12 Diseño experimental

Con la finalidad cumplir los objetivos planteados en este trabajo se aplicó el siguiente diseño experimental:

Se realizaron dos etapas experimentales, en cada una de ellas se probó una CHS diferente. Cada etapa tuvo una duración de aproximadamente 45 días.

Los parámetros que se mantuvieron constantes en los tres biofiltros y en cada fase experimental fueron: el origen del AR y la tasa de aireación. Mientras que la CHS fue la variable independiente del experimento.

1) El agua residual, fue del tipo doméstica proveniente del influente de la PTAR “El Texcal” del conjunto habitacional del mismo nombre. Este conjunto habitacional cuenta con aproximadamente 3000 casas y se ubica en el municipio de Jiutepec, Morelos.

2) La tasa de aireación, son los m^3 de aire aplicados por la parte inferior del biofiltro por m^2 de área transversal de reactor, por unidad de tiempo. La tasa de aireación aplicada a los biofiltros fue de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

En cada etapa experimental, para conocer si existe un efecto de la granulometría sobre la eficiencia de remoción de la DQO, N-NH_4^+ y SST en los biofiltros, se utilizó la prueba paramétrica análisis de varianza (ANOVA). Posterior al ANOVA, se realizaron comparaciones múltiples paramétricas utilizando la prueba a posteriori de Tukey (con un nivel de confianza del 95%), para determinar si existen diferencias significativas entre las granulometrías. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa estadístico R versión 2.13.2 (R Development Core Team, 2011).

6.13 Compactación de la cama filtrante

Para conocer el grado de compactación del lecho o cama filtrante en cada biofiltro, al inicio y al final de cada etapa experimental, se midió en centímetros la altura de cada columna de biofiltración (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a; García, 2007). El objetivo de evaluar la compactación de cada cama filtrante, es de conocer si el material orgánico de empaque se está degradando, puesto que en estos sistemas la compactación de la cama está en relación con el grado de degradación del empaque (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a).

7. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

7.1 Pruebas rápidas de filtración para la determinación de los tamaños de partícula

Los resultados obtenidos durante la operación de los biofiltros en las pruebas rápidas de filtración se resumen en la tabla 7.

Tabla 7. Valores promedio \pm desviación estándar de los contaminantes evaluados en las pruebas rápidas de filtración.

Parámetro	Influyente	Efluente de las granulometrías *			
		1	2	3	4
SST ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1164 \pm 118	73 \pm 19	90 \pm 12	93 \pm 17	97 \pm 21
CF ($\text{NMP}\cdot 100$ mL^{-1})	2.4 E $^{+04}$ \pm 2.1 E $^{+04}$	8.4 E $^{+03}$ \pm 1.3 E $^{+03}$	7.8 E $^{+03}$ \pm 2 E $^{+03}$	9.8 E $^{+03}$ \pm 3.2 E $^{+03}$	1.8 E $^{+04}$ \pm 4.2 E $^{+03}$
DBO ₅ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	128	85	97	90	111
Color (Pt-Co)	2056 \pm 1308	1729 \pm 262	1242 \pm 218	1670 \pm 498	1502 \pm 700
Turbiedad (UNT)	428 \pm 291	90 \pm 83	62 \pm 53	104 \pm 97	52 \pm 28

*1 (7 - 10 cm), 2 (11 - 14 cm), 3 (15 - 17 cm) y 4 (18 - 22 cm)

Para el caso de los SST, pese a que la concentración de entrada se intentó mantener cercana a 1100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, se presentaron picos de concentración. Estas variaciones de concentración, se debieron a las variaciones propias de la concentración de SST de los dos tipos de AR utilizadas para preparar el agua de alimentación. A pesar de que las remociones de SST fueron oscilantes en los cuatro biofiltros a lo largo de su operación (figura 5), los sistemas con las concentraciones más altas de SST de salida fueron el 3 (15 - 17 cm) y el 4 (18 - 22 cm). Mientras como era de esperarse, por tener los espacios vacíos más pequeños, la granulometría 1 (7 - 10 cm) presentó la mayor eficiencia de remoción de SST (94%).

La concentración de CF en el influente fue sólo de cuatro unidades logarítmicas, sin embargo la capacidad de remoción de CF en los cuatro biofiltros fue limitada durante estas pruebas. La cantidad de CF de salida en las granulometrías 1 a 3 tuvo un comportamiento similar, con una remoción de una unidad logarítmica de CF. En el caso de la granulometría 4, prácticamente, no hubo remoción de CF, lo cual puede deberse a que los espacios entre partículas son tan grandes que dificultan la retención de contaminantes como son las CF y los SST.

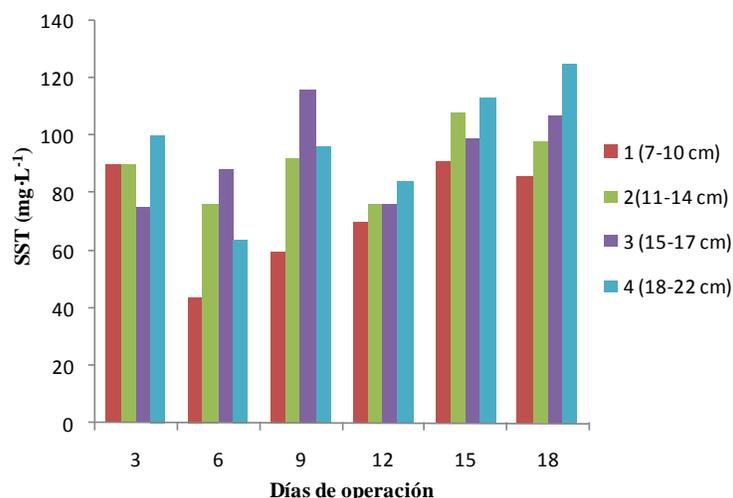


Figura 5. Comportamiento de los SST a la salida con respecto al tiempo de operación de los biofiltros (la concentración de SST en el influente fue de $1164 \pm 119 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

En cuanto al resultado de la DBO_5 , a pesar de que la concentración es menor de $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en el influente (figura 6), hay poca eficiencia de remoción en todas las granulometrías (entre 12% y 33%). El comportamiento de remoción de la DBO_5 , para las granulometrías de la 1 a la 3 fue similar. Mientras que la granulometría 4, presentó el valor más alto de la DBO_5 en el efluente (figura 6).

Estos resultados muestran que la colonización, crecimiento y desarrollo de las bacterias heterótrofas sobre el material de empaque fue lento, en comparación con otros estudios en donde la materia orgánica (medida como DBO_5), empieza a removerse después de aproximadamente 15 días de operación (Buelna y Bélanger, 1990; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011). Sin embargo, el desarrollo de biomasa fue aún menor en la granulometría 4, posiblemente debido a la menor área superficial disponible para el establecimiento de las bacterias, en comparación a las tres granulometrías de menor tamaño.

Para el color y la turbiedad, hasta el día 12 de operación los valores de los efluentes de casi todas las granulometrías, fueron mayores a los valores del influente (entre 50 y 200 UNT para la turbiedad y entre 1100 y 1500 Pt-Co para el color). Este efecto se puede atribuir al lavado del material orgánico, el cual consiste en el desprendimiento de ácidos húmicos generando lixiviados de color café que salen con los efluentes (Buelna y Bélanger, 1990).

El período más intenso del lavado del material dura entre 15 hasta 60 días (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a, 2008), sin embargo en estas pruebas a partir del día 11 de operación el lavado del material comenzó a disminuir, generando al final de las pruebas, remociones de color (hasta 40% para la granulometría 2) y de turbiedad (hasta 88% para la granulometría 4 y de 85% para la granulometría 2). En este sentido, la granulometría 1 presentó la menor eficiencia de remoción de color, debido a que al tener una mayor cantidad de material (debido al menor tamaño de sus partículas), el lavado de la mayoría del material tomara más tiempo que en los otros tres biofiltros.

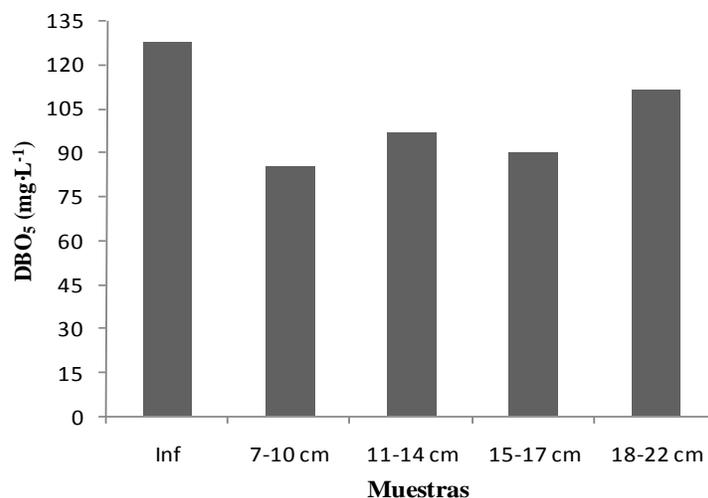


Figura 6. Comportamiento de la DBO₅ al día 17 de operación en las pruebas rápidas de filtración.

Considerando que el valor de los contaminantes en el influente es muy superior a los valores típicos de un AR municipal (Metcalf y Eddy, 2003), los cuatro biofiltros tienen un buen desempeño para la remoción de los SST y la turbiedad. No obstante, a partir de los resultados obtenidos en estas pruebas, se pudo observar que la granulometría 4, en general, presenta la menor capacidad de retención de los contaminantes evaluados.

Toda vez que la granulometría 4, fue la que presentó una menor eficiencia para diferentes parámetros como por ejemplo, DBO₅, CF y SST, además de que su comportamiento fue visiblemente diferente al de las otras granulometrías. Se consideró este intervalo como el límite, en el cual la retención de contaminantes por un proceso de biofiltración, ya no sería adecuada tratando AR municipales, en términos de alcanzar efluentes con la calidad necesaria para cumplir con la normatividad vigente. Fue así que el intervalo de selección de las granulometrías experimentales, se estableció entre 10 y 18 cm de largo.

Siendo 10 cm, un tamaño considerablemente mayor al utilizado actualmente en estos sistemas y 18 cm, el tamaño límite con la capacidad potencial de obtener efluentes que cumplan con los límites de descarga de la NOM-001-SEMARNAT (1996). Con base en esto, las tres granulometrías a probar en el presente trabajo son intervalos de: 10 a 12 cm, 13 a 15 cm y de 16 a 18 cm de largo.

7.2 Dimensionamiento de los reactores experimentales

El dimensionamiento de las columnas se realizó con la relación tamaño de partícula - diámetro del reactor, contra la eficiencia de remoción de la DQO y SST que se reportan en los trabajos de biofiltración realizados en el IMTA (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a, 2007). Con los resultados encontrados en los trabajos mencionados, se determinó que las relaciones que van de 0.25 a 0.6 veces el largo de la partícula con respecto al diámetro y de, 0.052 a 0.084 veces el ancho de la partícula con respecto al diámetro del reactor, se obtienen eficiencias de remoción de la DQO $\geq 89\%$ y para los SST de $\geq 92\%$.

Como se puede observar en la tabla 8, con los valores promedio del largo y del ancho de las tres granulometrías experimentales seleccionadas, se buscó que las relaciones generadas se encontraran dentro del intervalo encontrado en la literatura. Por ello, los reactores utilizados tuvieron un diámetro de 33, 36 y 50 cm para la granulometría chica (10 - 12 cm), mediana (13 - 15 cm) y grande (16 - 18 cm), respectivamente.

Tabla 8. Granulometrías del empaque y diámetros de los reactores experimentales.

Granulometría (cm)		Diámetro reactor (cm)		Relación	
Largo		Ancho		Largo / diámetro*	
Intervalo	Promedio	Intervalo	Promedio	0.25 - 0.6: 1	Ancho / diámetro**
				0.052 - 0.084: 1	
10 - 12	10.8	1.4 - 2.6	2.1	33	0.32: 1
13 - 15	13.7	1.5 - 2.4	1.9	36	0.38: 1
16 - 18	17.4	2 - 2.9	2.7	50	0.35: 1

* Relaciones largo de partícula/diámetro y **ancho de partícula/diámetro de reactor, con las cuales se reporta remociones de 89% para la DQO y de 92% de los SST (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a, 2007)

7.3 Granulometrías experimentales

La figura 7 muestra la distribución de tamaño de partícula para cada intervalo de granulometrías experimentales seleccionadas. En esta figura se puede observar que en el caso del largo, las partículas presentan una distribución sesgada hacia la izquierda, siendo los tamaños más frecuentes entre 6 y 11 cm, con una probabilidad de presencia de 53.5%. Es decir, poco más del 50% de las partículas cae dentro de este intervalo.

Para el ancho y el grueso, las partículas presentan una distribución normal, encontrándose con mayor frecuencia para el primer caso (ancho), tamaños entre 1.6 y 2.4 cm, con una probabilidad de presencia de 58%. Para el grueso se encuentran con mayor frecuencia las partículas de entre 0.7 y 1.2 cm, lo cual equivale al 61.5%.

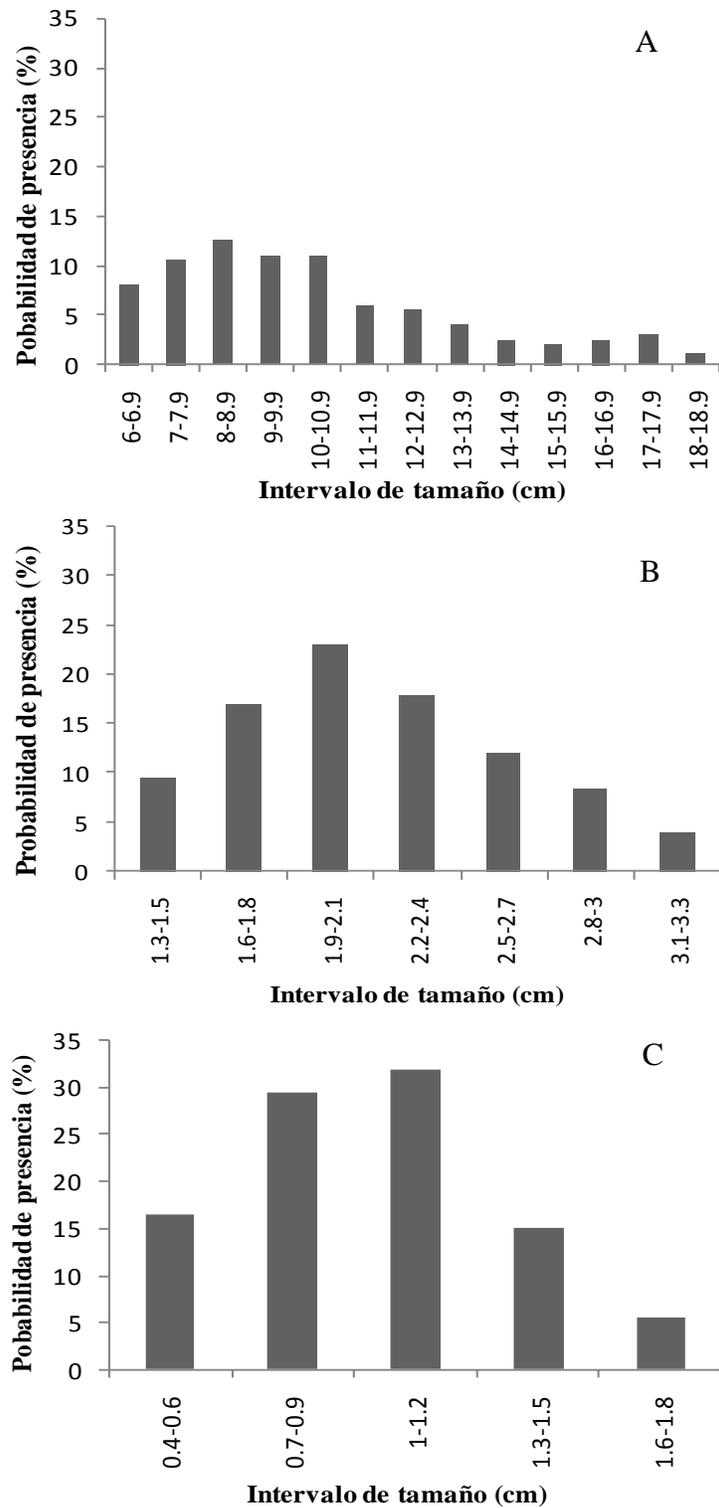


Figura 7. Distribución de tamaño (largo: A, ancho: B y grueso: C) de las partículas y su probabilidad de ocurrencia después de la etapa de tamizado con una abertura de malla de 1”.

7.4 Determinación de porosidad (en columna) y TRH

Al determinar la porosidad en el lecho orgánico y el TRH por vaciado de acuerdo a la metodología descrita por Garzón-Zúñiga *et al.* (2003), se obtuvieron los resultados que se presentan en la tabla 9. En esta tabla se aprecia que todas las granulometrías tienen una porosidad mayor al 80%. Para mantener la misma CHS de $0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, durante el arranque, estabilización y primera etapa experimental en los tres biofiltros se aplicaron diferentes caudales, debido a que cada biofiltro tiene diferente área superficial.

Los caudales aplicados a los sistemas se presentan en la tabla 9. A partir del caudal aplicado a cada biofiltro, el TRH por vaciado fue de 12.2, 7.3 y 1.3 h para el biofiltro empacado con la granulometría de 10 a 12 cm (BFC), para el biofiltro empacado con la granulometría de 13 a 15 cm (BFM) y para el biofiltro empacado con la granulometría de 16 a 18 cm (BFG), respectivamente.

Tabla 9. Porcentaje de porosidad, caudal y tiempo de residencia hidráulico por vaciado de cada biofiltro.

Biofiltro	Porosidad del empaque (%)	CHS	Estabilización y primera etapa	
			Q ($\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$)	TRH (h)
BFC (10 - 12 cm)	82.3	$0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	25.7	12.2
BFM (13 - 15 cm)	80.5	$0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	29.6	7.3
BFG (16 - 18 cm)	80.2	$0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	59.3	1.2

Las grandes diferencias entre el TRH por vaciado de los tres biofiltros, se pueden explicar debido a que a menor tamaño de partícula, el área superficial del material de empaque es mayor (Moore *et al.*, 2001; Delhoménie *et al.*, 2002). Además, la microporosidad es mayor en granulometrías más pequeñas debido, en parte, a que los materiales filtrantes tienen un mejor acomodo en el lecho. Por ello en granulometrías de menor tamaño, el AR que entra al sistema tiene que pasar por un mayor número de canales de menor tamaño, retardando el tiempo en que atraviesa el lecho filtrante.

Tiempo de residencia hidráulico medio (t_g)

En la figura 8 se presentan las curvas normalizadas de respuesta del trazador para los tres biofiltros. Estas curvas presentan gran altura y baja excentricidad, lo cual representa para estos sistemas, ser reactores con un comportamiento tendientes a flujo pistón (Alatorre, 2007). En estas curvas, se puede observar la aparición del trazador a la salida de los tres sistemas, poco después de la inyección del mismo (primera muestra a los 20 minutos). Por lo cual, los picos del trazador aparecieron en los efluentes mucho antes de lo previsto a partir del TRH por vaciado, siendo el t_g de 2.3, 2.5 y 0.5 h para el BFC, BFM y BFG respectivamente.

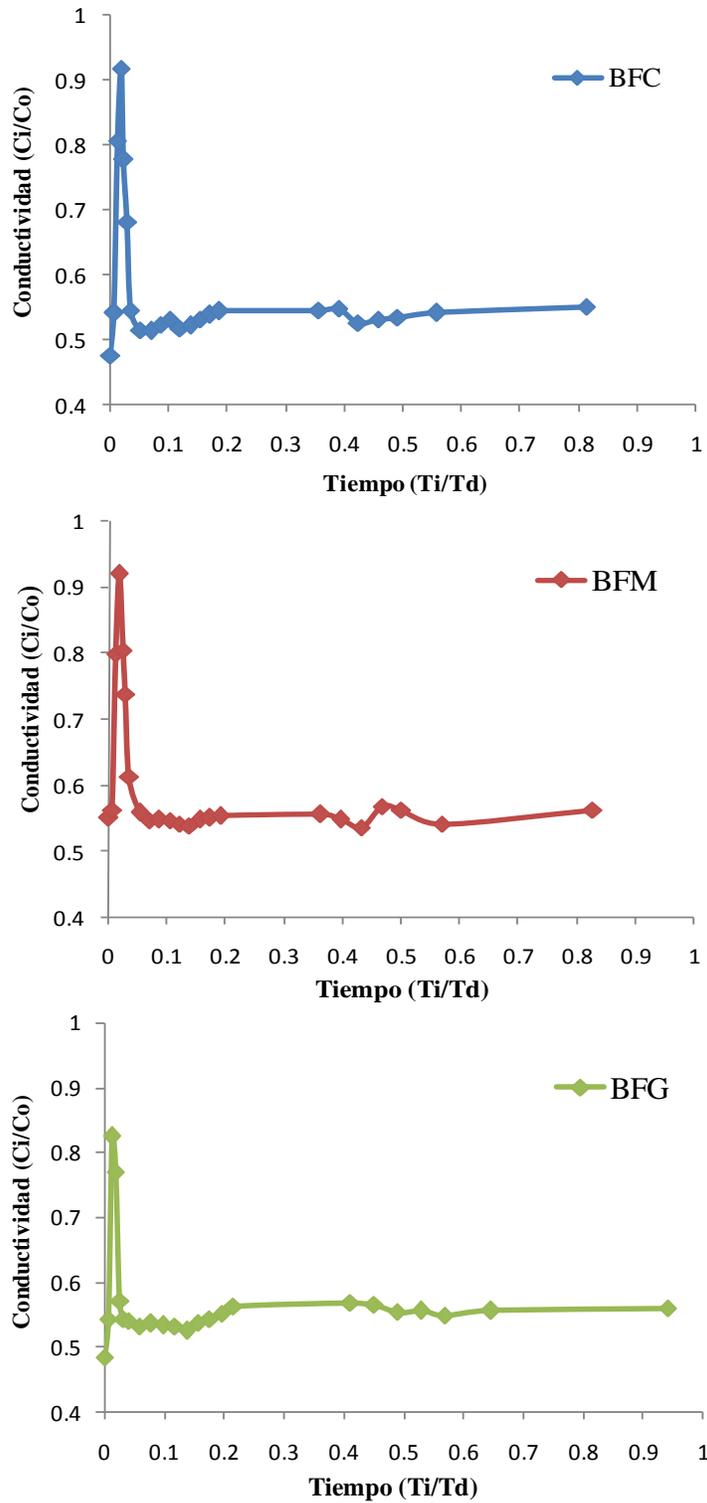


Figura 8. Curvas de respuesta del trazador para cada biofiltro. BFC = biofiltro empacado con la granulometría de 10 a 12 cm, BFM = biofiltro empacado con la granulometría de 13 a 15 cm y BFG = biofiltro empacado con la granulometría de 16 a 18 cm.

Al comparar estos valores de t_g con los TRH por vaciado, se observa la existencia de grandes diferencias (tabla 10). Estas diferencias son menores a medida que aumenta el tamaño de la granulometría del material de empaque.

Tabla 10. Tiempo de residencia hidráulico por vaciado y medio (t_g) para una CHS de $0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, el volumen, porcentaje de macro y microporosidad del lecho filtrante para los biofiltros y el porcentaje de recuperación del trazador.

Biofiltro	TRH por vaciado (h)	t_g (h)	Volumen del lecho filtrante (L)	Porosidad		Recuperación del trazador (%)
				Macroporos (%)	Microporos (%)	
BFC	12.2	2.3	64.1	68.3	31.7	89
BFM	7.3	2.5	74.2	75.7	24.3	94
BFG	1.2	0.5	127.6	86.6	13.4	87

Con la finalidad de hacer un análisis más detallado y de elucidar la causa de la divergencia entre el t_g y el TRH por vaciado, se hace a continuación una reflexión sobre la composición de la matriz del lecho filtrante de un biofiltro.

El lecho filtrante de un biofiltro empacado con materiales orgánicos en condiciones de operación, está compuesto del material orgánico filtrante y de espacios que pueden ser llenados con aire o agua. El empaque formado por trozos o astillas de madera, es una matriz muy compleja de material, con espacios de diferentes tamaños entre las partículas del lecho filtrante. De acuerdo con Garzón-Zúñiga *et al.* (2003), estos espacios se pueden clasificar en general, en tres tipos: microporos, macroporos y espacios capilares (figura 9).

Los microporos se localizan en el interior de las partículas de madera, pero se pueden exponer a la superficie del material, debido a las fuerzas de corte que actúan sobre el material. Los espacios capilares, corresponden a todo un tejido de pequeños canales que se forman entre las partículas más cercanas entre sí y con mejor acomodo dentro del reactor. Los macroporos serán todos los espacios de mayor tamaño, que se forman entre las partículas de material filtrante por donde el agua fluye más rápido. Por lo tanto, si los materiales filtrantes son de mayor tamaño, el acomodo es más irregular y se generan un mayor número de espacios vacíos o macroporos (Garzón-Zúñiga *et al.*,2003).

Si se toma en cuenta que los microporos del material y los espacios o canales capilares, se comportan de manera muy similar (en cuanto a la retención de humedad), se puede decir que ambos conforman la microporosidad del lecho.

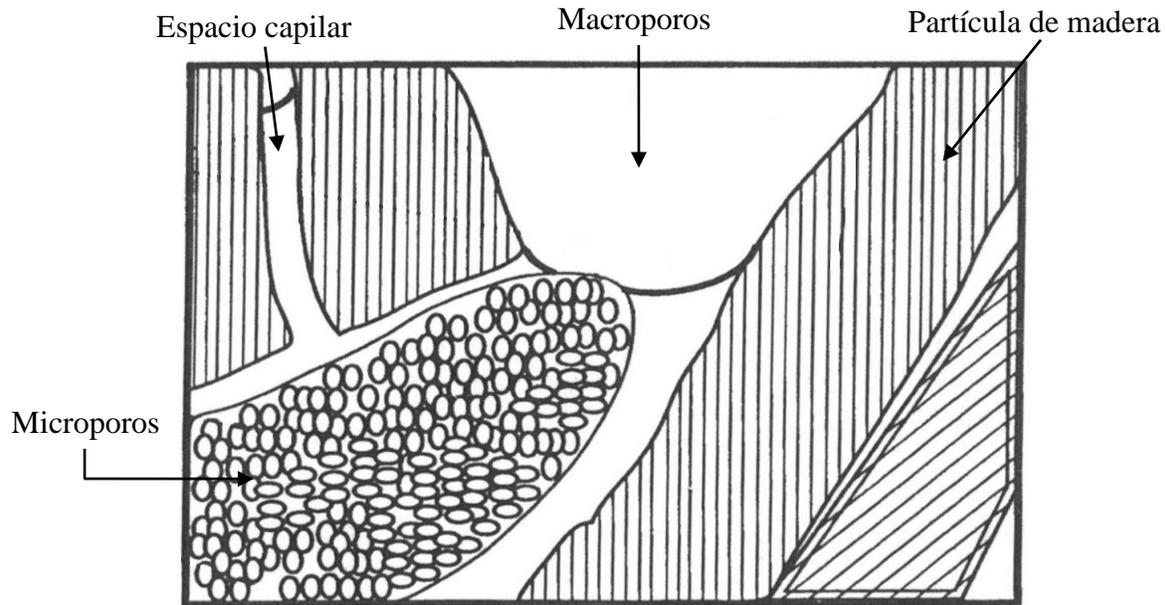


Figura 9. Esquema de los diferentes tipos de espacios presentes en el lecho filtrante orgánico. Modificado de Garzón-Zúñiga *et al.* (2003).

En la tabla 10 se muestra el TRH por vaciado, el TRH medio (t_g), el volumen, el porcentaje de macro y microporosidad del lecho filtrante para los tres biofiltros, así como el porcentaje del trazador recuperado. En ésta se puede observar que la macroporosidad, es directamente proporcional al tamaño de partícula y que la microporosidad, es inversamente proporcional al tamaño del empaque. Lo cual implica que a medida que aumenta la granulometría, se aumenta la velocidad del agua atravesando el lecho filtrante y, disminuye el porcentaje de agua retenida en los microporos y espacios capilares.

En el estudio realizado por Cervantes(2009), el biofiltro empacado con trozos de madera del árbol tabachín que se utilizó para el tratamiento de aguas residuales municipales, se operó con un CHS de $1.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. El TRH por vaciado del biofiltro fue de 9.7 h y las eficiencias de remoción de materia orgánica (medida como DQO) fueron de 75% y de los SST del 99%. El principal factor que influyó en el TRH fue la CHS aplicada al biofiltro, si ésta hubiera sido menor el TRH aumentaría, con lo cual la eficiencia de remoción de la materia orgánica se hubiera incrementado.

Cabe mencionar que para el cálculo del TRH por vaciado, las pruebas de vaciado se realizaron antes de arrancar los biofiltros, por lo cual no había presencia de biopelícula ni de sólidos suspendidos retenidos en el lecho filtrante. De haber realizado las pruebas de vaciado después de la estabilización de los reactores, dos situaciones diferentes pudieron haberse presentado en la estimación del TRH por vaciado.

1) La presencia de biopelícula y de sólidos, reducen el tamaño de los macroporos y de los espacios capilares, generando espacios vacíos más pequeños. Por lo anterior, el AR pasa por macroporos y espacios capilares de menor tamaño, con lo cual hay una disminución en la velocidad a la que el agua atraviesa el biofiltro. Es por ello, que si las pruebas de vaciado se hubieran realizado después de que los biofiltros estuvieran estabilizados, el cálculo del TRH por vaciado hubiera sido mayor al TRH que se presenta en la tabla 10.

2) Sin embargo, al realizar la estimación del TRH mediante las pruebas de vaciado, el parámetro de mayor influencia para el cálculo, es la velocidad a la que fluye el agua por los microporos y espacios capilares. Esta velocidad se relaciona directamente con los caudales que se aplican al sistema (CHS) y, si la superficie del empaque está en parte cubierta por biomasa; entonces lo que puede esperarse es que el agua no pase por los microporos y espacios capilares. Con ello, el agua que fluye por los macroporos (los cuales han reducido su espacio), puede moverse a una mayor velocidad de flujo que en los microporos y capilares. Por lo tanto, el efecto de la estimación del TRH sería el contrario, es decir, habría una disminución en el TRH por vaciado.

Debido a que las pruebas de vaciado y trazado se realizaron en diferentes momentos del experimento, es de esperarse que los resultados de las pruebas de trazado presenten un pequeño margen de variación. Por lo tanto, si se realizan ambas pruebas con las mismas condiciones experimentales, la comparación de los resultados sería más precisa.

Con el objetivo de analizar más a detalle el t_g , debido a las características particulares del material filtrante, en la figura 10 se presenta las curvas de conductividad en los efluentes de los biofiltros con respecto al tiempo de la prueba de trazado. Como se puede observar en esta figura, el primer intervalo de tiempo muestra el tiempo que tardó, la mayor parte del pulso de trazador en atravesar los sistemas en las pruebas de trazado. Este primer intervalo de tiempo fue de 2, 3 y 1.6 h para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. Durante este tiempo se obtuvo el 92%, 92% y 83% del total de trazador recuperado para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. El segundo intervalo de tiempo en las curvas de la figura 10, corresponde al 8%, 8% y 17% del trazador recuperado restante para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. Estos porcentajes tardaron en salir del BFC, BFM y del BFG 9, 6 y 10 h respectivamente.

La razón de que una pequeña fracción de trazador tardó más tiempo en salir de los biofiltros, se debe a que cierto volumen del pulso se retuvo en los espacios capilares y microporos del lecho filtrante, ya que como lo sugiere Alatorre (2007), las curvas de respuesta del trazador que presentan una prolongación o alargamiento, es por un retraso en la salida de la totalidad del trazador (la figura 10). Esta retención de líquido se debió a que ninguno de los tres sistemas alcanzó la completa saturación, por lo que un volumen del pulso fue adsorbido en el lecho filtrante por más tiempo. Este tiempo de retención fue mayor en el BFC y en el BFG en comparación al BFM, debido a que estos sistemas necesitaban de más tiempo, para la completa saturación del material de empaque, por lo cual el trazador se retuvo por más tiempo dentro del reactor.

El breve intervalo de tiempo en el que sale el pico del trazador, se explica debido a que una parte importante del AR en tratamiento que entra a los biofiltros, atraviesa el sistema a mayor velocidad por los macroporos presentes en el lecho filtrante. Como se puede apreciar en la tabla 10, conforme el tamaño de la granulometría aumenta, el porcentaje de macroporos del lecho filtrante es mayor, por ello el tiempo de salida del pulso en general es menor a mayor granulometría.

La razón de que el BFM tenga un t_g muy similar al del BFC, puede deberse al grado de degradación del material de empaque del BFM. Este biofiltro presentó la mayor compactación en centímetros de las tres columnas, durante la primera fase de la experimentación que comprendió el arranque, la estabilización y la primera etapa experimental (ver detalles en sección 7.7.6).

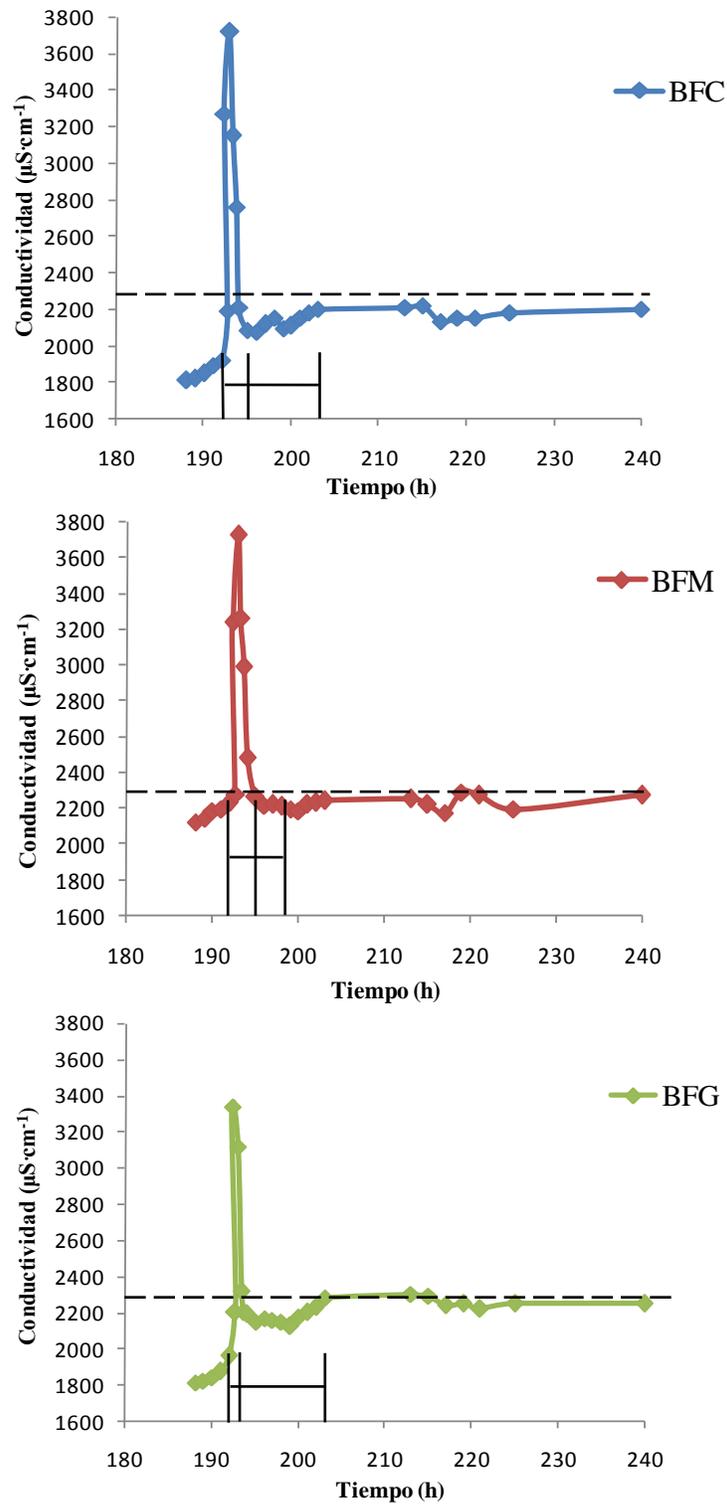


Figura 10. Curvas de conductividad de los efluentes con respecto al tiempo de saturación y de la prueba de trazado en los tres biofiltros. La línea punteada, presenta la conductividad en el influente ($2290 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) durante la fase de saturación. El primer intervalo de tiempo en las curvas, presenta la salida del pico del trazador y el segundo intervalo, presenta la salida del trazador remanente.

La degradación del material de empaque está asociada directamente a la compactación de la columna. Cuando el material de empaque se degrada, el tamaño de las partículas disminuye (granulometría de menor tamaño), lo cual genera que el porcentaje de macroporos disminuya y el de los microporos aumente en el lecho filtrante, haciendo que el AR pase por más espacios de menor tamaño, demorando el tiempo en que atraviesa el biofiltro y en consecuencia aumentando el t_g .

Si se utilizan granulometrías de gran tamaño en un sistema de biofiltración sobre material orgánico, se recomienda hacer una mezcla con granulometrías de menor tamaño o con fibras, para reducir el porcentaje de macroporos en el lecho filtrante. Con ello, se aumentará la cantidad de microporos en el lecho, generando un aumento en el TRH del biofiltro, y por consecuencia, se incrementaría la eficiencia de remoción de contaminantes.

En el estudio realizado por Alatorre (2007), se estimó el TRH de biofiltros a escala laboratorio, empacados con una mezcla de turba y viruta de madera, mediante pruebas con trazadores y de vaciado. El trazador utilizado fue el NaCl y se inyectó en pulso. Los cinco biofiltros evaluados en ese estudio presentaban diferentes formas geométricas, sin embargo uno de ellos presentó una configuración similar a los reactores utilizados en el presente trabajo.

El t_g estimado para este reactor fue de 11.3 h, mientras que el TRH por vaciado fue de 8.7 h, lo cual muestra (en contraste a los resultados del presente trabajo) una diferencia entre los tiempos de sólo 23% y además, el t_g fue mayor al TRH por vaciado. Lo anterior sugiere que una fracción del trazador se adsorbió durante el estudio de trazado, puesto que el autor no reporta si se llevó a cabo una previa saturación del empaque con el trazador. Es por ello que, posiblemente, esa fracción del trazador tardó más tiempo en salir del biofiltro, haciendo que el t_g fuera mayor al TRH por vaciado.

En biofiltros empacados con materiales orgánicos con una microporosidad mayor a la macroporosidad, como es el caso de la turba, las diferencias entre los tiempos estimados por los dos métodos utilizados en el presente trabajo, resultan ser menores a las diferencias entre los tiempos estimados para los biofiltros empacados con materiales orgánicos con elevadas macroporosidades. Una hipótesis es que el TRH estimado con las pruebas de vaciado considera el tiempo de una pequeña parte del caudal de alimentación, que se retiene en los microporos y espacios capilares. Mientras que el TRH calculado a partir de pruebas de trazado, toma en cuenta principalmente el tiempo de la mayor parte del caudal que pasa por los macroporos.

Si el TRH por vaciado se calcula asumiendo que la fracción que describe el volumen útil del reactor, es la macroporosidad y no la porosidad, puesto que la microporosidad está saturada y presenta condiciones capilares, entonces al determinar el t_g se observó que su valor aumentaba, como se puede apreciar en la tabla 11.

Al calcular el t_g usando la macroporosidad, el tiempo que se obtiene es un valor intermedio entre el TRH por vaciado y el t_g al considerar la porosidad. Tomando en cuenta que se ha observado, cuando se aumenta la granulometría disminuye la microporosidad y aumenta la macroporosidad; y que en el presente trabajo se evaluaron tamaños de granulometrías mayores a los normalmente utilizados con respecto a Saliling *et al.* (2007) y Buelna *et al.* (2008), entonces el t_g calculado con la macroporosidad puede ser el tiempo más cercano al TRH de los reactores experimentales.

Tabla 11. Tiempo de residencia hidráulico por vaciado y t_g calculado con la porosidad y macroporosidad para cada biofiltro.

Biofiltro	TRH por vaciado (h)	t_g (h)	
		Macroporosidad	Porosidad
BFC	12.2	5.2	2.3
BFM	7.3	5.5	2.5
BFG	1.2	0.7	0.5

La diferencia que aún existe entre el TRH por vaciado y el t_g (calculado con la macroporosidad) en los tres biofiltros puede deberse a tres razones.

1) La primera de ellas, está asociada a la macroporosidad del lecho filtrante. El tamaño de estos macroporos, creados por grandes espacios entre las partículas del material filtrante, será la principal razón de que la mayor parte del volumen del agua en tratamiento, atraviese en poco tiempo el biofiltro. Por lo anterior, a mayor tamaño de la granulometría del empaque, más grandes serán los macroporos, por lo cual existirán canales de gran tamaño por donde el AR fluye a gran velocidad a través del biofiltro, causando TRH bajos o breves. Por el contrario, si el tamaño de los macroporos es menor (granulometrías más pequeñas), el TRH será mayor (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003).

Si bien es cierto que una gran parte del volumen de AR atraviesa, en relativamente poco tiempo el sistema de tratamiento, un pequeño volumen de esta agua es retenido en el biofiltro por un periodo de tiempo mayor. Este pequeño volumen de AR, está siendo retenido en los espacios capilares y en los microporos de material del empaque y se libera paulatinamente, por la presión hidrostática que genera un nuevo volumen de agua que pasa por estos espacios, lo cual empuja el agua contenida en estos espacios y sigue su camino a través del sistema.

El efecto de esta microporosidad, se puede observar en las prolongadas colas de las curvas de respuesta del trazador de los tres biofiltros (figura 8). Estas colas se deben al alargamiento del tiempo de respuesta del trazador, después de haber alcanzado el punto máximo de la curva.

2) Otra razón de la diferencia entre los tiempos, se debe al sistema de alimentación empleado en los biofiltros. Con el sistema de distribución utilizado, se buscó que la alimentación fuera lo más uniforme y homogénea sobre toda el área de superficie del reactor, sin embargo existen zonas muertas en los espacios entre los brazos que alimentan a los biofiltros. Por lo que hay zonas, por donde el AR no pasa y para las cuales con el cálculo del t_g no se cuantifican, haciendo el valor del t_g menor. Por otro lado, cuando se calcula el TRH por vaciado, sí se abarca la totalidad del volumen del reactor empacado (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003).

En el cálculo del TRH por vaciado se asume una situación ideal, en donde la alimentación del AR es perfectamente homogénea sobre todo el material de empaque. Por otro lado, el t_g calculado a partir de las pruebas de trazado, refleja más la realidad en cuanto a la formación de caminos o canales preferenciales y zonas muertas.

Una consecuencia derivada del sistema de alimentación, es que el AR al ser alimentada continuamente en las mismas zonas del reactor, tiende a seguir por canales preferenciales o cortos circuitos que se crean durante la operación de los biofiltros. La presencia de estos canales, genera un flujo más acelerado del AR a través de los mismos, disminuyendo el TRH. Un hecho que soporta lo anterior, es el resultado del t_g obtenido en la prueba preliminar de trazado, en donde la alimentación se realizó en la parte central del biofiltro, lo cual generó un canal preferencial por donde el agua atravesaba el reactor en un menor tiempo. Esta situación, pudo ser la principal causa de que el t_g fuera en un 58% menor al TRH por vaciado (ver anexo III).

3) La última variable que seguramente influyó en las diferencias entre el TRH por vaciado y el t_g , fue el efecto de la aireación aplicada a los biofiltros. Para tratar de determinar la existencia del efecto por la aireación, se podrían realizar las pruebas de trazado sin aplicar aireación a los sistemas y por otro lado, realizarlas aplicando a los biofiltros la tasa de aireación de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

Al respecto del efecto de esta variable, en un estudio realizado por Cobos-Becerra y González-Martínez (2012), se evaluó el efecto de la granulometría y la aireación sobre el comportamiento hidráulico de un filtro biológico aireado (BAF) empacado con un medio inorgánico (tezontle). Para describir el comportamiento hidráulico del BAF, se utilizaron pruebas con trazadores, lo cual permitió la estimación del TRH. Los resultados de la estimación del TRH a partir de las pruebas de trazado, cuando se aplicó aire al BAF empacado con la granulometría chica (4.7 mm), mostraron que el TRH estimado difirió un 83%, 98% y 80% para los TRH por vaciado de 2.4, 4.5 y 7.4 h respectivamente. Estas diferencias se debieron a que el BAF cuando se opera con aire, presenta un 83% de zonas muertas debido a que hay un desplazamiento del líquido causado por el aire, lo cual provocó que el trazador apareciera en el efluente mucho tiempo antes de lo esperado para los TRH por vaciado evaluados.

De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, la estimación del TRH en biofiltros por medio de dos métodos diferentes (pruebas de vaciado y con trazadores), resulta muy contrastante debido a que se generan por un lado, tiempos excesivos y por el otro, tiempos demasiado breves. Por ello, se considera que ninguno de estos dos métodos genera un cálculo real del TRH del sistema, ya que son sólo estimaciones del TRH.

Cuando la macroporosidad del lecho filtrante es mayor al 60%, se sugiere utilizar el método con trazadores para estimar el TRH del sistema, mientras que el método de vaciado es más adecuado para la estimación del TRH, cuando la macroporosidad del lecho filtrante es menor al 60%. Esta sugerencia se sustenta con el estudio realizado por Garzón-Zúñiga *et al.*(2003), en el cual se observó que cuando el material filtrante tiene una macroporosidad de entre el 33% y 38% y una microporosidad de entre el 62% y 67%, la estimación del TRH con los dos métodos es muy similar. Por lo tanto, con base en los resultados de esta investigación, cuando la macroporosidad del lecho filtrante es mayor al 60% (por lo que hay una menor retención de agua por largos períodos de tiempo), el método más adecuado para estimar el TRH es a partir de pruebas de trazado.

7.5 Características del agua residual municipal

La composición del AR municipal utilizada en la etapa experimental del trabajo, se determinó al analizar el agua durante todo el periodo de operación de los biofiltros. En la tabla 12 se presentan los resultados promedio obtenidos durante la caracterización del AR, antes de pasar por el pretratamiento de la PTAR “El Texcal”.

Para el caso de los parámetros de campo, el pH del AR municipal fue neutro y su temperatura promedio fue de 24 ± 2 °C, valores que no representan un problema para que el AR entre a un proceso biológico.

Tabla 12. Características del agua residual municipal.

Parámetro	Promedio	Número de muestras
CF (NMP·100 mL ⁻¹)	$6.0E^{+06} \pm 2.1 E^{+06}$	6
DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	210 ± 31	11
DQO (mg·L ⁻¹)	465 ± 130	63
N-NH ₄ ⁺ (mg·L ⁻¹)	34 ± 6	63
N-NO ₃ ⁻ (mg·L ⁻¹)	2 ± 0.3	23
N-Total (mg·L ⁻¹)	43 ± 5	6
NTK (mg·L ⁻¹)	41 ± 5	6
pH	7.3 ± 0.3	42
P-PO ₄ ⁻³ (mg·L ⁻¹)	23 ± 2	23
SST (mg·L ⁻¹)	228 ± 35	23
SSV (mg·L ⁻¹)	192 ± 42	23
Temperatura (°C)	24 ± 2	42

Como se puede observar en la tabla 12, la materia orgánica medida como DBO₅ tuvo un valor promedio de 210 ± 31 mg·L⁻¹, mientras que para la DQO fue de 465 ± 130 mg·L⁻¹, con variaciones en la concentración debido a que se trató de un AR municipal real. En comparación a los valores de DBO₅ (277 mg·L⁻¹) y de DQO (442 mg·L⁻¹) reportados por Garzón-Zúñiga *et al.* (2005a) para la misma AR, en este trabajo ambos parámetros presentan valores cercanos y dentro del mismo grado de magnitud.

Con respecto a los nutrientes, el NT y el NTK presentaron valores muy similares entre sí, mientras que el valor promedio del N-NH₄⁺ fue de 34 ± 6 mg·L⁻¹. Por otra parte, los N-NO₃⁻ tuvieron una concentración de 2 ± 0.3 mg·L⁻¹ y no una concentración de cero o muy cercana a cero, como lo reporta Metcalf y Eddy (2003) para aguas residuales municipales. En cuanto a los P-PO₄⁻³, el valor promedio (23 ± 2 mg·L⁻¹) fue muy similar al reportado (22 mg·L⁻¹) por Garzón-Zúñiga *et al.* (2005a).

En cuanto a los SST, el $84 \pm 19\%$ corresponden a SSV, por lo que existe un elevado porcentaje de materia orgánica biodegradable en suspensión. Por último, los CF presentaron un promedio de $6.0 E^{+06} \pm 2.1 E^{+06}$ NMP·100 mL⁻¹, por lo que se puede clasificar como un AR con alta concentración de microorganismos patógenos (Metcalf y Eddy, 2003).

7.6 Arranque y estabilización de los sistemas

La etapa de arranque comenzó a finales de octubre del 2011, para esta etapa los biofiltros se alimentaron directamente con el AR municipal real con una CHS de $0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. De acuerdo a la literatura, los sistemas alcanzan la completa estabilización, aproximadamente en 30 a 90 días de operación. A partir del día cinco de operación, se procedió a evaluar el comportamiento de los sistemas con respecto a la remoción de la DQO y del N-NH_4^+ .

Para el caso de la DQO, del día 5 al 23 de operación, los efluentes de los tres biofiltros presentaron valores mayores o muy similares al influente (figura 11). Lo anterior se debe a que en las etapas tempranas de la operación de estos sistemas, existe un constante lavado del material orgánico generando lixiviados de color café claro. Estos lixiviados contienen ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales pueden ser los causantes de que los valores de la DQO con respecto al influente sean mayores (Buelna y Bélanger, 1990; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a, 2008).

A partir del día 27 de operación, empieza a presentarse una ligera disminución de la DQO en los efluentes (figura 11), que puede estar asociado a una disminución del lavado del material orgánico. Así como a la implantación sobre el material de empaque orgánico de una comunidad microbiológica heterotrófica, que empieza a desarrollarse en los tres biofiltros. Para el día 70 de operación los tres sistemas alcanzaron más del 70% de remoción de la DQO. Para corroborar que los sistemas se encontraban estabilizados, se siguieron por 20 días más para verificar los porcentajes de remoción en los tres sistemas (figura 11).

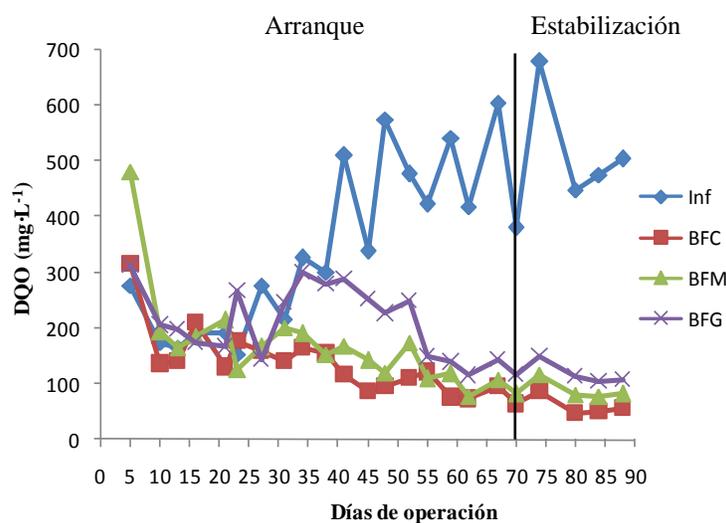


Figura 11. Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante el arranque y estabilización.

Para el caso del $N-NH_4^+$, desde los primeros días de operación se observó una remoción del 30% y 80% en casi todos los biofiltros, sin embargo esta remoción es oscilante (figura 12). La remoción del $N-NH_4^+$ en etapas tempranas de operación, puede estar asociada al fenómeno de sorción sobre el empaque (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2007), en lugar de la actividad de microorganismos nitrificantes, que en estos sistemas se ha observado, que empiezan a implantarse en el lecho filtrante después de los 40 días de operación (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2002b).

En el caso del BFC, en casi todo el tiempo de operación presentó los valores más bajos de $N-NH_4^+$ en el efluente. Los biofiltros BFM y BFG tienen un comportamiento de remoción similar entre sí, siendo en general, menor la remoción de $N-NH_4^+$ en comparación con el BFC. Esto puede sugerir que la comunidad de bacterias nitrificantes, es menor en estos dos biofiltros y que la capacidad de adsorción también es menor.

Sin embargo, a partir del día 70 los tres sistemas alcanzaron el 80% de remoción del $N-NH_4^+$, lo cual sugiere que para este tiempo de operación, existe una comunidad de bacterias nitrificantes desarrollándose en los biofiltros, así como un mecanismo de sorción constante y estable. Como se ha observado en estos sistemas, el principal mecanismo de remoción del $N-NH_4^+$ en etapas tempranas de operación es la sorción (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a).

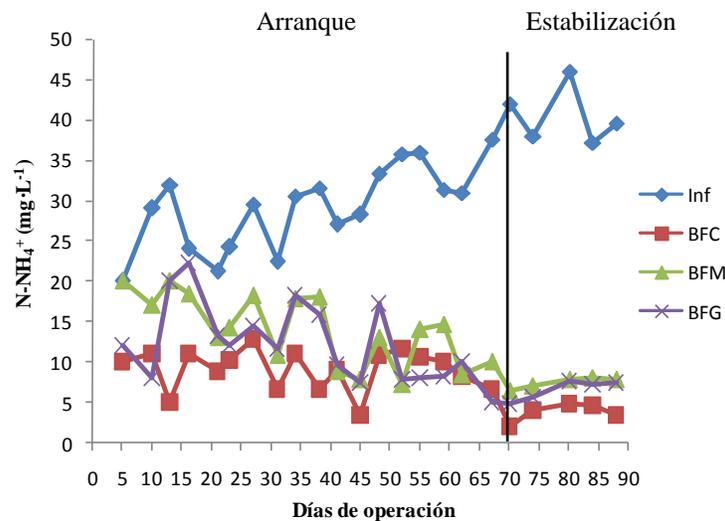


Figura 12. Comportamiento del $N-NH_4^+$ con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante el arranque y estabilización.

La aparición de bacterias nitrificantes en los sistemas experimentales, se empieza a observar después del día 60 de operación cuando la remoción del $N-NH_4^+$ empieza a ser mayor al 70%. La presencia de las bacterias nitrificantes fue ligeramente posterior a los 40 días que sugieren Lowengart *et al.* (1993) y Garzón-Zúñiga *et al.* (2002b), sin embargo en los trabajos de Garzón-Zúñiga *et al.* (2005b) y Garzón-Zúñiga *et al.* (2007), la presencia de bacterias nitrificantes se reporta después del día 70 de operación, lo que concuerda con el presente trabajo.

Los sistemas experimentales, igualmente, se siguieron por 20 días más para verificar que no existieran cambios drásticos en los porcentajes de remoción (figura 12). La estabilización de los tres sistemas concluyó hacia el día 90 de operación.

7.7 Desempeño de los sistemas experimentales

7.7.1 Remoción de sólidos suspendidos

En la primera etapa experimental (con una CHS de $0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), la concentración promedio en el influente de SST fue de $228 \pm 41 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y la carga de sólidos fue igual a $69 \pm 12 \text{ gSST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. La relación SSV/SST para esta etapa fue de 0.82, lo cual indica la presencia de un elevado porcentaje de materia orgánica, con una concentración promedio de SSV de $187 \pm 52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A pesar de las variaciones de la concentración de los SST en el influente, los efluentes de los tres biofiltros muestran buenas remociones (figura 13). Las eficiencias de remoción de los SST para esta primera etapa son de 88%, 85 % y 80% para el BFC, BFM y el BFG, respectivamente.

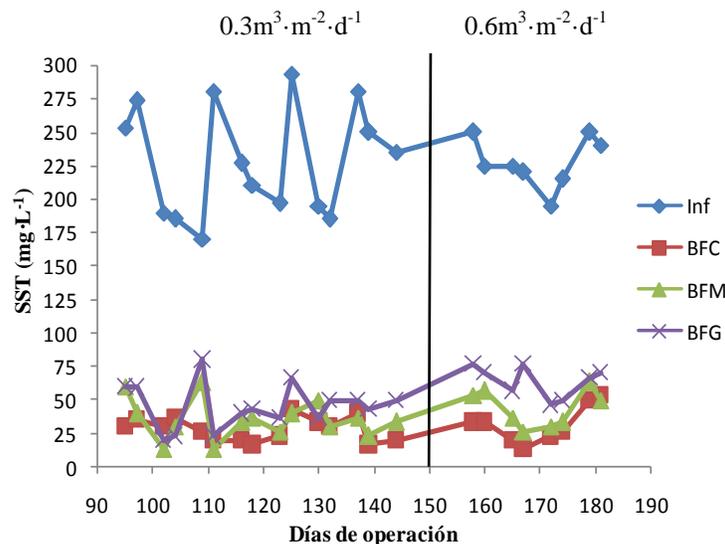


Figura 13. Comportamiento de los SST con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

Con respecto al comportamiento de remoción de los SSV, este fue similar a los SST (figura 14), ya que las remociones fueron 90%, 87% y 82% para el BFC, BFM y el BFG, respectivamente. Al aplicar una CHS de $0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, los efluentes del BFC ($28 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), en términos de SST, cumple el 93% de las ocasiones con el LMPD para la protección a la vida acuática. Mientras que los efluentes del BFM ($35 \pm 14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), cumple el 73% de las ocasiones y el BFG ($45 \pm 17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), sólo el 40% de las ocasiones con el LMPD para la protección a la vida acuática. Mientras que los tres sistemas cumplen el 100% de las veces, con el LMPD para las modalidades de uso público urbano y riego agrícola (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

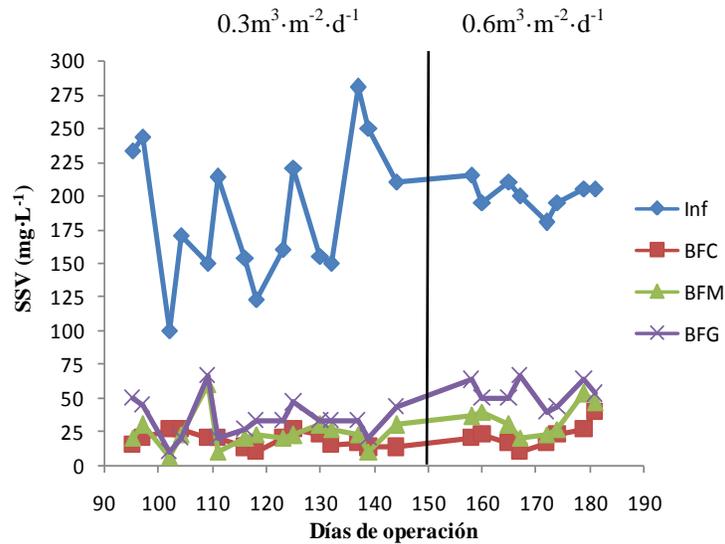


Figura 14. Comportamiento de los SSV con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

El análisis estadístico muestra que se tiene un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción de los SST ($F_{2, 42} = 6.1, P < 0.01$). De acuerdo con la comparación múltiple, el BFG presenta estadísticamente la menor remoción de SST para la primera etapa experimental. Mientras que la eficiencia de remoción de SST del BFM es estadísticamente la misma que para el BFC, cuando se aplica una CHS de $0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y también es estadísticamente igual que para el BFG (figura 15).

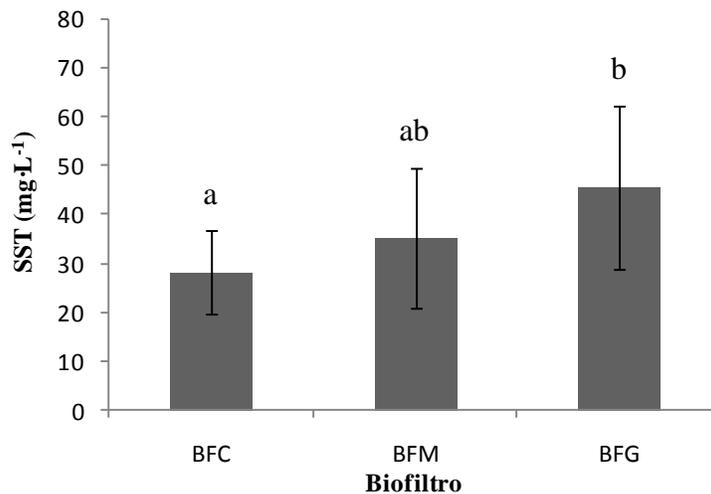


Figura 15. Promedio \pm desviación estándar de los SST en el efluente de los biofiltros durante la primera etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

Para la segunda etapa experimental ($0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), la concentración promedio de los SST a la entrada de los biofiltros ($228 \pm 19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) fue prácticamente la misma con respecto a la primera etapa (figura 13), pero con una carga aplicada de $69 \pm 6 \text{ gSST}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. La relación SSV/SST fue de 0.88, debido a que la concentración de los SSV en esta etapa fue mayor ($201 \pm 11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Para esta etapa las eficiencias de remoción de los SST, disminuyeron ligeramente con respecto a la primera etapa a 86%, 81% y 72% para el BFC, BFM y el BFG, respectivamente. En el caso de los SSV, el comportamiento de remoción fue similar a la primera etapa (figura 14). Pero con menores eficiencias de remoción, puesto que para el BFC, BFM y el BFG las remociones de SSV fueron de 89%, 83% y 73%, respectivamente.

Si se aplica una CHS de $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, el efluente del BFC ($32 \pm 14 \text{ mgSST}\cdot\text{L}^{-1}$) cumple el 75% de las ocasiones con el LMPD para la protección a la vida acuática. Por otro lado, el efluente del BFM cumple sólo el 50% de las ocasiones, a diferencia del BFG que no cumple en ninguna ocasión con el LMPD para la protección a la vida acuática (NOM-001-SEMARNAT, 1996). Mientras que los efluentes de los tres biofiltros, cumplen el 100% de las veces con el LMPD para las modalidades de uso público urbano y uso en riego agrícola.

De acuerdo al ANOVA para la segunda etapa experimental, también hay un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción de los SST ($F_{2, 21} = 12.7, P < 0.001$). Según la comparación múltiple, el BFG presenta la menor eficiencia de remoción de los tres biofiltros, mientras que el BFC y BFM, estadísticamente, presentan la misma eficiencia de remoción de SST (figura 16).

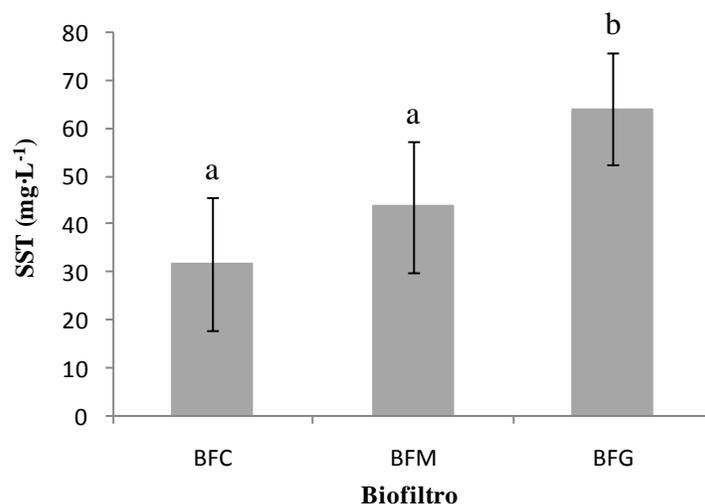


Figura 16. Promedio \pm desviación estándar de los SST en el efluente de los biofiltros durante la segunda etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

El principal mecanismo involucrado en la remoción de los SS en estos sistemas es la filtración. Para que haya una buena filtración, la granulometría del empaque y la velocidad de filtración son parámetros importantes a considerar (Metcalf y Eddy, 2003). En el caso de la granulometría a menor tamaño, el espacio entre partículas también es menor, permitiendo una mejor retención de los

materiales suspendidos. Por lo anterior, los biofiltros BFC y BFM presentaron las mejores eficiencias de remoción.

La presencia de la fracción orgánica de los SS en el efluente, puede sugerir que hay desprendimientos, arrastre y salida con el efluente de sólidos (biomasa). Estos desprendimientos se pueden estar presentando, porque la velocidad de filtración no es tan baja (por el aumento de la CHS) y la macroporosidad es elevada, por lo que los sólidos no permanecen dentro del reactor, para ser descompuestos y reintegrados al flujo de materia del sistema como se ha sugerido por Garzón-Zúñiga y Buelna (2011), quienes aplicaron una CHS de $0.08 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Además de la biopelícula, la degradación del material de empaque puede estar aportando una fracción importante de los SSV en el efluente.

7.7.2 Remoción de materia orgánica

7.7.2.1 Comportamiento de la materia orgánica medida como DBO_5

Para el caso de la materia orgánica biodegradable medida como DBO_5 , el influente tuvo una concentración promedio de $196 \pm 27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y se aplicó una carga orgánica superficial (COS) de $59 \pm 8 \text{ gDBO}_5 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. En cuanto al comportamiento de remoción en los tres sistemas durante la primera etapa experimental, resulta ser similar en el hecho de que la remoción tiende a aumentar hasta llegar a ser constante, conforme pasa el tiempo de operación (figura 17). Lo anterior puede sugerir, que a pesar de que la cantidad de materia orgánica en influente es variable durante el tiempo de operación, si se mantienen la CHS y la tasa de aireación ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), los tres sistemas logran una remoción progresiva y estable de la materia orgánica biodegradable.

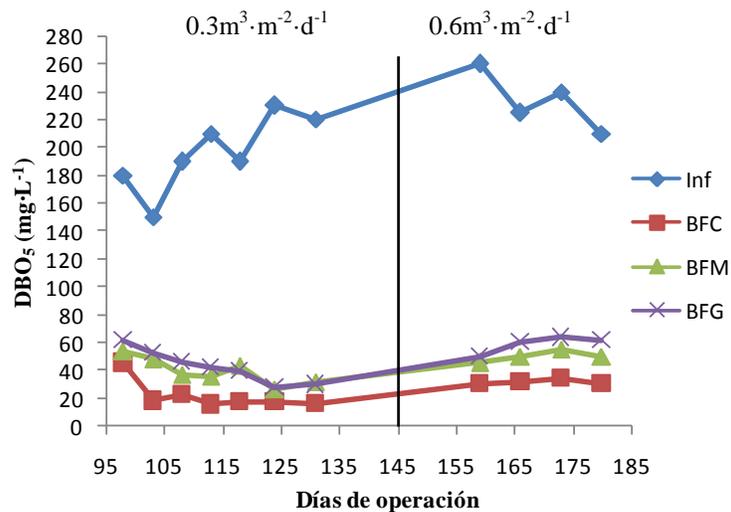


Figura 17. Comportamiento de la DBO_5 con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y $0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

En la primera etapa el BFC, obtuvo en promedio el valor más bajo a la salida de los tres sistemas, siendo de $22 \pm 11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (equivalente al 89% de remoción de la DBO_5). Si el BFC se opera con una CHS de $0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, se cumple con el LMPD hacia cuerpos receptores para la protección a la vida acuática, el 100% de las ocasiones una vez estable el sistema (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

Los biofiltros BFM y el BFG, presentan un comportamiento similar entre sí en cuanto al porcentaje de remoción de la DBO_5 , incrementándose con el tiempo de operación de los sistemas. En el caso del BFM, el promedio de DBO_5 a la salida es de 40 ± 10 (una remoción de 80% de la DBO_5) y para el BFG, de $43 \pm 12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (una remoción de 78% de la DBO_5). Al operar los biofiltros BFM y BFG con una CHS de $0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, se cumple con el LMPD hacia cuerpos receptores para la protección a la vida acuática, en 14% y en 29% de las ocasiones, respectivamente. Mientras que el 100% de las ocasiones los tres biofiltros cumplen con el LMPD para las modalidades de uso público urbano y uso en riego agrícola (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

Para la segunda etapa experimental, el influente presentó una concentración promedio de materia orgánica medida como DBO_5 , mayor a la primera etapa con $234 \pm 21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. No obstante, de manera similar a la primera etapa (figura 17), el BFC obtuvo en promedio el valor más bajo de DBO_5 de los tres sistemas ($32 \pm 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y 86% de remoción). De acuerdo a los valores de salida de este biofiltro, se rebasa marginalmente el LMPD hacia cuerpos receptores para la protección a la vida acuática (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

Durante la aplicación de la segunda CHS, con una COS de $70 \pm 6 \text{ gDBO}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, el BFM presentó la segunda mejor eficiencia de remoción de la DBO_5 (78%). No obstante, ninguna de las dos granulometrías mayores (13 - 15 cm y 16 - 18 cm) cumpliría con el LMPD para la protección a la vida acuática ($50 \pm 4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para el BFM y de $59 \pm 6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para el BFG). Sin embargo, cuando los tres biofiltros se operan con una CHS de $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ cumplen el 100% de las ocasiones, con el LMPD en la modalidad de uso público urbano y uso en riego agrícola (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

El BFC presenta las mayores eficiencias de remoción de la DBO_5 para ambas etapas experimentales. Lo anterior se puede asociar a que en esta granulometría, la microporosidad asociada a la porosidad es mayor que en las otras dos, lo que se traduce en una mayor área superficial disponible para la implantación y desarrollo de microorganismos heterótrofos encargados de degradar la materia orgánica (Mendoza-Espinosa y Stephenson, 1999; Moore *et al.*, 2001). Por otra parte, el efecto que tiene la CHS sobre la remoción de la DBO_5 en los tres sistemas, está en función del tiempo de contacto (TRH) del sustrato (AR) con los microorganismos. Esto genera que al aumentar la CHS, el tiempo de contacto del AR con los microorganismos sea menor, trayendo como consecuencia menores eficiencias de remoción de materia orgánica.

7.7.2.2 Comportamiento de la materia orgánica medida como DQO

De manera similar a la DBO_5 , la materia orgánica medida como DQO a la entrada fue variable durante toda la etapa experimental (figura 18). Para la primera etapa experimental, el promedio de la DQO a la entrada fue de $511 \pm 76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. En esta etapa la COS fue de $153 \pm 23 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y el BFC, presentó la mayor eficiencia de remoción de la DQO (89%), seguido del BFM con 84%.

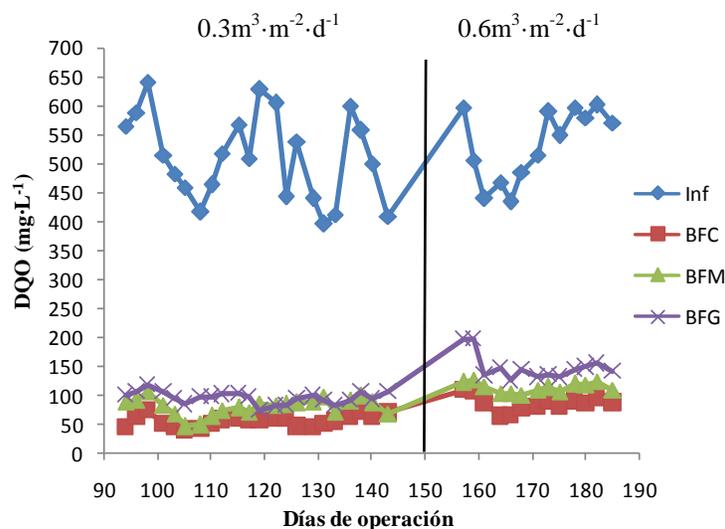


Figura 18. Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

A pesar de que el BFG obtuvo la menor eficiencia de remoción de la DQO (81%), este sistema presentó una elevada remoción de la DQO, en comparación a otros biofiltros empacados con materiales orgánicos para el tratamiento de aguas residuales municipales y con CHS menores, en donde las eficiencias de remoción fueron de entre el 50% y 78% (Lens *et al.*, 1994; Talbot *et al.*, 1996; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).

Una posible explicación de este comportamiento es que el efluente del BFG, presentó poca o nula coloración durante esta etapa experimental. Los efluentes de sistemas de biofiltración sobre material orgánico estabilizados (principalmente los empacados con turba o fibras vegetales), suelen presentar una coloración amarillenta o café claro, la cual está asociada a la degradación del material de empaque. En biofiltros empacados con turba, se ha observado que el aumento en los valores de la DQO en el efluente (menores eficiencias de remoción de este parámetro), está relacionado a la presencia de color en éste (Lens *et al.*, 1994).

Para la primera CHS evaluada (primera etapa experimental), el ANOVA muestra que hay un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción de la DQO ($F_{2, 63} = 63.2, P < 0.001$). El BFC presenta la mayor capacidad de remover la DQO, ya que en promedio muestra los valores más bajos de DQO a la salida (figura 19). Los resultados anteriores muestran que aplicando una CHS de $0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, la remoción de la DQO disminuye conforme aumenta el tamaño de partícula.

A pesar de que la DQO no está normada en México, en la unión europea se reporta que un efluente tratado con un valor de DQO menor a $125 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, cumple con el límite de descarga establecido en la directiva del consejo, relativa al tratamiento de las AR municipales (Directiva 91/271/CEE DOCE, 1991). Es por lo anterior, que los efluentes de los tres biofiltros son adecuados en términos de la DQO.

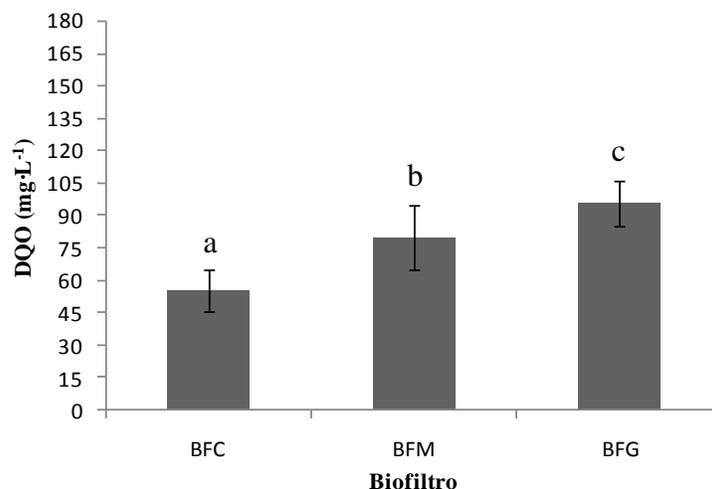


Figura 19. Promedio \pm desviación estándar de la DQO en el efluente de los biofiltros durante la primera etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

Para la segunda etapa experimental, el promedio de la DQO a la entrada fue de $533 \pm 62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (figura 18), con una COS igual a $160 \pm 19 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. De igual manera que en la primera etapa experimental el BFC, presenta la mayor eficiencia de remoción de la DQO (84%) para la segunda etapa experimental. Para los biofiltros empacados con las dos granulometrías mayores, los valores de la DQO en el efluente aumentaron con respecto a la primera etapa experimental, lo que se reflejó en remociones menores al 80%, ya que para el caso del BFM fue de 79% y para el BFG de 72%.

Para la segunda CHS evaluada el ANOVA muestra que, también, hay un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción de la DQO ($F_{2, 32} = 93$, $P < 0.001$). De manera similar a la primera etapa, el BFC remueve la mayor cantidad de la DQO de los tres sistemas (figura 20). Sin embargo, a pesar de que estadísticamente las concentraciones de la DQO en el efluente son diferentes, el BFC y BFM cumplirían con el LMPD de la normativa de la unión europea, mientras que el BFG quedaría fuera de esta norma el 98% de las veces.

La remoción de la materia orgánica medida como DQO en ambas etapas experimentales, presenta un comportamiento muy similar a la remoción de la DBO_5 . Dicho comportamiento puede ser explicado, igualmente, al hecho de que a menor tamaño de partícula el área superficial disponible para el crecimiento y desarrollo de microorganismos es mayor, lo que favorece una mayor eliminación de la materia orgánica del AR.

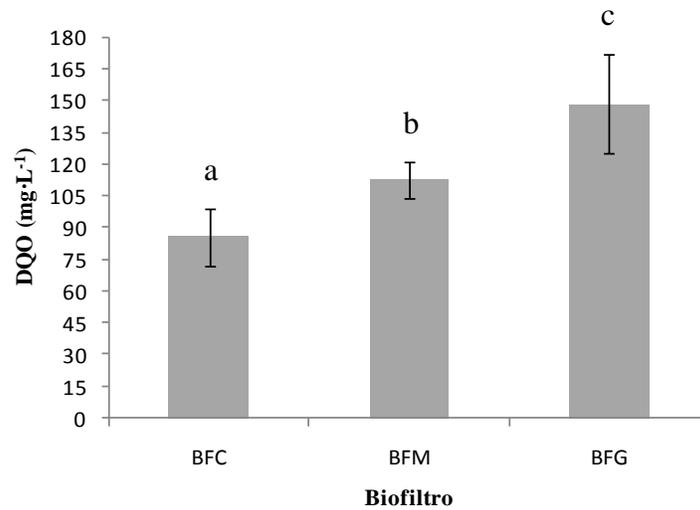


Figura 20. Promedio \pm desviación estándar de la DQO en el efluente de los biofiltros durante la segunda etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

7.7.3 Remoción de coliformes fecales

La concentración promedio de CF en el influente durante la primera etapa experimental fue de $5.1 E^{+06} \pm 1.65 E^{+06} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$. Para esta etapa el biofiltro con la mayor capacidad de remover los CF, fue el BFC que en promedio removió 3 unidades logarítmicas, seguido del BFM con 2 unidades logarítmicas en promedio, mientras que el BFG sólo removió 1 unidad logarítmica (figura 21).

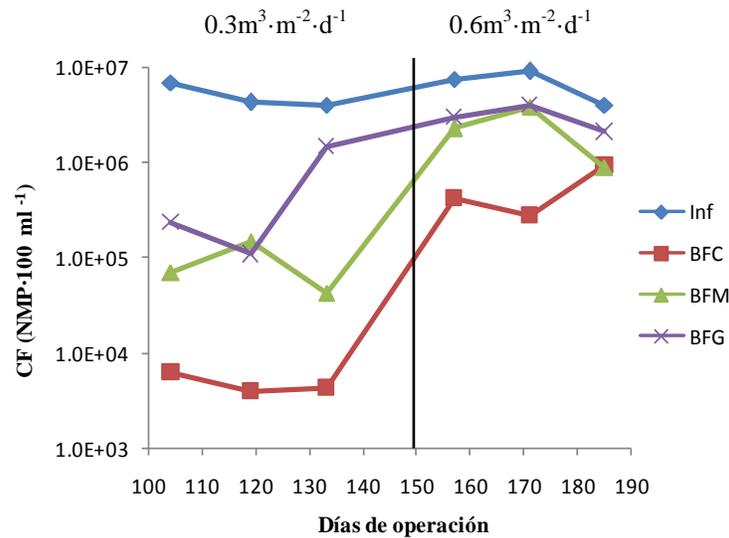


Figura 21. Comportamiento de los CF con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y $0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

Los dos principales mecanismos que actúan para remover los CF en estos sistemas, son la sorción y la depredación (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008). Con respecto al primero de estos mecanismos, a mayor tamaño del empaque la capacidad de sorción será menor, puesto que el área de superficie disminuye con el aumento de la granulometría del empaque. Así mismo, empaques con una mayor área de superficie, permiten la implantación de una mayor cantidad de biomasa, por lo que se podrá también desarrollar sobre el material de empaque, un mayor número de protozoarios depredadores de bacterias de vida libre.

En la segunda etapa experimental, la concentración promedio de CF en el influente fue similar a la primera etapa ($6.8 \text{ E}^{+06} \pm 2.57 \text{ E}^{+06} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$). Sin embargo, en esta etapa la remoción de CF disminuyó. El BFC en promedio removió 1 unidad logarítmica, mientras que en los otros dos biofiltros la remoción fue menor a 1 unidad logarítmica (figura 21).

Un factor que tiene efecto sobre la remoción de CF es la carga hidráulica que se aplica a estos sistemas. Cuando se duplicó la CHS para la segunda etapa, la remoción fue de un orden de magnitud (en el BFC) o prácticamente no hubo remoción (en los BFM y BFG). Estos resultados se ven respaldados, por estudios en donde los mecanismos de remoción de CF, como son la filtración y la depredación de bacterias, se ven afectados cuando los volúmenes de AR que se tratan aumentan (Buelna y Bélanger, 1990; Talbot *et al.*, 1996).

Otra variable que favorece la remoción de CF en este tipo de sistemas es la altura del lecho filtrante. Se ha observado que a mayor tamaño de la columna de filtración, el efecto del aumento en la CHS aplicada al biofiltro sobre la remoción de CF es menor (Buelna y Bélanger, 1990). Así mismo, en estudios realizados a escala laboratorio y real, se observó que la altura ideal para alcanzar la máxima remoción de CF (de 4 a 5 unidades logarítmicas $\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$) en estos sistemas es de entre 1.6 y 2 m (Buelna y Bélanger, 1990; Talbot *et al.*, 1996; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011). Sin embargo en el presente estudio, las condiciones (altura del lecho filtrante y tamaño de las partículas del empaque) difieren a las presentadas en la literatura, es por ello que el efecto del aumento en la CHS aplicada afectó de manera importante la remoción de CF.

Para cualquiera de las CHS evaluadas en este trabajo, los efluentes de los tres biofiltros necesitan un sistema de desinfección para la eliminación de microorganismos patógenos. Con ello, se podrá cumplir con el LMPD hacia cuerpos receptores (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

7.7.4 Transformaciones del nitrógeno

7.7.4.1 Comportamiento del N-NH_4^+

En la primera etapa experimental, la concentración del N-NH_4^+ en el influente se mantuvo, en general, entre 29 y 35 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (figura 22) siendo el promedio de $32 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, el cual correspondió a una carga de $10 \pm 1 \text{ gN-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. El BFC presentó la remoción más alta del N-NH_4^+ en esta etapa con un 92%. De acuerdo con Garzón-Zúñiga *et al.* (2005b, 2007), los dos principales mecanismos de remoción del N-NH_4^+ en estos sistemas, son la sorción y la actividad de bacterias nitrificantes implantadas en el empaque que transforman el N-NH_4^+ a N-NO_x (cuando los valores de pH del agua están entre 7 y 8), es por ello que desde el primer día de esta etapa experimental, hay remoción del N-NH_4^+ y presencia de N-NO_3^- .

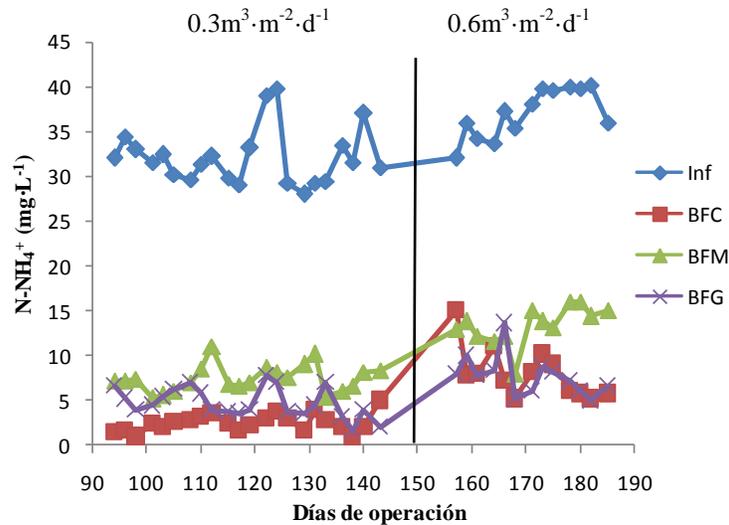


Figura 22. Comportamiento del N-NH_4^+ con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

El biofiltro con la segunda mejor remoción del N-NH_4^+ fue de manera contraria a lo esperado, el BFG y no el BFM. A pesar de que el comportamiento de remoción fue ligeramente fluctuante (figura 22), la eficiencia de remoción para el BFG fue del 85%, sugiriendo también la acción, en menor grado, de la sorción y de nitrificación (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005b, 2007). Se esperaba que la eficiencia de remoción del N-NH_4^+ para este biofiltro fuera la menor, como sucedió con la DBO_5 y la DQO. Sin embargo, una posible explicación de este comportamiento, es que debido a que los espacios vacíos entre las partículas del empaque son muy grandes, existe una mejor circulación y difusión del aire que se introduce al sistema, lo cual estaría favoreciendo la actividad de las bacterias nitrificantes.

Para el caso del BFM, que presentó una remoción del 77% del N-NH_4^+ , se puede sugerir que el principal mecanismo de remoción es por medio de sorción, debido a que este biofiltro presenta en promedio la menor concentración de N-NO_3^- en el efluente (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2007). Aun cuando, hay presencia de bacterias nitrificantes desde el inicio de esta etapa experimental, por la presencia de N-NO_3^- , la actividad de estas bacterias puede ser menor, debido a que seguramente existen pequeñas zonas compactadas, que dificultan el paso y difusión del aire evitando el crecimiento de bacterias nitrificantes en estas zonas. Esta hipótesis surge con base en que este biofiltro, hay mayor degradación del material orgánico que en los otros biofiltros, por lo cual el BFM presentó la mayor compactación en cm del lecho filtrante durante el arranque y la primera etapa.

Con respecto al N-NH_4^+ en la primera etapa experimental, el ANOVA muestra que hay un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción del N-NH_4^+ ($F_{2, 63} = 67$, $P < 0.001$). Las diferencias en la remoción del N-NH_4^+ que existen entre los biofiltros, se avalan por la comparación múltiple prueba de Tukey (figura 23).

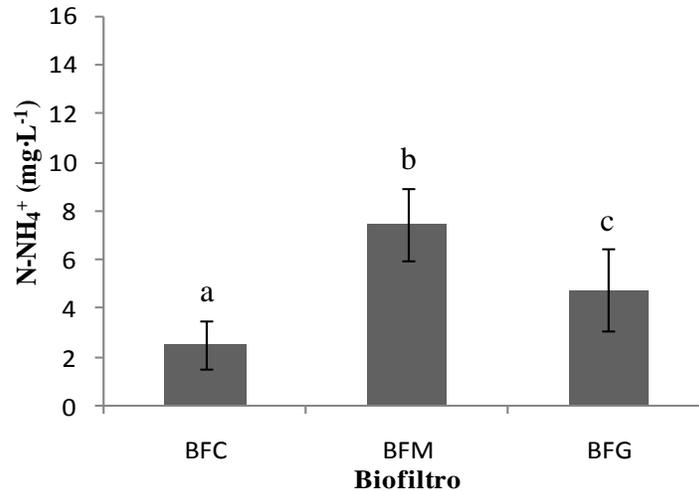


Figura 23. Promedio \pm desviación estándar del N-NH_4^+ en el efluente de los biofiltros durante la primera etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

En la segunda etapa experimental, la carga fue de $10 \pm 1 \text{ gN-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y el comportamiento de remoción del N-NH_4^+ en los tres sistemas fue muy oscilante hasta el día 173 de operación. Para el caso del BFC, desde el último día de la primera etapa (día 143) se observa que el valor del N-NH_4^+ empieza a aumentar, hasta alcanzar el valor máximo en el primer día de operación (día 157) de la segunda etapa (figura 22). En los biofiltros con las granulometrías mayores el comportamiento es similar, ya que el valor de salida del N-NH_4^+ en el BFM, aumenta a partir del día 138 de operación hasta el 159 y luego vuelve a aumentar en el día 171 de operación (figura 22).

Este comportamiento mostrado en los tres sistemas durante esta etapa (aumento de la concentración en la salida), puede deberse a que el material orgánico de empaque ya presentaba una saturación importante, debido a que en el tiempo entre etapas experimentales (del día 145 al 155 de operación) se llevó a cabo la saturación con NaCl para las pruebas de trazado (ver sección 6.13). Después de esta saturación, empieza a observarse una recuperación gradual de las propiedades de sorción del empaque a partir del día 175 de operación, principalmente en los BFC y BFG (figura 22). Por lo anterior, para la segunda etapa experimental se puede sugerir que el principal mecanismo de remoción del N-NH_4^+ , es por la transformación realizada por las bacterias nitrificantes, ya que los N-NO_3^- están presentes a lo largo de la etapa experimental.

En cuanto a las eficiencias de remoción de los sistemas, hay una disminución con respecto a la primera etapa experimental. Lo anterior, puesto que las eficiencias obtenidas en la segunda etapa para los BFC, BFM y BFG fueron de 78%, 64% y de 79%, respectivamente. Para la segunda etapa experimental, el ANOVA muestra que también hay un efecto significativo de la granulometría sobre la remoción del N-NH_4^+ ($F_{2,37} = 21.7$, $P < 0.001$). Sin embargo de acuerdo a la comparación múltiple, la eficiencia de remoción del BFC, no difiere significativamente de la remoción alcanzada por el BFG (figura 24).

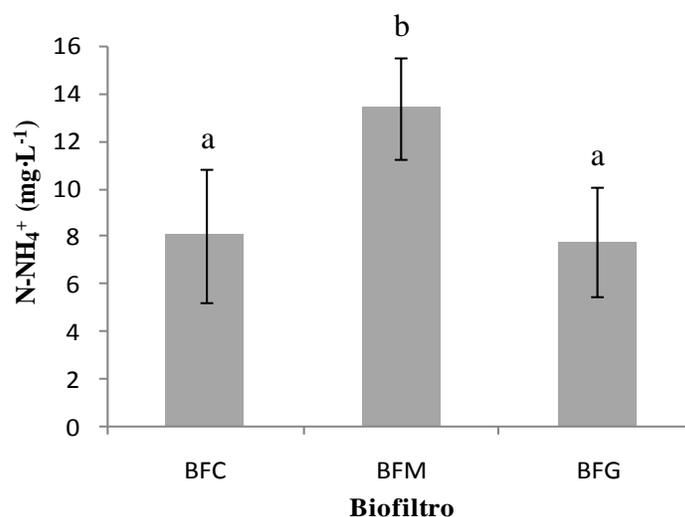


Figura 24. Promedio \pm desviación estándar del N-NH_4^+ en el efluente de los biofiltros durante la segunda etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre biofiltros, de acuerdo a la comparación múltiple paramétrica prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

Lo anterior indica que aplicando una CHS de $0.6\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ al BFG, la eficiencia de remoción del N-NH_4^+ es igual o mejor que las remociones obtenidas por los biofiltros empacados con las granulometrías menores. La razón de que estadísticamente, la eficiencia de remoción del N-NH_4^+ en el BFC y en el BFG sea la misma en esta etapa, es debido a que durante este periodo, la capacidad de nitrificar en el BFG se mantuvo casi igual en ambas etapas experimentales (ver siguiente sección).

7.7.4.2 Comportamiento de los N-NO_3^-

La concentración promedio del N-NO_3^- en el influente durante toda la fase experimental del trabajo fue de $2 \pm 0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, lo cual no se esperaba, puesto que la concentración en el influente de los N-NO_3^- debe ser cero o muy cercana a cero (Metcalf y Eddy, 2003). Lo anterior, pudo deberse a una inadecuada limpieza del tinaco el cual almacenaba el AR de alimentación. Con ello se permitió que bacterias nitrificantes se pudieran implantar en las paredes del tinaco, obteniendo oxígeno disuelto del agua que era recirculada, con lo cual se pudo estar llevando a cabo el proceso de nitrificación.

Los N-NO_3^- se detectaron en los efluentes de los tres biofiltros desde que se comenzaron a medir, lo cual indica la presencia de una comunidad de bacterias nitrificantes establecida en cada uno de los sistemas experimentales. Esto fue una vez que los biofiltros estuvieron estabilizados y se iniciara la primera etapa experimental (día 95 de operación, figura 25). En la primera etapa, el biofiltro con la mayor capacidad de nitrificación fue el BFC, con $14 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, seguido por el BFG con $13 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Una explicación del por qué el BFM presentó la menor capacidad para nitrificar, como ya se comentó en la sección 7.7.4.1, es debido a posibles problemas en la difusión del oxígeno en ciertas zonas del biofiltro.

En cuanto a la concentración de los N-NO_3^- en los efluentes para la primera etapa, se presentó un comportamiento cíclico de aumento a valores de entre 15 y 20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y de disminución de 8 a 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, para volver a incrementarse (figura 25).

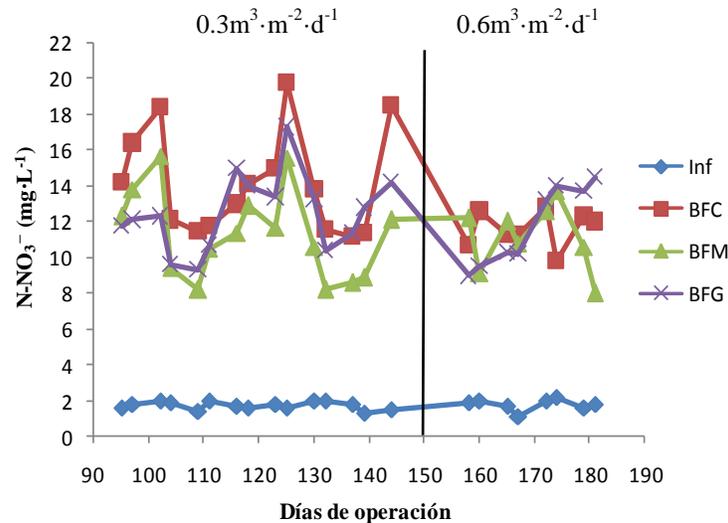


Figura 25. Comportamiento de los N-NO_3^- con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Durante el comportamiento cíclico del N-NO_3^- , éstos nunca desaparecieron como se ha observado en otros estudios (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005b, 2007) y tampoco hubo afectaciones drásticas en la remoción del N-NH_4^+ . Por lo cual, se puede inferir que la tasa de nitrificación no cambia cíclicamente, sino simplemente hay acumulación de N-NO_3^- en el efluente. Es decir, el N-NO_3^- formado en ocasiones se transforma (desnitrificación) y disminuye la concentración y otras veces, lo hace en mucho menor medida (concentración aumenta).

De acuerdo con Aubry *et al.* (2006) este comportamiento cíclico, se debe al raspado y a la pérdida de biopelícula. Sin embargo en los tres sistemas, este efecto fue mucho menor debido a que las concentraciones de los N-NO_3^- nunca fueron cercanas a cero, como ha sucedido en otras investigaciones. Por otro lado, estudios sugieren que este comportamiento cíclico de los N-NO_3^- , puede deberse a la presencia de un proceso de nitrificación y desnitrificación simultáneo (Lowengart *et al.*, 1993; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005b, 2007; Saliling *et al.*, 2007).

Para la segunda etapa experimental, las concentraciones promedio de los N-NO_3^- en los efluentes de los biofiltros disminuyeron, excepto en el BFM que permaneció casi igual ($11 \pm 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). El comportamiento de los N-NO_3^- en el biofiltro BFC y en el BFG fueron similares, puesto que las concentraciones de salida fueron de 12 ± 1 y de $12 \pm 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Una posible explicación de esta disminución, es debido a que el TRH disminuye para la segunda etapa, lo que trae como consecuencia una afectación en la actividad de las bacterias nitrificantes, que tienen un metabolismo más lento que las bacterias heterótrofas.

En esta segunda etapa experimental, el comportamiento cíclico de los N-NO_3^- en los tres sistemas fue mucho menor en comparación a la primera etapa experimental (figura 25). La posible razón de que este comportamiento sea menos marcado, puede deberse a que las fuerzas de corte del AR son mayores y más constantes, debido al aumento en la cantidad de AR aplicada (aumento de la CHS) a los sistemas. Con ello se desprende una mayor cantidad de biopelícula, afectando a las bacterias nitrificantes que tienen un crecimiento más lento que las bacterias heterótrofas.

7.7.4.3 Comportamiento del NTK

Para la primera etapa experimental, los valores de NTK en el influente estuvieron entre 38 y 43 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (figura 26), siendo el promedio de $40.3 \pm 1.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y la carga igual a $12 \pm 1 \text{ gNTK}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Si se considera que la diferencia entre el NTK y el N-NH_4^+ corresponden al nitrógeno orgánico, entonces se puede inferir que $8.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ conciernen a nitrógeno orgánico en el influente, que en el AR está en forma de compuestos tales como proteínas, polipéptidos y aminoácidos (Cheremisinoff, 2002). El comportamiento de la remoción del NTK durante esta etapa, en los tres sistemas tendió a incrementarse, en general, conforme avanza el tiempo de operación de los biofiltros (figura 26).

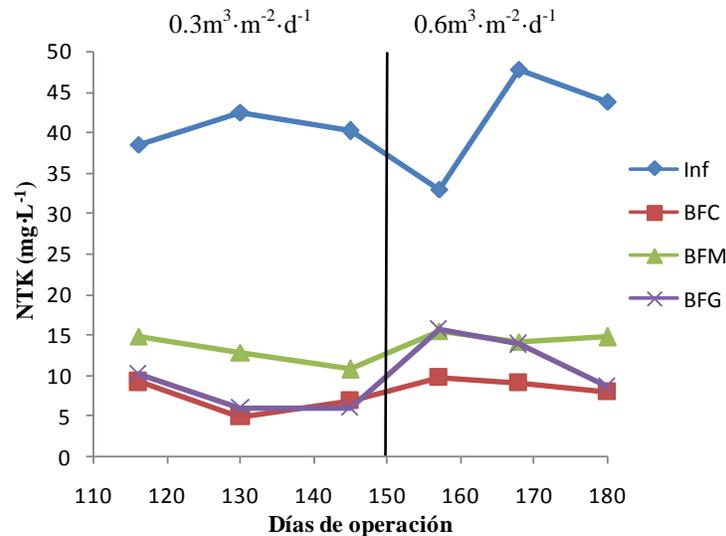


Figura 26. Comportamiento del NTK con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Para esta etapa, el BFC presentó en promedio la menor concentración en el efluente de NTK con $6.9 \pm 2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, lo que se traduce en la mayor eficiencia de remoción con el 83%. De manera muy similar al comportamiento del N-NH_4^+ , el BFG presentó una elevada eficiencia de remoción del NTK con 82%, mientras que el BFM obtuvo la menor eficiencia de remoción con sólo el 68%.

Garzón-Zúñiga *et al.* (2005b) sugieren que los principales mecanismos de remoción del nitrógeno, que actúan en un biofiltro empacado con materiales orgánicos son: 1) la volatilización del N-NH_3 , 2) retención del nitrógeno particulado, 3) sorción, asimilación y nitrificación del N-NH_4^+ soluble y 4) desnitrificación de los N-NO_3^- . En el caso de los tres biofiltros evaluados, se puede sugerir que están actuando simultáneamente mecanismos de hidrólisis, filtración, sorción, asimilación y nitrificación del NTK en el BFC y el BFG. Mientras que para el BFM, la acción de estos mecanismos puede estar presentándose en menor medida, principalmente en cuanto a la asimilación y nitrificación, lo cual puede estar asociado a los problemas en la difusión del aire.

En la segunda etapa experimental, el comportamiento del NTK en el influente fue oscilante, sin embargo la concentración promedio aumentó ligeramente a $41.5 \pm 7.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, del cual sólo el $4.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ corresponden a nitrógeno orgánico. Sin embargo, la carga fue muy similar a la primera etapa con un valor de $12 \pm 2 \text{ gNTK}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Por otra parte, el comportamiento de remoción del NTK en el BFC y BFM, se mantuvo constante a lo largo de esta etapa experimental (figura 26). Para el primer caso, la concentración promedio a la salida fue de $8.9 \pm 0.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mientras que para el BFM fue de $14.7 \pm 0.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Por otro lado, la concentración en el efluente del NTK en el BFG, se incrementó conforme transcurrió el tiempo de operación del biofiltro (figura 26), obteniendo una concentración promedio en a la salida de $12.7 \pm 3.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Al duplicar la CHS, las eficiencias de remoción en los BFC y en el BFM sólo disminuyeron en un 4%, mientras que en el BFG se redujo en un 13%, con respecto a la primera etapa experimental. Para la segunda etapa las eficiencias fueron de 79%, 64% y 69% para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. La disminución en la eficiencia de remoción del NTK en esta etapa, puede deberse a que al disminuir el TRH por el aumento de la CHS, la acción conjunta de los mecanismos de remoción del nitrógeno (filtración, sorción y nitrificación), disminuyó debido al paso más acelerado del AR a través de los biofiltros.

7.7.4.4 Comportamiento del N-Total

El N-Total se calculó para ambas etapas experimentales, a partir de la suma del NTK y los N-NO_3^- en el influente y en los efluentes de los tres sistemas experimentales, asumiendo que la concentración de los N-NO_2^- es una fracción muy pequeña.

En la primera etapa experimental, la concentración promedio del N-Total en el influente fue de $42 \pm 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y la carga fue de $13 \pm 1 \text{ gN-Total}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. El comportamiento de los tres biofiltros durante esta etapa, en general, fue de aumentar la remoción del N-Total conforme transcurría el tiempo de operación (figura 27). Sin embargo, el biofiltro que presentó la mayor eficiencia de remoción fue el BFG con 53%, seguido del BFC con 49% y del BFM con sólo el 43%. Con las eficiencias de remoción alcanzadas, los efluentes de los tres biofiltros cumplen el 100% con el LMPD en la modalidad de uso público urbano y para riego agrícola (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

Cuando se duplicó la CHS en la segunda etapa experimental, la concentración promedio del N-Total en el influente casi no cambió con respecto a la primera etapa experimental, siendo de $43 \pm 7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y la carga se mantuvo casi igual ($13 \pm 2 \text{ gN-Total}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). En cuanto al comportamiento de remoción de N-Total en los biofiltros durante esta etapa, el BFC presentó una remoción constante a lo largo del tiempo de operación (figura 27), con lo cual logró alcanzar la mayor eficiencia de remoción con 53%. Por otro lado, el comportamiento de remoción del BFM y el BFG fue similar, puesto que la tendencia fue de aumentar con el tiempo de operación de los sistemas; alcanzando una eficiencia de remoción de 41% y 43%, respectivamente.

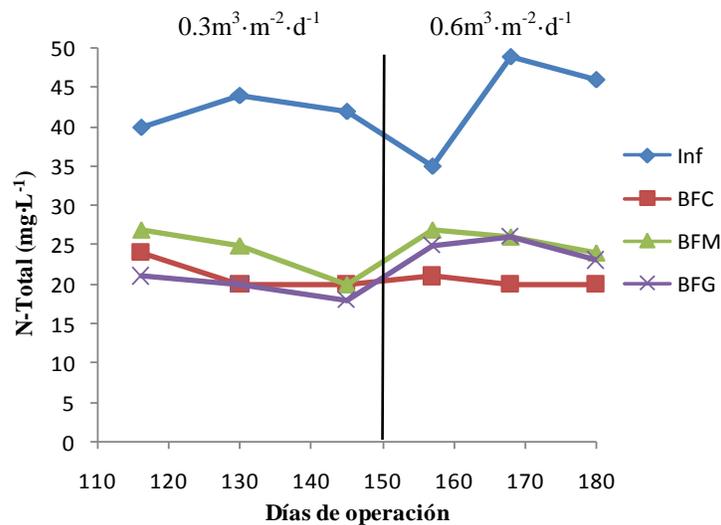


Figura 27. Comportamiento del N-Total con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

De manera muy similar a la primera etapa, los valores de los efluentes de los tres biofiltros, cumplen el 100% de las ocasiones con el LMPD en la modalidad de uso público urbano y uso para riego agrícola (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

7.7.5 Comportamiento del fósforo (P-PO_4^{-3})

Una limitación importante que puede llegar a presentarse en los sistemas de biofiltración sobre material orgánico, es la poca o nula remoción del fósforo (Talbot *et al.*, 1996; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a). El fósforo presente en el AR, proviene de la descomposición de las células. En etapas tempranas de la operación de los biofiltros, es común que los valores de P-PO_4^{-3} del efluente sean mayores que los del influente, debido al fenómeno de lavado de los componentes del material de empaque orgánico.

Una vez que el biofiltro se estabiliza, la concentración de P-PO_4^{-3} de entrada y de salida se iguala o bien puede haber una pequeña remoción. En la primera etapa experimental, la concentración promedio de P-PO_4^{-3} en el influente fue de $23 \pm 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y la carga fue de $7 \pm 1 \text{ gP-PO}_4^{-3}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. En el caso de los tres biofiltros evaluados en este trabajo, las concentraciones promedio de P-PO_4^{-3} en el efluente fueron de 26 ± 2 , 27 ± 2 y $25 \pm 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para el BFC, BFM y BFG, respectivamente, con ello estos valores fueron ligeramente más elevados que en la entrada, a pesar de que los sistemas se encontraban estabilizados (figura 28).

Este comportamiento puede deberse a que el material aún se está lavado, pero en menor grado. Como se puede observar en la figura 28, del día 130 al 144 de operación, las concentraciones de P-PO_4^{-3} de salida en los tres biofiltros, tienden a ser menores y a ser más cercanas a la concentración del influente, sugiriendo que el lavado del material está disminuyendo. Pese a ello, los valores de los P-PO_4^{-3} en los efluentes siguen siendo mayores al del influente, lo cual ha sido reportado en otros estudios, como resultado de una desorción de los P-PO_4^{-3} previamente retenidos en el sistema

(Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005a). Sin embargo, en los tres sistemas experimentales evaluados el fenómeno de desorción no se pudo estar presentando, debido a que durante toda la etapa experimental no hubo retención de los $P-PO_4^{-3}$ y por lo tanto, remoción de los mismos.

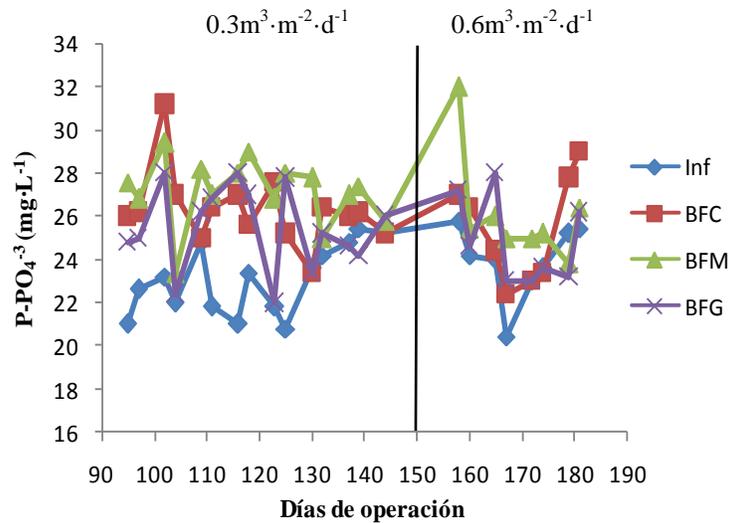


Figura 28. Comportamiento de los $P-PO_4^{-3}$ con respecto al tiempo de operación de los biofiltros durante las etapas experimentales ($0.3m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ y $0.6m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$).

En la segunda etapa experimental la carga permaneció sin cambio ($7 \pm 1 \text{ gP-}PO_4^{-3} \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$), mientras que las concentraciones en los efluentes de los tres sistemas vuelven a ser mayores con respecto a las del influente (figura 28). Este cambio en el comportamiento de los $P-PO_4^{-3}$ puede deberse a que al duplicar la CHS, hay un incremento en la velocidad de degradación del material de empaque y por consecuencia, lavado constante del mismo aumentando nuevamente las concentraciones de $P-PO_4^{-3}$ en los efluentes de los biofiltros.

7.7.6 Compactación del lecho filtrante

La fase experimental del trabajo comprendió 185 días continuos de operación de los tres sistemas. Durante este periodo de tiempo y a través de cada etapa experimental, se generó cierta compactación del lecho filtrante, la cual fue cuantificada. En la tabla 13 se presenta la compactación (disminución de la altura en centímetros) del lecho filtrante en cada biofiltro, generada en cada etapa experimental.

La compactación del lecho filtrante, proporciona información acerca de la degradación del material orgánico de empaque. Si se presenta una degradación importante del material orgánico, disminuyen los espacios vacíos entre partículas e incluso puede haber taponamientos en el reactor, lo cual lleva a fallas en el sistema; haciendo necesario el reemplazo del material orgánico de empaque.

La compactación del lecho filtrante que se presentó en el BFC y BFM, durante el arranque y estabilización puede asociarse, al reacomodo natural del material de empaque dentro del reactor, generado por las pruebas de vaciado y por el inicio de la operación de los sistemas (García, 2007).

Tabla 13. Compactación del lecho filtrante en cada biofiltro durante la fase experimental.

Biofiltro*	Compactación por etapas			Compactación total
	Arranque y estabilización	Primera etapa	Segunda etapa	
BFC (10 - 12 cm)	1 cm	1 cm	1 cm	3 cm
BFM (13 - 15 cm)	3 cm	1 cm	1.5 cm	5.5 cm
BFG (16 - 18 cm)	0 cm	0.5 cm	2.5 cm	3 cm

* Altura del lecho filtrante al inicio de la experimentación: 75 cm

En la primera etapa experimental, el BFC y el BFM presentaron la misma compactación del lecho filtrante, mientras que el BFG presentó la menor compactación. De acuerdo a las observaciones realizadas en el IMTA, las cuales indican que a mayor tamaño de partícula la degradación es menor, para esta etapa las granulometrías siguieron esa tendencia, ya que se presentó, en general, poca compactación del lecho en los tres biofiltros. La compactación generada durante esta etapa, se puede asociar al efecto normal de los diferentes agentes que lo degradan (Cohen, 2001; Saliling *et al.*, 2007).

Para la segunda etapa experimental, contrario a lo esperado, a mayor tamaño del material de empaque la compactación del lecho fue mayor. Una posible explicación toma en cuenta el hecho de que para un mismo volumen de cama filtrante, a menor tamaño de partícula de empaque, mayor es el área superficial y mayor es también, el volumen del lecho filtrante que está ocupado por material filtrante y menores el volumen ocupado por espacios vacíos. Por el contrario, mientras mayor es el tamaño de partícula en el lecho filtrante, hay más espacios vacíos y menos material filtrante, por lo que aún si la CHS se mantiene igual para los tres sistemas, en realidad la cantidad de agua por volumen de material filtrante que está en contacto con el material filtrante (degradándolo), es mayor cuando el tamaño del empaque es mayor. Por lo tanto en los BFM y BFG, que tienen los tamaños de partícula mayores, el AR que entra al sistema pasa por una menor cantidad de MF (volumen) que en el BFC, generando más degradación en estos tamaños de partículas.

Al final de la fase experimental del trabajo, la granulometría que presentó la mayor compactación del lecho filtrante fue el intervalo de 13 a 15 cm, con 5.5 cm de altura. Una posible explicación de este resultado, es que además del reacomodo del material de empaque dentro del reactor y del efecto de los diferentes agentes que degradan el empaque, fue la presencia de insectos dentro del reactor.

Los insectos que se detectaron en el BFM fueron principalmente de los órdenes Blattaria (cucarachas), Diptera (moscas) e Isoptera (termitas). Para eliminar la presencia de insectos en los reactores experimentales y para evitar afectaciones durante la operación de los mismos, al final de la etapa experimental los tres biofiltros fueron inundados con AR por 48 horas y posteriormente vaciados. En el caso particular de los isópteros habitaban y se alimentaban de las astillas de madera del BFM, lo cual generaba pérdida de material, disminución en el tamaño de la granulometría y compactación del lecho filtrante. Por otro lado, la presencia de estos insectos en los biofiltros BFC y BFG, fue escasa o nula durante toda la fase experimental del trabajo.

7.7.7 Desempeño de los sistemas con respecto a la normatividad

Un resumen de los límites máximos permisibles de descarga (LMPD) a cuerpos de agua de la NOM-001-SEMARNAT (1996), para parámetros evaluados en este trabajo, así como los valores promedio del influente, efluente y porcentajes de remoción de los tres biofiltros, para ambas etapas experimentales se presenta en la tabla 14.

Como se puede observar en la tabla 14A, durante la primera etapa experimental para el caso de los SST, los efluentes de los biofiltros BFC y el BFM cumplen, con el LMPD de la NOM-001-SEMARNAT (1996) para la protección de vida acuática (modalidad C), mientras que el BFG cumple con el LMD de uso público urbano (modalidad B). Para la DBO_5 , el único biofiltro que en promedio tiene un valor menor en el efluente al LMPD para la modalidad C es el BFC, mientras que el BFM y el BFG presentan valores promedio menores en el efluente al LMP para el uso en riego agrícola (modalidad A) y para la modalidad B.

Con respecto al N-Total, todos los biofiltros presentan valores promedio en el efluente menores al LMPD para la modalidad B y A (tabla 14A). En cuanto a los CF, a pesar de que el BFC presenta la mayor remoción de todos los sistemas, con tres unidades logarítmicas, los efluentes de los tres biofiltros necesitan pasar por un sistema de desinfección, para que puedan ser descargados hacia aguas y bienes nacionales. Sin embargo, dependiendo de la concentración de CF en el efluente, será la intensidad, la dosis o el tipo de proceso de desinfección.

Cuando los tres biofiltros experimentales, se operan con una CHS igual o menor a $0.3m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, los efluentes de los biofiltros tienen muy buena calidad, para poder ser descargados y cumplir con la normatividad mexicana, en la modalidad de uso público urbano y riego agrícola previa a desinfección. Si el BFC se opera con una CHS de $0.3m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, y se logra remover el fósforo y se aumenta la capacidad de desnitrificación, el efluente puede ser descargado a cuerpos de agua para cumplir la modalidad de protección de vida acuática.

En la tabla 14B, se presentan los valores promedio del influente y de los efluentes de los tres biofiltros, para los parámetros evaluados durante la segunda etapa experimental, así como los LMPD a cuerpos de agua de la NOM-001-SEMARNAT (1996). Para la segunda etapa experimental en cuanto a los SST, el BFC cumple con el LMPD para la modalidad C, con base al valor promedio en el efluente. Por otra parte, el BFM y el BFG cumplen con el LMPD para las modalidades B y A, de acuerdo a los valores promedio en el efluente. En relación a la DBO_5 , los tres biofiltros cumplen con el LMPD para las modalidades B y A, puesto que los valores promedio en el efluente son menores a $75 mg \cdot L^{-1}$.

Para el N-Total, el comportamiento es muy similar a la primera etapa experimental, puesto que todos los biofiltros presentan valores promedio en el efluente menores al LMPD para las modalidades B y A (tabla 14B). Para los CF, las remociones fueron menores con respecto a la primera etapa experimental en los tres biofiltros (tabla 14B), por lo cual para cumplir con los LMPD, los efluentes también necesitan de un sistema de desinfección para ser descargados.

Con base a los resultados encontrados en este trabajo, si los tres sistemas experimentales se operan con una CHS igual a $0.6m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, los efluentes tienen la calidad para cumplir con la normatividad mexicana de descarga en la modalidad de uso público urbano y para riego agrícola.

Tabla 14. Comparación entre los LMPD de la NOM-001-SEMARNAT (1996) y la calidad de los efluentes de los biofiltros para la primera etapa (A) y segunda etapa experimental (B).

A

Parámetro	LMPD* (NOM-001-SEMARNAT, 1996)					Primera etapa (CHS de 0.3m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹)				
	Inf	A	B	C	BFC	Remoción (%)	BFM	Remoción (%)	BFG	Remoción (%)
SST (mg·L ⁻¹)	228 ± 41	150	75	40	28 ± 9	88	35 ± 14	85	45 ± 17	80
DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	196 ± 27	150	75	30	22 ± 11	89	40 ± 10	80	43 ± 12	78
N-Total (mg·L ⁻¹)	42 ± 2	40	40	15	21 ± 2	49	24 ± 4	43	20 ± 2	53
CF (NMP·100 mL ⁻¹)	5.1 E ⁺⁰⁶ ± 1.7 E ⁺⁰⁶	1 E ⁺ ₀₃	1 E ⁺ ₀₃	1 E ⁺ ₀₃	4.9 E ⁺⁰³ ± 1.3 E ⁺⁰³	99.9	8.8 E ⁺⁰⁴ ± 5.6 E ⁺⁰⁴	98	6.2 E ⁺⁰⁵ ± 7.7 E ⁺⁰⁵	88

B

Parámetro	LMPD* (NOM-001-SEMARNAT, 1996)					Segunda etapa (CHS de 0.6m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹)				
	Inf	A	B	C	BFC	Remoción (%)	BFM	Remoción (%)	BFG	Remoción (%)
SST (mg·L ⁻¹)	228 ± 19	150	75	40	32 ± 14	86	44 ± 14	81	64 ± 12	72
DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	234 ± 21	150	75	30	32 ± 2	86	50 ± 4	79	59 ± 6	75
N-Total (mg·L ⁻¹)	43 ± 7	40	40	15	20 ± 1	53	26 ± 2	41	25 ± 2	43
CF (NMP·100 mL ⁻¹)	6.8 E ⁺⁰⁶ ± 2.6 E ⁺⁰⁶	1 E ⁺ ₀₃	1 E ⁺ ₀₃	1 E ⁺ ₀₃	5.5 E ⁺⁰⁵ ± 3.4 E ⁺⁰⁵	92	2.4 E ⁺⁰⁶ ± 1.5 E ⁺⁰⁶	65	3 E ⁺⁰⁶ ± 9.5 E ⁺⁰⁵	56

*Se presentan los límites máximos permisibles de descarga a cuerpos de agua, para las modalidades de uso en riego agrícola (A), uso público urbano (B) y protección de vida acuática (C), de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT (1996).

8. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en las pruebas rápidas de filtración, se encontró que una granulometría mayor a 18 cm de largo, bajo las condiciones estudiadas en esta tesis no generó efluentes con la calidad necesaria para cumplir con la normatividad vigente. Por lo anterior, el intervalo de selección de las granulometrías experimentales estudiadas, se estableció entre 10 y 18 cm de largo.

Los sistemas de biofiltración sobre material orgánico, empacados con tamaños de partículas mayores (10 a 18 cm) con respecto a las utilizadas actualmente a escala real (Saliling *et al.*, 2007; Buelna *et al.*, 2008) presentaron en general, eficiencias de remoción que permiten cumplir con los LMPD en las modalidades A y B de la NOM-001-SEMARNAT (1996), en términos de materia orgánica (medida como DBO₅), SST y NT tratando un AR municipal real.

Al aplicar una CHS de $0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, el efluente del BFC presentó en promedio, la menor concentración de SST con $28 \pm 9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (eficiencia de remoción del 88%). El efluente del BFM presentó en promedio, la segunda menor concentración de SST con $35 \pm 14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (eficiencia de remoción del 85%), mientras que el efluente BFG presentó en promedio la mayor concentración de SST en esta etapa con $45 \pm 17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (eficiencia de remoción del 80%). Sin embargo, estadísticamente las concentraciones promedio en los efluentes del BFC y el BFM fueron iguales. Además, en estos dos biofiltros la concentración de SST en el efluente, está por debajo del LMPD de descarga de la normatividad mexicana, para la modalidad de protección de vida acuática (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

En cuanto a la remoción de materia orgánica medida como DBO₅, las eficiencias de remoción fueron de 89%, 80% y 78% para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. Para el caso de la DQO, el comportamiento de remoción de los biofiltros fue similar a la DBO₅, con eficiencias de remoción de 89%, 84% y 81% para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. De acuerdo al análisis estadístico, sí hubo diferencias significativas entre los tres biofiltros, con lo cual se demostró que la eficiencia de remoción de la DQO, disminuye conforme aumenta la granulometría.

Se comprobó que a mayor tamaño de granulometría en los biofiltros, la capacidad de retención de CF disminuye. Por ello, la mayor eficiencia de remoción de CF la obtuvo el BFC con 99.9% (tres unidades logarítmicas), seguido del BFM con 98% (dos unidades logarítmicas) y del BFG con 88% (una unidad logarítmica). Por lo tanto, se recomienda que los efluentes de los tres biofiltros, sean desinfectados para que puedan cumplir con los LMPD de la NOM-001-SEMARNAT (1996).

El BFC obtuvo la mayor eficiencia de remoción del N-NH_4^+ y del NTK con 92% y 83%, respectivamente. Así como la mayor capacidad de nitrificar al aplicar una CHS de $0.3\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, con una concentración promedio de $14 \pm 3 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot\text{L}^{-1}$, sin embargo la remoción de NT fue sólo de 49%. En cambio el BFG, presentó la mayor eficiencia de remoción del NT con 53% y la segunda mayor eficiencia de remoción del N-NH_4^+ y del NTK, con 85% y 82%, respectivamente.

Al aplicar la segunda CHS de $0.6\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, el comportamiento de remoción de los SST fue similar al de la primera etapa experimental, siendo el BFC el que presentó la mayor eficiencia de remoción (86%), seguido del BFM (81%) y del BFG (72%). El análisis estadístico, mostró que al aumentar la granulometría la eficiencia de remoción de SST disminuye. Las eficiencias de remoción de materia orgánica del BFC, BFM y del BFG medida como DBO₅, en esta segunda etapa sólo disminuyeron en 2%, 1% y 3%, respectivamente con respecto a la primera etapa.

Para la materia orgánica medida como DQO, las eficiencias de remoción fueron de 84%, 79% y 72% para el BFC, BFM y BFG, respectivamente. De manera similar a los SST, el análisis estadístico mostró que efectivamente, al aumentar la granulometría la eficiencia de remoción de DQO disminuye.

Al duplicar la CHS, la remoción de CF disminuyó en los tres biofiltros. Para el BFC se redujo a 92% (una unidad logarítmica), en el BFM a 65% (menos de una unidad logarítmica) y en el BFG a 56% (menos de una unidad logarítmica) tal y como se menciona en la literatura (Buelna y Bélanger, 1989, 1990; Talbot *et al.*, 1996; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008). Se corroboró que al aumentar la CHS, se afectó la capacidad de retención de CF en los biofiltros.

En cuanto a las transformaciones del nitrógeno, al aplicar la CHS de $0.6\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, el análisis estadístico reveló que la concentración del N-NH_4^+ en los efluentes del BFC y del BFG, no difieren significativamente. Para esta etapa el BFC y el BFG, presentaron la misma capacidad de nitrificar con 12 ± 1 y 12 ± 2 $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Por otra parte, el BFC presentó la mayor eficiencia de remoción del NTK con 79% y del NT con 53%, seguido del BFG con 69% y 43%, respectivamente. Con respecto al fósforo, como era de esperarse por los reportes previos en la literatura, no hubo remoción de los P-PO_4^{3-} en ninguno de los tres biofiltros, a lo largo de la fase experimental del trabajo.

Los dos métodos utilizados para estimar el TRH de los biofiltros: 1) pruebas de trazado y 2) pruebas de vaciado de la columna, mostraron amplias diferencias entre el TRH por vaciado y el TRH medio (t_g) de los biofiltros. Estas diferencias se pueden atribuir a: 1) los grandes espacios vacíos formados entre las partículas del material de empaque, 2) la presencia de canales preferenciales creados por el sistema de alimentación. Ambos factores favorecen el flujo a gran velocidad del agua en tratamiento a través del biofiltro, lo cual genera un breve t_g en comparación al TRH por vaciado, 3) la aireación que puede estar generando zonas muertas, d) presencia o ausencia de biopelícula, 4) degradación del material de empaque y compactación del lecho filtrante, lo cual crea canales preferenciales y 5) las pruebas de trazado se realizaron en un momento experimental diferente a las pruebas de vaciado.

En lechos filtrantes con partículas mayores a 10 cm, si se realiza el cálculo del t_g considerando la macroporosidad (y no la porosidad del lecho), se observa que la diferencia entre el t_g (medido con pruebas de trazado) y el TRH (medido con pruebas de vaciado) es menor.

Cuando la macroporosidad del lecho filtrante es mayor al 60%, estimar el TRH utilizando el cálculo del t_g modificado (tomando en cuenta sólo la macroporosidad), es la estimación más adecuada al TRH real del sistema, debido a que este método proporciona una mejor descripción del flujo del AR dentro del biofiltro, cuando el lecho filtrante presenta grandes espacios vacíos.

El biofiltro que presentó la mayor compactación del lecho filtrante, durante la fase experimental del trabajo fue el BFM con 5.5 cm. Por otra parte, el BFC y el BFG, presentaron la misma compactación al final de la experimentación (3 cm). En estos dos biofiltros, la compactación del lecho filtrante se ocasionó por el efecto de los diferentes agentes que lo degradan y desintegran. Mientras que en el BFM, la presencia y actividad de insectos pudo haber provocado que este biofiltro, presentara una mayor compactación en comparación a los otros dos biofiltros.

El biofiltro que presentó el mejor desempeño de remoción de contaminantes en ambas CHS evaluadas fue el BFC, cumpliendo marginalmente (el valor promedio cumple, pero en ocasiones la desviación estándar supera el LMPD) con la modalidad C de la NOM-001-SEMARNAT (1996) para la DBO₅ y SST. Mientras que el biofiltro con el segundo mejor desempeño de remoción fue el BFM. Los tres tamaños de partícula demostraron tener la capacidad de producir efluentes que cumplen con la NOM-001-SEMARNAT (1996) para la modalidad B.

9. RECOMENDACIONES

Para que el efluente de un sistema de biofiltración sobre material orgánico, empacado con un tamaño de partícula de 10 a 12 cm de largo, pueda cumplir con los LMPD para la modalidad de protección de vida acuática de la NOM-001-SEMARNAT (1996) y, pueda ser descargado a un cuerpo de agua natural, se deben remover los nutrientes. Para aumentar la remoción de estos contaminantes, se recomienda que la altura del lecho filtrante sea mayor a 75 cm, con lo que se favorecerá el aumento en el TRH del sistema y la capacidad de desnitrificación del mismo.

En sistemas de biofiltración que utilizan material de empaque orgánico de tamaño \geq a 10 cm de largo, o que tienen un porcentaje de macroporosidad \geq al 60%, al determinar el TRH por pruebas de trazado, se sugiere considerar sólo la macroporosidad del lecho filtrante para el cálculo del t_g . Esta consideración se debe a que la macroporosidad se presenta en una mayor proporción (con respecto a la microporosidad) en el lecho filtrante.

Los dos métodos utilizados para la estimación del TRH en sistemas de biofiltración sobre material orgánico, generan resultados contrastantes dependiendo de la capacidad de retención de agua (microporosidad) en el lecho filtrante. Por lo que se sugiere realizar mayor investigación, para dilucidar el efecto de las diferentes variables de operación del sistema (CHS aplicada, aireación, etc.), sobre la estimación del TRH del sistema.

10. LITERATURA CITADA

- Alatorre A. 2007. *Diseño de reactores empacados para la remoción de color en aguas residuales industriales*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México D.F. México.
- APHA-AWWW-WPCF. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. Washington. Estados Unidos de América.
- Aubry G., Lessard P., Gilbert Y., LeBihan Y. y Buelna G. 2006. Nitrogen behavior in a trickling biofilter treating pig manure. *Proceedings of IWA International Conference Biofilms Systems VI*. Amsterdam. Holanda.
- Bach H. 1923. Schwefel im Abwasser. *Gesundheits-Ingenieur* 46: 370.
- Brooks J. L., Rock C. A. y Struchtemeyer R. A. 1984. Use of peat for on-site wastewater treatment: 2. Field studies. *Journal of Environmental Quality* 13: 524-530.
- Buelna G. 1994. La biofiltración en lecho orgánico: una novedosa alternativa para el tratamiento de efluentes industriales y de pequeños municipios. *Memorias del II Congreso y Exposición Internacional de la Industria del Medio Ambiente*. México D.F. México.
- Buelna G. y Bélanger G. 1989. Peat-based biofilters for municipal wastewater treatment: choice of peat. *Symposium Peat and Peatlands: Diversification and Innovation*. Quebec. Canada.
- Buelna G. y Bélanger G. 1990. Biofiltration à base de tourbe pour le traitement des eaux usées des petites municipalités. *Sciences et techniques de l'eau* 23: 259-264.
- Buelna G., Dubé R. y Turgeon N. 2008. Pig manure treatment by organic bed biofiltration. *Desalination* 231: 297-304.
- Buelna G., Garzón-Zúñiga M. A. y Moeller-Chávez G. 2011. Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Ideas CONCYTEG* 6: 541-552.
- Cervantes A. L. 2009. *Sistema combinado para el tratamiento de aguas residuales para viviendas unifamiliares*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México D.F. México.
- Chaney R. L. y Hundemann P. T. 1979. Use of peat moss columns to remove cadmium from wastewaters. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 51: 17-21.
- Chaudhary D. S., Vigneswaran S., Ngo H., Shim W. G. y Moon H. 2003. Biofilter in water and wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering* 20: 1054-1065.
- Cheremisinoff N. P. 2002. *Handbook of water and wastewater treatment technologies*. Butterworth-Heinemann. Boston. Estados Unidos de América.

- Cobos-Becerra Y. L. y González-Martínez S. 2012. Influencia de la granulometría y la tasa de aireación sobre el comportamiento hidráulico de un filtro biológico aireado (BAF). *Memorias del XXXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Salvador. Brasil.
- Cohen Y. 2001. Biofiltration - the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: A review. *Bioresource Technology* 77: 257-274.
- Consejo de las Comunidades Europeas. 1991. *Directiva del Consejo 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas*. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 21 de mayo de 1991.
- Couillard D. 1994. The use of peat in wastewater treatment. *Water Research* 28: 1261-1274.
- Delhoménie M. C., Bibeau L. y Heitz M. 2002. A study of the impact of particle size and adsorption phenomena in a compost-based biological filter. *Chemical Engineering Science* 57: 4999-5010.
- Estrada E. B. y García L. 2004. *Biodegradación del 1,2 dicloroetano de aguas residuales de la industria petroquímica por biofiltración sobre medio orgánico*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM). Cuernavaca. México.
- Flemming H. C. y Wingender J. 2001. Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs) - Part I: Structural and ecological aspects. *Water Science and Technology* 43: 1-8.
- García L. 2007. *Decoloración fúngica de efluentes industriales con colorantes Azo en sistemas de biofiltración con diferentes empaques orgánicos*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México D.F. México.
- Garzón-Zúñiga M. A. 2001. *Mécanismes d'enlèvement de l'azote u lisier de porc par biofiltration aérée sur tourbe*. Tesis de Doctorado. Université Laval. Quebec. Canadá.
- Garzón-Zúñiga M. A. 2004. La biofiltración sobre cama de turba, un tratamiento eficiente para diferentes tipos de agua residual industrial. *Memorias del XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. San Juan. Puerto Rico.
- Garzón-Zúñiga M. A. y Buelna G. 2011. Treatment of wastewater from a school in a decentralized filtration system by percolation over organic packing media. *Water Science and Technology* 64: 1169-1177.
- Garzón-Zúñiga M. A., Lessard P. y Buelna G. 2002a. Tratamiento de aguas residuales de granja de puerco por biofiltración aireada sobre cama de turba. *Memorias del XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Cancún. México.
- Garzón-Zúñiga M. A., Lessard P. y Buelna G. 2002b. Transformación y eliminación del nitrógeno en el tratamiento de efluentes de granjas de puerco, empleando un biofiltro aireado con soporte orgánico. *Memorias del XIII Congreso Nacional de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*. Guanajuato. México.

- Garzón-Zúñiga M. A., Lessard P. y Buelna G. 2003. Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. *Environmental Technology* 24: 605-614.
- Garzón-Zúñiga M. A., Moeller G. E. y Buelna G. 2005a. *Biofiltración sobre materiales orgánicos de regiones tropicales y subtropicales: desarrollo IMTA-CRIQ*. Informe final de proyecto IMTA-TC0512.4. Jiutepec. México.
- Garzón-Zúñiga M. A., Lessard P, Aubry G. y Buelna G. 2005b. Nitrogen elimination mechanisms in an organic media aerated biofilter treating pig manure. *Environmental Technology* 26: 361-372.
- Garzón-Zúñiga M. A., Ramírez-Camperos E., Cardoso-Vigueros L. y Escalante V. 2007. *Expansión de la biofiltración sobre materiales orgánicos a diferentes regiones y tipos de agua residual en México*. Informe final de proyecto IMTA RJE.01.02/094/TC-0733.1/01/07. Jiutepec. México.
- Garzón-Zuñiga M. A., Tomasini-Ortíz A., Moeller-Chavez G., Hornelas-Uribe Y., Buelna G. y Mijaylova-Nacheva P. 2008. Enhanced pathogen removal in on-site biofiltration systems over organic filtration materials *Water Practice and Technology* 3: 1-8.
- Gray N. F. 2004. *Biology of wastewater treatment*. Imperial College Press. Londres. Reino Unido.
- Iwai S. y Kitao T. 1994. *Wastewater treatment with microbial films*. Technomics Publishing Company, Inc. Lancaster. Estados Unidos de América.
- Karamanev D. G., Bélanger M. C., Chavarie C., Chaouki J. y Mayer R. 1994. Hydrodynamic characteristics of a trickling bed of peat moss used for biofiltration of wastewater. *The Canadian Journal of Chemical Engineering* 72: 411-417.
- Lang J. S., Giron J. J., Hansen A. T., Trussell R. R. y Hodges W. E. 1993. Investigating filter performance as a function of the ratio of filter size to media size. *Journal - American Water Works Association* 85: 122-130.
- Lens P. N., Vochten P. M., Speleers L. y Verstraete W. H. 1994. Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. *Water Research* 28: 17-26.
- Lowengart A., Diab S., Kochba M. y Avnimelech Y. 1993. Development of a biofilter for turbid and nitrogen-rich irrigation water; a: organic carbon degradation and nitrogen removal processes. *Bioresource Technology* 44: 131-135.
- Martin A. M. 1991. Peat as an agent in biological degradation: peat biofilters. 341-362 Pp. En: Martin A. M. (ed.). *Biological Degradation of Wastes*. Elsevier Science Publishers. Nueva York. Estados Unidos de América.
- Mathavan G. N. y Viraraghavan T. 1989. Use of peat in the treatment of oily waters. *Water, Air and Soil Pollution* 45: 17-26.
- McDowell-Boyer L. M., Hunt J. R. y Sitar N. 1986. Particle transport through porous media. *Water Resources Research* 22: 1901-1921.

- Mendoza-Espinosa L. G. y Stephenson T. 1999. A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. *Environmental Engineering Science* 16: 201-216.
- Metcalf y Eddy Inc. 1996. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. McGraw Hill. México D.F. México.
- Metcalf y Eddy Inc. 2003. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw Hill. Nueva York. Estados Unidos de América.
- Moore R., Quarmby J. y Stephenson T. 2001. The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research* 35: 2514-2522.
- NOM-001-SEMARNAT. 1996. *Norma oficial mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Diario Oficial de la Federación. 24 de junio de 1996.
- NOM-003-SEMARNAT. 1997. *Norma oficial mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público*. Diario Oficial de la Federación. 21 de septiembre de 1998.
- Pujol R., Hamon M., Kandel X. y Lemmel H. 1994. Biofilters: flexible, reliable, biological reactors. *Water Science and Technology* 29: 33-38.
- Quickenden J., Mittal R. y Gross I. I. 1992. Effluent nutrient removal with Sulzer Biopur and filtration system. *Proceedings of the European Conference on Nutrient Removal from Wastewater*. Wakefield. Reino Unido.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Robinson A. B., Brignal W. J. y Smith A. J. 1994. Construction and operation of a submerged aerated filter sewage treatment works. *Water and Environment Journal* 8: 215-227.
- Saliling W. J. B., Westerman P. W. y Losordo T. M. 2007. Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquacultural Engineering* 37: 222-233.
- Schwager A. y Boller M. 1997. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology* 35: 13-20.
- Shiskowski D. M. y Viraraghavan T. 1993. Removal of chromium from wastewater by peat filters. *Journal of Environmental Science and Health A28*: 967-981.
- Show K. Y. y Tay J. H. 1999. Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. *Water Research* 33: 1471-1481.
- Smith J. M. 1981. *Chemical engineering kinetics*. McGraw Hill. Nueva York. Estados Unidos de América.

- Smith A. J. y Marsh P. 1995. Enhanced wastewater treatment with lamella tube settlers, submerged aerated filters, and ultra violet radiation. *Proceedings of the 68th Annual Conference of the Water Environment Federation*. Miami. Estados Unidos de América.
- Stensel H. D., Brenner R. C., Lee K. M., Melcer H. y Rakness K. 1988. Biological aerated filter evaluation. *Journal of Environmental Engineering* 114: 665-671.
- Stevik T. K., Kari A., Ausland G. y Hanssen J. F. 2004. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research* 38: 1355-1367.
- Talbot P., Bélanger G., Pelletier M., Laliberté G. y Arcand Y. 1996. Development of a biofilter using an organic medium for on-site wastewater treatment. *Water Science and Technology* 34: 435-441.
- Tampion J. y Tampion M. D. 1987. *Immobilized Cells: Principles and Application*. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- Thalasso F. y Pineda O. 2002. Biofiltración: tratamiento biológico de aire contaminado. *Avance y perspectiva* 21: 325-327.
- Timpany P. L. y Harrison J. R. 1989. Trickling filter solids contact performance from the operator's perspective. *Proceedings of 62th Annual Water Pollution Control Federation Conference*. San Francisco. Estados Unidos de América.
- Trussell R. R. y Chang M. 1999. Review of flow through porous media as applied to head loss in water filters. *Journal of Environmental Engineering* 125: 998-1006.
- Urfer D., Huck P. M., Booth S. D. J. y Coffey B.M. 1997. Biological Filtration for BOM and Particle Removal: A Critical Review. *Journal - American Water Works Association* 89: 83-98.
- U. S. EPA. 1992. *Manual – Guidelines for Water Reuse*. EPA/625/R-92/004. U. S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. Estados Unidos de América.
- Wakelin S. A., Page D. W., Pavelic P., Gregg A. L. y Dillon P. J. 2010. Rich microbial communities inhabit water treatment biofilters and are differentially affected by filter type and sampling depth. *Water Science and Technology: Water Supply* 10: 145-156.
- Wik T. 2003. Trickling filters and biofilm reactor modeling. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2: 193-212.
- Winkler M. 2008. *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Limusa. México D.F., México.
- Yang H. y Allen D. G. 2005. Potential improvement in biofilter design through the use of heterogeneous packing and a conical biofilter geometry. *Journal of Environmental Engineering* 131: 504-511.

ANEXO I

Procedimiento para el cálculo del TRH

Para conocer el TRH por el método de determinación del volumen de líquido en tratamiento, se llevaron a cabo pruebas de vaciado de acuerdo a la metodología descrita por Garzón-Zúñiga *et al.* (2003):

- 1) Se pesan las columnas de los reactores vacías.
- 2) Del volumen útil total del reactor, se empaqueta el 11% de grava y se pesan. Posteriormente, se agrega el material de empaque húmedo hasta llenar el volumen útil total del reactor y se pesan nuevamente las columnas, por diferencia se determina el peso del material filtrante húmedo.
- 3) Se llenan los reactores con agua hasta el nivel de la grava, se vacían y se mide el agua evacuada. Esto indica el valor de los espacios vacíos que se encuentran en el volumen de grava.
- 4) Cada reactor es llenado por el fondo con agua hasta que el medio filtrante esté completamente inmerso, el llenado se debe realizar lentamente para prevenir la expansión del mismo y la formación de burbujas de aire. Se deja reposar toda la noche.
- 5) Se vacía la columna.
- 6) Las columnas se llenan nuevamente con agua y se comienzan las pruebas de vaciado. La duración de estas pruebas es de 1440 minutos y se hacen por triplicado para cada columna. El volumen de agua que se encuentra en los reactores es vaciado y se mide el volumen acumulado en varios intervalos de tiempo (4, 15, 30, 60, 180, 240, 420 y 1440 minutos).
- 7) Después de las tres pruebas de vaciado se toman muestras del MF de la parte alta, media y baja de los BF y se determina el contenido de agua haciendo un promedio de las tres muestras de cada reactor.
- 8) Con los resultados se calcula la porosidad *in situ*, la porosidad debe ser igual al valor del volumen del agua acumulada al final de las pruebas de vaciado, adicionado al volumen de agua contenido en el material de empaque.

Posteriormente a las pruebas de vaciado, se determinan los espacios vacíos en los biofiltros con respecto al flujo de salida utilizando el volumen de agua que se obtuvo en las pruebas de vaciado de cada intervalo de tiempo y graficando la siguiente ecuación:

$$Q = \frac{\Delta \text{ volumen acumulado}}{\Delta \text{ intervalo de tiempo}} \quad (2)$$

En la figura 29 se muestra el comportamiento de la curva teórica del volumen de espacios vacíos contra el caudal.

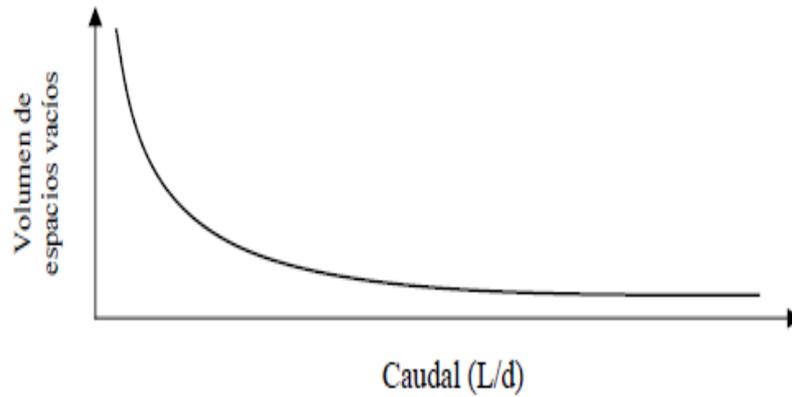


Figura 29. Curva teórica del volumen de espacios vacíos contra el caudal (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2003).

Por último, se calcula el TRH por medio de la siguiente ecuación (Garzón-Zúñiga, 2001):

$$\text{TRH} = \frac{V_t}{Q} \quad (3)$$

Donde:

TRH = Tiempo de residencia hidráulico.

V_t = Volumen total de AR en tratamiento (volumen correspondiente a la porosidad menos el volumen de espacios vacíos, que se obtienen de la ecuación de la curva elaborada, figura 29).

Q = Caudal.

ANEXO II

Cálculos para la determinación de la porosidad *in situ* del material filtrante (MF)

Al finalizar las pruebas de vaciado se tomaron muestras del MF en los tres biofiltros. Estas muestras se colocaron en cápsulas a peso constante, posteriormente se pesaron y se dejaron secar en la estufa a 105 °C por 24 h, para después ser pesadas nuevamente (tabla 15).

Tabla 15. Peso de las cápsulas después de las pruebas de vaciado.

Biofiltro	Peso cápsula (g)	Peso cápsula + MF (g)	Peso húmedo MF (g)	Peso 24 h (g)	MF seco (g)	Masa de agua (g)	Humedad (%)
BFC	72	88.2	16.1	76.3	4.3	11.9	73.6
BFM	80.6	87.4	6.7	83	2.3	4.4	65.7
BFG	81.9	97.6	15.7	90.8	8.9	6.8	43.1

Además de determinar el porcentaje de humedad, se midió el volumende aguaretenido en el material filtrante (que corresponde a la microporosidad), el volumende agua drenado (que corresponde a la macroporosidad) y el volumen de agua contenido en la capa de grava durante las pruebas de vaciado, para obtener el porcentaje de porosidad en cada biofiltro (tabla 16).

Tabla 16. Determinación de volumen de agua retenido y porcentaje de porosidad *in situ*.

Biofiltro	Masa MF húmedo (g)	Volumen de agua retenido(mL)	Volumen de agua drenado (mL)	Volumen de agua en la grava (mL)	Porosidad (%)
BFC	22750	16607.5	36069.7	4468	82.3
BFM	22000	14300	45012.7	6003	80.5
BFG	40300	17329	104392	13600	80.2

La macroporosidad del lecho filtrante (que es igual al volumen de agua drenado) en cada biofiltro, se calcula restando el volumende agua acumulado al final de la prueba de vaciado (valores que se presentan en las tablas 17 a 19) menos el volumen de agua en la capa de grava. Mientras que la microporosidad (que es igual al volumen de agua retenido), se calcula multiplicando la humedad del MF por el peso del MF húmedo empacado en el reactor (asumiendo que 1 g es igual a 1 mL).

Espacios vacíos en los biofiltros con respecto al flujo de salida

En las tablas 17 a 19 se presentan los valores de las pruebas de vaciado, mientras que en las figuras 30 a la 32 se muestran las gráficas con las curvas del volumen de espacios vacíos contra el caudal para los tres reactores experimentales.

Tabla 17. Prueba de vaciado del biofiltro empacado con la granulometría chica (10 - 12 cm).

Tiempo (min)	Volumen (mL)	Volumen acumulado (mL)	Q salida (mL·d ⁻¹)
4	11760	38820	8467.2
15	642	39462	84
30	161	39623	15.5
60	184	39807	8.8
120	180	39987	4.3
240	177	40164	2.1
420	131	40295	1
1440	243	40538	0.3

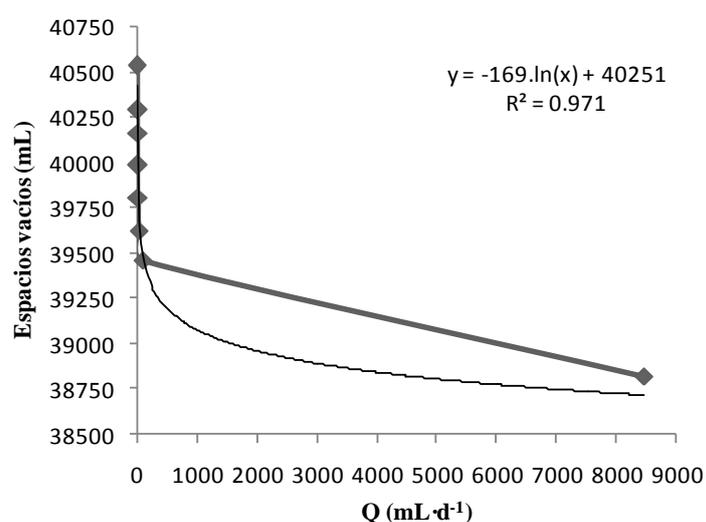


Figura 30. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal del biofiltro empacado con las partículas de 10 a 12 cm.

Tabla 18. Prueba de vaciado del biofiltro empacado con la granulometría mediana (13 - 15 cm).

Tiempo (min)	Volumen (mL)	Volumen acumulado (mL)	Q salida (mL·d ⁻¹)
4	19440	49770	13996.8
15	440	50210	57.6
30	183	50393	17.6
60	158	50551	7.6
120	110	50661	2.6
240	112	50773	1.3
420	89	50862	0.7
1440	154	51016	0.2

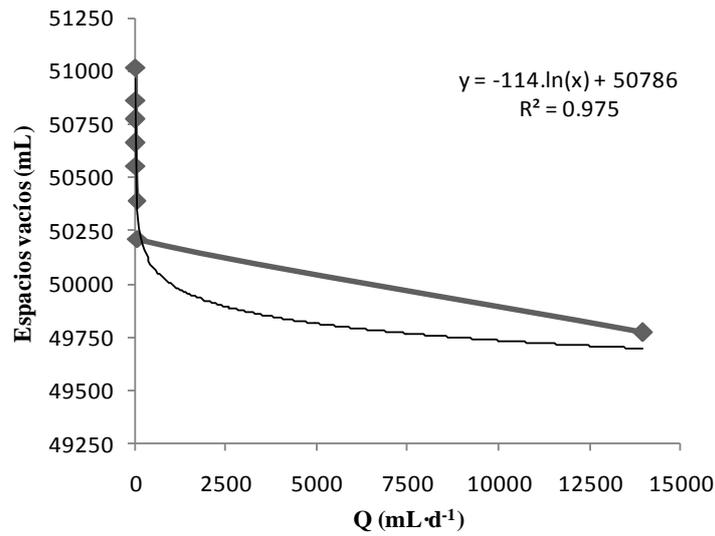


Figura 31. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal del biofiltro empacado con las partículas de 13 a 15 cm.

Tabla 19. Prueba de vaciado del biofiltro empacado con la granulometría grande (16 - 18 cm).

Tiempo (min)	Volumen (mL)	Volumen acumulado (mL)	Q salida (mL·d ⁻¹)
4	32900	66330	23688
15	50700	117030	6637.1
30	210	117240	20.2
60	182	117422	8.7
120	151	117573	3.6
240	133	117706	1.6
420	96	117802	0.8
1440	190	117992	0.3

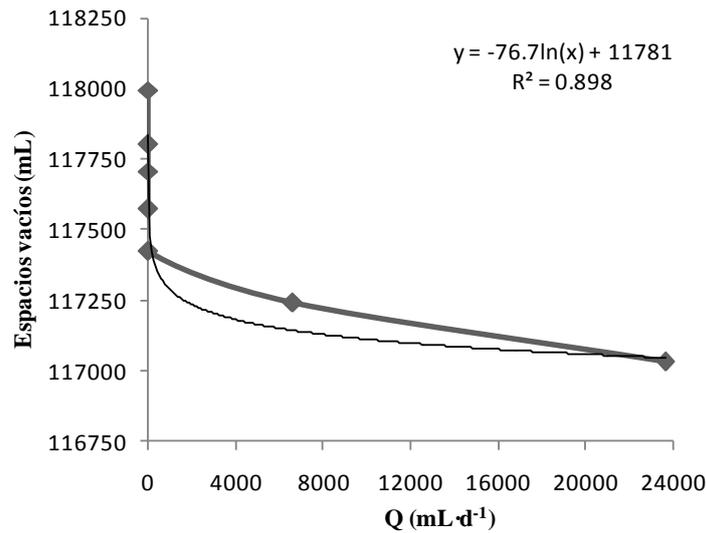


Figura 32. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal del biofiltro empacado con las partículas de 16 a 18 cm.

Determinación del TRH en los biofiltros (para la CHS de $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

Con las ecuaciones obtenidas a partir de las curvas, se sustituye el caudal a utilizar y se obtiene el volumen de espacios vacíos para ese caudal. Por la diferencia entre el volumen total de agua contenido en el material filtrante y el volumen de espacios vacíos, se obtiene el volumen real de agua en tratamiento. Si se sustituye el valor del volumen real y el caudal en la ecuación (3) se obtiene el TRH. En la tabla 20 se presentan los cálculos realizados para la determinación del TRH en cada uno de los biofiltros.

Tabla 20. Caudal, volumen de espacios vacíos y de la porosidad *insitu*, así como el TRH por vaciado calculado en los tres biofiltros.

	Biofiltro		
	BFC	BFM	BFG
Q (L·d ⁻¹)	25.7	29.6	59.3
Volumen de espacios vacíos (L)	39.9	50.6	116.9
Volumen de la porosidad <i>insitu</i> (L)	52.8	59.5	120.5
Volumen de agua en tratamiento (L)	12.9	8.9	3.6
TRH (h)	12.2	7.3	1.2

ANEXO III

Prueba de trazado preliminar

Con la finalidad de implementar y poner a punto el procedimiento para el cálculo del TRH medio (t_g) en los tres biofiltros, se utilizó el método experimental estímulo-respuesta (Smith, 1981). A partir del cual, se realizó una prueba de trazado preliminar en un biofiltro de plástico con un volumen total de 10 L. Este biofiltro se empacó con la granulometría chica (10 - 12 cm) y se utilizó el NaCl como trazador.

Previamente a realizar la prueba de trazado, se procedió a saturar el empaque con NaCl, con la finalidad de disminuir el efecto de adsorción del trazador durante la prueba. Para la saturación, el biofiltro se alimentó continuamente con una bomba peristáltica por 48 horas con una CHS de $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, utilizando agua de la llave con una concentración de $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ de NaCl como influente.

Posterior a la saturación, se procedió a realizar la prueba de trazado para calcular el t_g del biofiltro. La cantidad de trazador inyectado con la ayuda de la bomba peristáltica, correspondió al 1% del volumen total del reactor. La inyección del NaCl a una concentración de $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, se hizo en pulso (tipo C) y al caudal ajustado para cumplir con la CHS de $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Después de la inyección del pulso, el biofiltro se alimentó en continuo con agua de la llave con una concentración de $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ de NaCl, durante un tiempo igual a dos veces el TRH calculado a partir de las pruebas de vaciado. Durante la prueba, se tomaron muestras cada 2 minutos los primeros 20 minutos, después cada 5 minutos por 45 minutos y por último cada 20 minutos.

Con los datos se graficó una curva de concentración contra el tiempo. Esta curva de respuesta del trazador fue normalizada (figura 33) y posteriormente se calculó el t_g del biofiltro, utilizando la siguiente ecuación:

$$t_g = \frac{\sum (T_i C_i dt_i)}{\sum C_i dt_i}$$

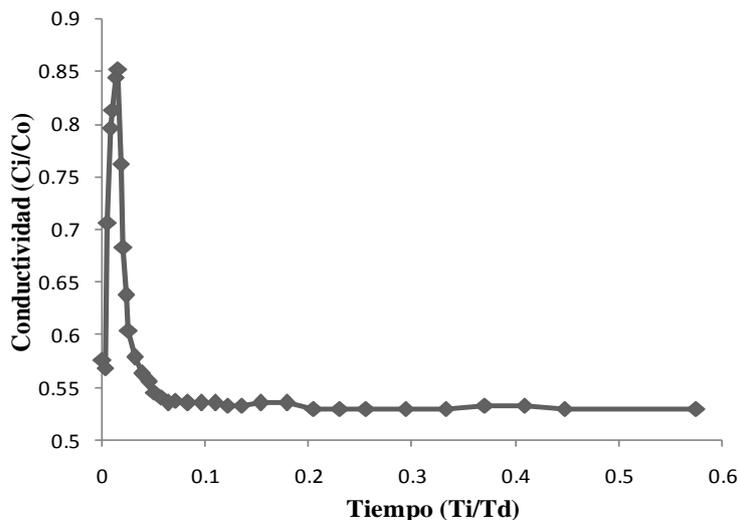


Figura 33. Curva de respuesta normalizada, después de la aplicación del trazador en el biofiltro.

En la tabla 21 se presentan los valores calculados a partir de la conductividad (C_i), para cada tiempo (T_i) y el intervalo de tiempo entre muestras (d_{ti}), que se obtuvieron durante la prueba de trazado para el biofiltro de plástico empacado con un tamaño de partícula de 10 a 12 cm. Como se puede observar en esta tabla el t_g calculado para este biofiltro, a partir de los datos generados de la prueba de trazado fue de 1.23 h.

Tabla 21. Valores calculados a partir de la conductividad, tiempo de toma muestra e intervalo de tiempo entre muestras.

TiCidti	Cidti	t_g (h)
0.0005	0.1893	1.23
0.0012	0.2353	
0.0020	0.2651	
0.0028	0.2711	
0.0036	0.2813	
0.0044	0.2839	
0.0045	0.2540	
0.0047	0.2276	
0.0049	0.2123	
0.0051	0.2012	
0.0154	0.4817	
0.0180	0.4689	
0.0207	0.4625	
0.0232	0.4540	
0.0259	0.4497	
0.0285	0.4454	
0.0315	0.4476	
0.0741	0.8909	
0.0855	0.8909	
0.0969	0.8909	
0.1077	0.8866	
0.1191	0.8866	
0.2051	1.3363	
0.3191	1.7818	
0.3612	1.7647	
0.4063	1.7647	
0.4514	1.7647	
0.7787	2.6471	
0.8803	2.6471	
0.9866	2.6598	
1.0887	2.6598	
1.1850	2.6471	
3.0473	5.2941	
131.4888	77.8772	
Σ 141.87	Σ 114.92	

ANEXO IV

Prueba de vaciado preliminar para cálculo del TRH

Para comparar el t_g y el TRH por vaciado calculado a partir de las pruebas de vaciado, en la tabla 22 se presentan los resultados obtenidos de la prueba de vaciado del biofiltro.

Tabla 22. Prueba de vaciado del biofiltro de 10 L.

Tiempo (min)	Volumen (mL)	Volumen acumulado (mL)	Q salida (mL·d ⁻¹)
15	720	5840	69.12
30	18	5858	1.728
60	16	5874	0.768
120	14.5	5888.5	0.348
240	12	5900.5	0.144
420	7.2	5907.7	0.057
1440	5.5	5913.2	0.007

Con los datos obtenidos en la prueba de vaciado, se generó la curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal (figura 34), para determinar el TRH por vaciado, con el volumen total de AR en tratamiento y el caudal aplicado. Con esta información, se calculó el TRH por vaciado a partir de la ecuación (3) y se obtuvo un TRH de 2.1 h.

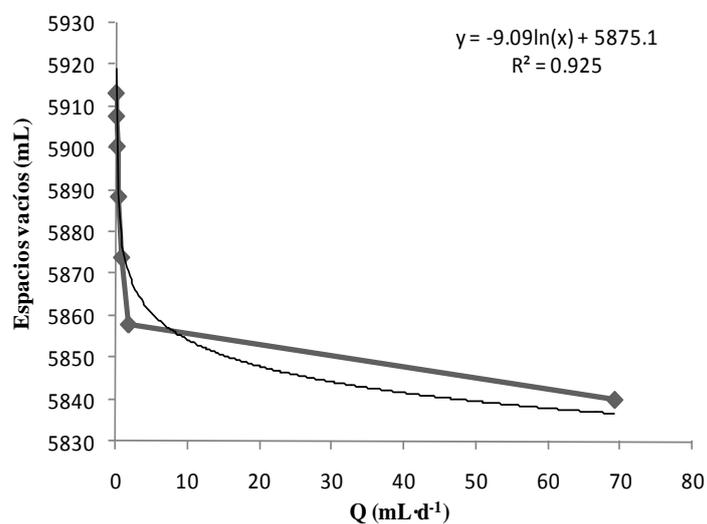


Figura 34. Curva del volumen de espacios vacíos contra el caudal aplicado al biofiltro.