

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA

**EVALUACIÓN DEL MEDIO FILTRANTE (UAEMEX-1)
PARA SU CARACTERIZACIÓN EN DIFERENTES
NIVELES TRÓFICOS.**

T E S I S

QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS DEL AGUA

P R E S E N T A:

M. EN C. TZOLKIN ROSSEL MENDOZA

DIRECTORES DE TESIS

DR. DAURY GARCÍA PULIDO

DR. IVÁN GALLEGOS ALARCÓN

DRA. MARTHA P. HERNÁNDEZ VERGARA

TOLUCA, MÉXICO

NOVIEMBRE DE 2015

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional De Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca número 344634, que me otorgó para realizar mis estudios de Posgrado.

Al Dr. Daury García Pulido. Por su valioso apoyo, como tutor y guía en la elaboración de este estudio. Gracias por ser más que un asesor; amigo incomparable al mostrarme que siempre existe una oportunidad si te esmeras por ella.

Al Dr. Iván Gallego Alarcón, su actitud como mentor me ha ayudado a consolidar mis ideas sobre la investigación y la aplicación de esta en el ejercicio de nuestra profesión, indudablemente eres sujeto de inspiración.

A la Dra. Martha Patricia Hernández Vergara, por apoyarme y asesorarme una vez más. Siempre de manera profesional y buscando mi superación.

A mis revisores: a todos los miembros de mi comité por dedicar su tiempo y brindar sus comentarios para mejorar el presente estudio.

Al personal que labora en el laboratorio de calidad de agua del CIRA, por su apoyo en los análisis.

A: Andrés, Oscar, Mario y Julián: por brindarme su amistad y apoyo de manera desinteresada durante la realización de este estudio.

A todos aquellos involucrados en la elaboración de este estudio y que por falta de espacio no menciono.

A la madre naturaleza por permitirme existir y realizar mi proyecto de vida.



DEDICATORIAS

A Yesenia Cruz. Sin tu presencia esta historia no sería posible, este esfuerzo es de los dos. Gracias por compartir tu vida a mi lado.

A mis hijos. Mis pequeños Citlalli y Yunuen, ya que ningún esfuerzo ni desvelo es demasia al ver su sonrisa.

A mis padres. Leo y Juan a veces el método parece abstracto pero la meta sigue siendo la misma. Gracias por enseñarme a luchar por este sueño convertido en una meta.

A mi hermano y su nueva familia. No desesperes todo a su tiempo, pero con la constante del esfuerzo continuo hacia la meta.

A mi abuela la Sra. Rosa Hernández. Tu inquebrantable apoyo en cualquier condición ha sido siempre un aliento de tranquilidad. Gracias por siempre pensar en nosotros.

A la familia Cruz Ordoñez. Don Roque y Doña Esther, gran parte de esta travesía no habría sido posible sin su comprensión, guía y apoyo. Son ustedes personas dignas de mi respeto.

Al universo y las estrellas ya que y como enuncia Paulo C. han conspirado una vez más en pro de mis objetivos.

Finalmente. A todos aquellos que dedicamos una parte de nuestras vidas a la investigación, he aquí un granito de arena más.

"La ciencia no es perfecta, con frecuencia se utiliza mal, no es más que una herramienta, pero es la mejor herramienta que tenemos, se corrige a sí misma, está siempre evolucionando y se puede aplicar a todo. Con esta herramienta conquistamos lo imposible."

Carl Sagan 1934 - 1996

RESUMEN

En pro de optimizar la actividad acuícola, es necesario desarrollar y aplicar innovaciones tecnológicas en los sistemas de recirculación que se utilizan, para lo cual se requiere de realizar evaluaciones metódicas que permitan generar productos que deriven en desarrollos tecnológicos transformadores.

Con base a lo anterior, durante este estudio, se evaluó la eficiencia de un medio filtrante, a partir de un diseño de tipo fractal que se incorporó como componente principal en una plataforma de percolación y como parte del tren de tratamiento para agua residual proveniente de un sistema acuícola. La incorporación del medio filtrante (UAEMex-1) permitió evaluar el desempeño de este modelo, a partir de la determinación de la tasa de conversión volumétrica y la eficiencia al remover nitrógeno amoniacal total (NAT).

La evaluación de la remoción del NAT a partir del medio filtrante UAEMex-1 se consideró como uno de los objetivos del estudio, debido a su importancia biológica como producto principal del metabolismo de los organismos acuícolas.

Para lograr este objetivo se ocupó el medio filtrante UAEMex-1, mismo que se diseñó y desarrollo en la Universidad Autónoma del Estado de México; este medio filtrante funciona como superficie de adhesión para las bacterias nitrificantes y gracias a su diseño, el área de superficie del mismo coadyuva a un alto desempeño en la remoción del NAT. El diseño de este medio, es de tipo fractal, brindándole propiedades de superficie específica superiores a las de los medios filtrantes que se encuentran en el mercado; los cuales se desarrollaron con base en la geometría euclidiana.

Esta investigación se efectuó en condiciones de laboratorio un experimento con una duración de 120 días. Se evaluaron tres tratamientos con cargas de NAT distintas, con tres alturas de empaque diferentes. Para cada tratamiento se construyeron tres cilindros que emularon biofiltros percoladores. Para cada tratamiento se evaluaron parámetros de calidad de agua (O_2 , temperatura, pH, SST, NAT, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, Alcalinidad, DBO_5).

En los filtros percoladores se colocó el medio filtrante UAEMex-1 a distintas alturas entre ellos (2.5, 5 y 7.5 cm correspondientemente para cada uno). Cada tratamiento se alimentó con agua preparada de manera sintética la cual tuvo una concentración de 0.6, 1.0 y 1.6 mg/L de cloruro de amonio, para cada tratamiento; esto para emular los distintos escenarios tróficos que se pueden presentar en un cultivo acuícola.

En este estudio se hizo uso de un balance de masas, para la etapa metodológica de evaluación de desempeño. Lo que ayudó a conocer la carga que puede soportar este medio filtrante en diferentes niveles tróficos por medio de Tasa de Conversión Volumétrica de NAT (TCV_{NAT}) y la eficiencia de remoción de NAT en las condiciones en las que el presente estudio se realizó.

Con los datos que se obtuvieron de los muestreos y mediante un análisis estadístico (ANOVA) se observó la eficiencia con respecto a la remoción de NAT del medio filtrante UAEMex-1, sin encontrar diferencia significativa entre las áreas propuestas ($p > 0.001$). El porcentaje de eficiencia para la remoción de NAT que se logró en este estudio fue de $44.5\% \pm 6.01$ en promedio.

Los resultados que se obtuvieron tras la evaluación de la Tasa de Conversión Volumétrica de NAT (TCV_{NAT}). **Oligotrófico (O):** **O 2.5** 48.04 ± 22.79 (g/m^3d), **O 5** 24.34 ± 11.75 (g/m^3d), **O 7.5** 15.52 ± 8.11 (g/m^3d); **Mesotrófico (M):** **M 2.5** 99.08 ± 62.31 (g/m^3d), **M 5** 55.09 ± 28.48 (g/m^3d), **M 7.5** 35.99 ± 18.59 (g/m^3d); **Eutrófico (E):** **E 2.5** 103.46 ± 56.33 (g/m^3d), **E 5** 67.20 ± 50.22 (g/m^3d), **E 7.5** 41.91 ± 28.89 (g/m^3d). Mostraron diferencia significativa ($p < 0.05$) en los tratamientos con respecto a la TCV_{NAT} y la altura del empaque propuesta.

Con respecto a los resultados que estudios homólogos arrojan al evaluar distintos tipos de medios, lo observado en el presente califica entre eficiente y muy eficiente el desempeño del medio filtrante UAEMex-1 como componente esencial en una plataforma de percolación para agua residual en las condiciones que imperaron en este estudio. Sin embargo se observó que este medio tuvo una mejor eficiencia en el escenario mesotrófico lo que permite plantear nuevas interrogantes en el tema.

Palabras clave: Medio filtrante, Fractal, Nitrificación, Remoción, Acuicultura.

ABSTRACT

In pro of innovation towards more efficient technology for recirculation aquaculture systems production, methodical assessments are necessary to allow us to observe the peculiarities that can be derived by its application.

In this study, innovation applies to a fractal design in a media filter for later use as a component in a trickling reactor and as part of a wastewater treatment for aquaculture, leads directly to the performance evaluation. In this case it's given by the overall efficiency by removing Total Ammonia Nitrogen (TAN). Therefore one of the considerations that were evaluated in this study was biological in nature; the efficiency of removal of the NAT; this metabolic waste is one of the most important for aquaculture production. This behavior was observed between the surface area and the removal efficiency when using UAEMex-1 media filter.

To achieve this goal the UAEMex-1 media (designed and developed at the Autonomous University of the State of Mexico) works as an available surface for the colonies of nitrifying bacteria. Thanks to its fractal design the media filter provides superior specific surface vs. those media filters that are in the market; those are based on Euclidean geometry.

A 120 days experiment was carried out with three treatments that had different loads of TAN and three different heights (2.5, 5.0 and 7.5 cm) of media filter. For each treatment, three-cylinder emulated trickling biofilters were constructed. Water quality parameters (O_2 , temperature, pH, SST, NAT, NO_2 -N, NO_3 -N, alkalinity, BOD5) in the effluent of the cylinders were evaluated. Each treatment was fed with produced water and had different concentration of TAN (0.6, 1.0 and 1.6 mg/L ammonium chloride); this to emulate different trophic scenarios that may occur in fish farming.

Mass balance methodology was used in this study for performance evaluation in order to know the load that can support this media filter at different trophic levels through Volumetric Conversion Rate TAN (TCV_{NAT}) and the removal efficiency of TAN.

With set of data obtained from sampling and by statistical analysis (ANOVA) efficiency with respect to removal of the media filter UAEMex-1, no significant difference was found between the proposed areas ($p < 0.001$). The percent removal efficiency for TAN achieved in this study was $44.5\% \pm 6.01$ on average.

The results of the Volumetric Conversion Rate TAN (TCV_{NAT}) were: **Oligotrophic (O): O 2.5** 48.04 ± 22.79 (g/m^3d), **O 5** 24.34 ± 11.75 (g/m^3d), **O 7.5** 15.52 ± 8.11 (g/m^3d); **Mesotrophic (M): M 2.5** 99.08 ± 62.31 (g/m^3d), **M 5** 55.09 ± 28.48 (g/m^3d) **7.5** 35.99 ± 18.59 , **M 7.5** 35.99 ± 18.59 (g/m^3d); **Eutrophic (E): E 2.5** 103.46 ± 56.33 (g/m^3d), **E 5** 67.20 ± 50.22 (g/m^3d), **E 7.5** 41.91 ± 28.89 (g/m^3d).

The above results showed that the UAEMex-1 media filter has an efficient performance compared with other media reported in the literature. However it was noted that this medium had a better efficiency in the mesotrophic level allowing raise new questions on the subject.

Keywords: Filter media, Fractal, Nitrification, Removal, Aquaculture.

INDICE GENERAL

	Página
Agradecimientos	i
Dedicatoria	ii
Resumen	iv
Abstrac	vi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
2.1 Escenarios tróficos.....	5
2.2 Tipos de sistemas de producción acuícola.....	8
2.2.1 Sistemas de recirculación acuícola (SRA).....	9
2.2.2 Procesos fundamentales en los SRA.....	12
2.3 Biofiltración, nitrificación y nitrógeno amoniacal total (NAT).....	13
2.3.1 Biofiltración.....	13
2.3.2 Nitrificación.....	15
2.3.3 Nitrógeno amoniacal total (NAT).....	16
2.4 Tipos de biofiltro.....	18
Key words: Media filter, Fractal, Nitrification, Removal and Aquaculture.....	19
2.6 Biopelícula.....	21
2.7 Tipos de medio filtrante (empaquete).....	23
2.7.1 Teoría del fractal.....	25
2.7.2 Medios filtrantes de diseño fractal.....	26
2.8 Estado del arte.....	28
3. JUSTIFICACIÓN	31
4. HIPÓTESIS	32
5. OBJETIVOS	32
5.1 Objetivo general.....	32
5.2 Objetivos específicos.....	32

6. METODOLOGÍA.....	34
6.1 Diseño experimental.....	31
6.2 Concepción y diseño del experimento.....	36
6.3 Diseño del banco de prueba.....	37
6.3.1 Funcionamiento del banco de prueba con los tratamientos.....	40
6.4 Inóculo del medio filtrante y maduración de la biopelícula.....	41
6.5 Diseño de la campaña de muestreo.....	43
6.5.1 Preparación del agua residual sintética.....	45
6.5.2 Evaluación de la calidad de agua inicial.....	46
6.6 Evaluación de la tasa de conversión volumétrica de NAT.....	47
6.7 Eficiencia de remoción de NAT del medio filtrante UAEMex-1 en los estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico.....	48
6.8 Tratamiento estadístico de los datos.....	49
6.8.1 Calidad de agua.....	49
6.8.2 Valoración de los datos para determinar la TCV_{NAT} , eficiencia de remoción y caracterización del medio filtrante UAEMex-1.....	49
7. RESULTADOS.....	51
7.1 Calidad de agua del efluente de los tratamientos durante el periodo de evaluación del medio filtrante UAEMex- 1.....	51
7.1.1 Evaluación de la calidad de agua inicial.....	51
7.1.2 Oxígeno disuelto.....	51
7.1.3 Temperatura.....	52
7.1.4 Potencial hidrógeno pH.....	53
7.1.5 Alcalinidad.....	54
7.1.6 Sólidos suspendidos totales.....	55
7.1.7 DBO_5	56
7.1.8 Concentración de NAT.....	58
7.2 Evaluación de la tasa de conversión volumétrica del nitrógeno amoniacal total.....	62
7.3 Eficiencia de remoción de NAT con el medio filtrante UAEMex-1 en los estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico.....	64

8. DISCUSIONES.....	68
8.1 Calidad de agua.....	68
8.2 Tasa de conversión volumétrica de NAT y eficiencia de remoción de NAT....	71
8.2.1 Observación del fenómeno de remoción de NAT.....	71
9. CONCLUSIONES Y PROYECCIONES.....	76
9.1 Conclusiones.....	78
9.2 Proyecciones.....	79
10. BIBLIOGRAFÍA.....	81
ANEXOS.....	88

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla. 1	Criterios de clasificación con base en el nivel trófico y las necesidades en la actividad acuícola (Malone y Pfeiffer, 2006).	1
Tabla. 2	Intervalos permitidos para los parámetros y lugares de muestreo para el análisis de biofiltros (Malone y Pfeiffer, 2006).	1
Tabla. 3	Calidad del agua dependiendo del nivel trófico del cultivo (Drennan <i>et al</i> 2006).	1
Tabla. 4	Rangos de valores recomendables para la remoción biológica del nitrógeno	1
Tabla. 5	Propiedades físicas de medios para los filtros percoladores (Metclaf y Edd 2003).	2
Tabla. 6	Memoria de cálculo del biofiltro (adaptado de Wheaton <i>et al</i> . 2000).	3
Tabla. 7	Parámetros analizados en cada punto de muestreo	4
Tabla. 8	Resultados de análisis de calidad de agua de la fuente de agua que se ocupó para abastecer los sistemas.	5
Tabla. 9	Estadísticos descriptivos del comportamiento del O ² (mg/L).	5
Tabla. 10	Estadísticos descriptivos del comportamiento de la temperatura (°C).	5

Tabla. 11	Estadísticos descriptivos del comportamiento del pH.	5
Tabla. 12	Estadística descriptiva del muestreo de la alcalinidad (CaCO_3 mg/L).	5
Tabla. 13	Estadísticos descriptivos del comportamiento de SST (mg/L).	5
Tabla. 14	Estadísticos descriptivos del muestreo de la DBO_5 entre los niveles subniveles de cada tratamiento.	5
Tabla. 15	Análisis estadístico (prueba de t) a los 90 días para los datos de salida d NAT	5
Tabla. 16	Datos estadísticos derivados de los muestreos después de aplicar la fórmula para obtener la TCV_{NAT} .	6
Tabla. 17	Datos estadísticos derivados de los muestreos después de aplicar la fórmula para obtener la TCM_{NAT} .	6
Tabla. 18	Tabla de estadística descriptiva para la base de datos de la eficiencia d remoción de NAT en los estados: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico	6
Tabla 19	Análisis del efecto de la capacidad de remoción de NAT del medio filtrant UAEMex-1 a diferente disponibilidad de área específica y nivel trófico.	7

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura. 1	Tipos de reactores de biopelícula: (A) Filtro percolador, (B) Reactor de lecho sumergido operado con flujo ascendente o (C) flujo descendente, (D) Rotantes de contacto, (E) Suspendidos incluyendo <i>air lift</i> , (F) Lecho fluidizado, (G) Lecho móvil y (H) Membrana unida (modificada de Wanner <i>et al.</i> , 2006).	1
Figura. 2	Descripción de la clasificación del estado oligotrófico (Wetzel 2001).	
Figura. 3	Descripción de la clasificación del estado eutrófico (Wetzel 2001).	
Figura. 4	Clasificación de los sistemas abiertos y cerrados de producción acuícola.	
Figura. 5	Clasificación de los SRA propuesta por Malone y Pfeiffer (2006).	10

Figura. 6	Clasificación del proceso de tratamiento para agua residual, adaptado en partes de Hedao <i>et al</i> 2012.	14
Figura. 7	Esquema del proceso de nitrificación (Cárdenas y Sánchez 2013)	15
Figura. 8	Diagrama de fuentes de generación de NAT en un ambiente acuícola (adaptado en partes de Crab 2007).	17
Figura. 9	Maduración de Biopelícula de D. Davis (2007)	22
Figura. 10	Medios filtrantes típicos para los filtros percoladores: (1) piedra o arena, (b) y (c) plástico flujo-vertical, (d) plástico flujo-crusado, (e) estlio madera de secuoya horizontal y (f) Empaque aleatorio (random pack).	24
Figura.11	Efecto de una figura fractal: Esponja de Menger. Se representan 3 iteraciones de la misma de modo que como límite de infinitas iteraciones el cubo inicial se convierte en un fractal. Si se ampliase un fragmento de la construcción I_3 , se apreciaría como el detalle ampliado es semejante a todo, por lo que esta figura presenta auto similitud.	26
Figura.12	Vista en planta, lateral e isométrico del medio filtrante UAEMex-1 (cota en pulgadas).	27
Figura. 13	Ubicación del Laboratorio de modelos hidráulicos en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (Imagen © 2015 Digital Globe, INEGI 2015).	34
Figura. 14	Diagrama de flujo del plan general de trabajo.	34
Figura. 15	Diseño experimental (Parcelas divididas) en donde se muestra los niveles superiores y en la parte inferior los subniveles o subparcelas.	35
Figura. 16	Diseño del cilindro, vista lateral en planta y 3D	38
Figura. 17	Adaptación rociadores para dispersión de carga hidráulica marca Orbit	38
Figura. 18	Distribución de tratamientos, niveles y flujo de caudal.	40
Figura. 19	Flujo de caudal reservorio-nivel con escenarios tróficos.	40

Figura. 20	Inóculo del medio filtrante: En el lado izquierdo se observa el M.F. inerte, en la parte derecha se observa el cambio de tonalidad de la superficie después de permanecer en el SRA.	41
Figura. 21	Lado izquierdo apreciación táctil (sensación resbalosa) de presencia de biopelícula. Lado derecho instalación de medio filtrante en los filtros (la plataforma de percolación).	41
Figura. 22	Ubicación de los puntos de muestreo para cada sistema.	43
Figura. 23	Viales para la recolección de muestras.	45
Figura. 24	Disposición de concentraciones de NH_4Cl en el banco de prueba.	46
Figura. 25	Descripción gráfica del comportamiento del O_2 mg/L en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.	52
Figura. 26	Descripción gráfica del comportamiento de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.	53
Figura. 27	Descripción gráfica del comportamiento del pH en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.	54
Figura. 28	Descripción gráfica del comportamiento de la alcalinidad en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.	55
Figura. 29	Descripción gráfica del comportamiento de los Sólidos Suspendidos Totales en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante la campaña de muestreo.	56
Figura. 30	Descripción gráfica del comportamiento de la DBO_5 mg/L en la altura de los tratamientos: O 2.5, O 5, O 7.5, durante la campaña de muestreo.	57
Figura. 31	Descripción gráfica del comportamiento de la DBO_5 mg/L en la altura de los tratamientos: M 2.5, M 5, M 7.5, durante la campaña de muestreo.	57

Figura. 32	Descripción gráfica del comportamiento de la DBO_5 mg/L en la altura de los tratamientos: E 2.5, E 5, E 7.5, durante la campaña de muestreo.	57
Figura. 33 A,B,C	Concentración de NAT en la entrada y salida del tratamiento Oligotrófico	59
Figura. 34 A,B,C	Concentración de NAT en la entrada y salida del tratamiento Mesotrófico	60
Figura. 35 A,B,C	Concentración de NAT en la entrada y salida del tratamiento Eutrófico	61
Figura. 36	Resultados gráficos del ANOVA para la TCV_{NAT} correspondiente al escenario Oligotrófico.	63
Figura. 37	Resultados gráficos del ANOVA para la TCV_{NAT} correspondiente al escenario Mesotrófico.	63
Figura. 38	Resultados gráfico del ANOVA para la TCV_{NAT} correspondientes al escenario Eutrófico.	63
Figura. 39	Resultados gráficos del ANOVA de la eficiencia de remoción de NAT para el escenario Oligotrófico.	64
Figura. 40	Resultados gráficos del ANOVA de la eficiencia de remoción de NAT para el escenario Mesotrófico.	65
Figura. 41	Resultados gráficos del ANOVA de la eficiencia de remoción de NAT para el escenario Eutrófico.	65
Figura. 42	Descripción gráfica del comportamiento de la eficiencia con respecto a la altura de medio filtrante y estado trófico.	66
Figura. 43	Descripción gráfica del comportamiento de la eficiencia con respecto al estado trófico y la altura del medio filtrante.	66
Figura. 44	Promedio de la TCV_{NAT} y de la eficiencia de remoción de NAT al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 en los tratamientos.	73

NOMENCLATURA

Nomenclatura	Descripción	Unidades
a_{AM}	Producción de nitrógeno amoniacal	kg N-NH ₃ /kg de alimento
A_{AM}	Área superficial requerida para remover la producción de nitrógeno amoniacal	m ²
A_{cross}	Área seccional del filtro	m ²
a_{DO}	Demanda de oxígeno por kilogramo de alimento dado	kg O ₂ /Kg de alimento
ALK_{in}	Alcalinidad	mg/L como CaCO ₃
A_{media}	Área superficial activa del empaque	m ²
ARE	Eficiencia energética de remoción de nitrógeno amoniacal	g N-NH ₃ /kWh
A_S	Área superficial	m ²
ASE	Área superficial específica	m ² /m ³
ASFA	Asociación "Resúmenes sobre las Ciencias Acuáticas y la Pesca"	
A_t	Área transversal	m ²
BIOSIS	Base de datos de revistas científicas	
C	Concentración actual de oxígeno disuelto	mg/L
C/N	Relación carbono nitrógeno	
CA_E	Concentración de Nitrógeno Amoniacal Total en el efluente del biofiltro	g de N/m ³
CA_I	Concentración de Nitrógeno Amoniacal Total a la salida del reservorio	g de N/m ³
CBF	Carga acumulativa de alimento	mg/L
C_E	Concentración de entrada	mg/L
C_{EQ}	Concentración de equilibrio de oxígeno disuelto	mg/L
CH	Carga hidráulica	m ³ /m ²
CIRA	Centro Interamericano de Recursos del Agua	
CNA/CONAGUA	Comisión Nacional del Agua	

Nomenclatura	Descripción	Unidades
CO	Consumo de oxígeno disuelto	kg/m ³
CONAPESCA	Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca	
C _S	Concentración de salida	mg/L
C _{SAT}	Concentración de saturación de oxígeno disuelto	mg/L
D10	Diámetro efectivo del grano	mm
DBO ₅	Demanda biológica de oxígeno a los cinco días	mg/L
DBO _{5in}	Demanda bioquímica de oxígeno a la entrada del biofiltro	mg/L
DOF	Diario Oficial de la Federación	
DQO	Demanda química de oxígeno	mg/L
DQO _{in}	Demanda química de oxígeno en la entrada del filtro	mg/L
DQO _T	Demanda química de oxígeno total	mg/L
E	Eficiencia	%
FCA	Factor de conversión alimenticia	
H	Altura del empaque en el biofiltro	m
H _{tank}	Altura total	m
H _{water}	Altura del agua	m
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua	
L _{hyd}	Tasa de carga hidráulica	m ³ /m ² d
L _{media}	Carga hidráulica del empaque	m ³ /m ² d
msnm	Metros sobre el nivel del mar	m
NAT	Nitrógeno Amoniacal Total	mg/L
N-NH _{3in}	Nitrógeno amoniacal entrada biofiltro	mg N-NH ₃ /L
N-NH _{3out}	Nitrógeno amoniacal salida biofiltro	mg N-NH ₃ /L
N-NO ₂ ⁻ _{gen}	Generación de N – nitritos	%
N-NO ₂ ⁻ _{in}	N – nitritos entrada biofiltro	mg N-NO ₂ ⁻ /L
N-NO ₂ ⁻ _{out}	N – nitritos salida biofiltro	mg N-NO ₂ ⁻ /L
N-NO ₃ ⁻ _{gen}	Generación de N-nitratos	%

Nomenclatura	Descripción	Unidades
$N-NO_3^-_{in}$	N – nitratos entrada biofiltro	mg N- NO_3^- /L
$N-NO_3^-_{out}$	N – nitratos salida biofiltro	mg N- NO_3^- /L
OD	Oxígeno disuelto en el agua	mg/L
Od_{in}	Oxígeno disuelto en el influente	mg/L
P	Energía total	kW/d
PAM	Producción de nitrógeno amoniacal por peces	Kg/d
pH	Potencial de hidrógeno	
PVC	Policloruro de vinilo	
Q	Caudal	m ³ /d o L/s
$Q_{A....E}$	Caudal en los puntos de muestreo A – E	m ³ /d
Q_{DBO5E}	Carga de DBO ₅ (empaquetado)	g DBO ₅ /m ² d
Q_{DI}	Caudal de diseño	L/s
Q_{DQOE}	Carga de DQO (empaquetado)	g DQO/m ² d
Q_{ENT}	Caudal de entrada al SRA	m ³ /d
Q_{filter}	Caudal del biofiltro	m ³ /d
Q_{mu}	Caudal de agua tratada	m ³ /d
Q_{NH3AS}	Carga de amonio (área superficial)	g N- NH_3 /m ² d
Q_{NH3E}	Carga de amonio (empaquetado)	g N- NH_3 /m ² d
Q_{out}	Caudal de descarga	m ³ /d
Q_{reuse}	Caudal reuso	m ³ /d
Q_{ru}	Caudal estanque	m ³ /d
Q_{SAL}	Caudal de salida	m ³ /d
R	Coeficiente de correlación	
R^2	Coeficiente de determinación	
r_{ALI}	Tasa de alimentación	%

Nomenclatura	Descripción	Unidades
R_{ALI}	Alimento total diario	Kg/d
rO_2	Tasa de consumo de oxígeno disuelto por los peces	mg O_2 /L h
R_{OD}	Requerimiento de oxígeno	mg/L
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentos	
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	
SRA	Sistema de recirculación acuícola	
SSA	Área de superficie específica	m^2/m^3
SST	Sólidos suspendidos totales	mg/L
STR	Tasa de conversión de nitrógeno amoniacal superficial	g N- NH_3/m^2 d
T	Temperatura del agua	$^{\circ}C$
t	Tiempo de aclimatación antes de empezar la adquisición de datos	d
TAA	Tasa aérea de remoción de nitrógeno amoniacal	g N- NH_3/m^2 d)
THR	Tiempo de retención hidráulica	min
TC_{VN}	Tasa de conversión volumétrica de nitritos	g N- NO_2^-/m^3 d
TCV_{NAT}	Tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total	g N- NH_3/m^3 d
UAEM	Universidad Autónoma del Estado de México	
V	Volumen	m^3
V_0	Volumen del filtro	m^3 ó L
V_{AM}	Volumen del empaque	m^3
V_b	Volumen de empaque en el biofiltro	m^3
V_E	Volumen del estanque	m^3
V_{media}	Volumen del empaque	m^3
YSI	Yellow Springs Instrument Company	

INTRODUCCIÓN



1. INTRODUCCIÓN

“El concepto de que el agua es un recurso vasto con una capacidad de renovación ilimitada pertenece al pasado” (Beekman, 1998).

Es de conocimiento general que el crecimiento de la población y sus requerimientos, a nivel personal e industrial, hace que la demanda de agua sea cada vez mayor. Es importante utilizar correctamente la biotecnología para tratar el agua residual a fin de eficientar su uso como consecuencia del efecto antropogénico.

La aplicación de la biotecnología para el tratamiento de aguas residuales se hizo visible durante el siglo XX. En Estados Unidos y el Reino Unido se descubrió que algunos organismos se pueden ocupar como “limpiadores de agua” y se les llamo filtros biológicos debido a la biopelícula que se desarrolla sobre las piedras en las orillas de los ríos. Uno de los primeros filtros biológicos se concibió en 1893 cerca de Manchester en el Reino Unido (Henze *et al.*, 2008).

El proceso de conversión en los reactores de biopelícula está limitado típicamente por el transporte de masa, en donde solo las bacterias en las capas externas de la biopelícula pueden contribuir eficientemente en la remoción de contaminantes. Esta limitante tiene implicaciones sobre el diseño y operación de los filtros o reactores de biopelícula así como en la ecología microbiana de esta. Una visión conceptual general de diferentes tipos de bio-filtros se muestra en la figura 1.

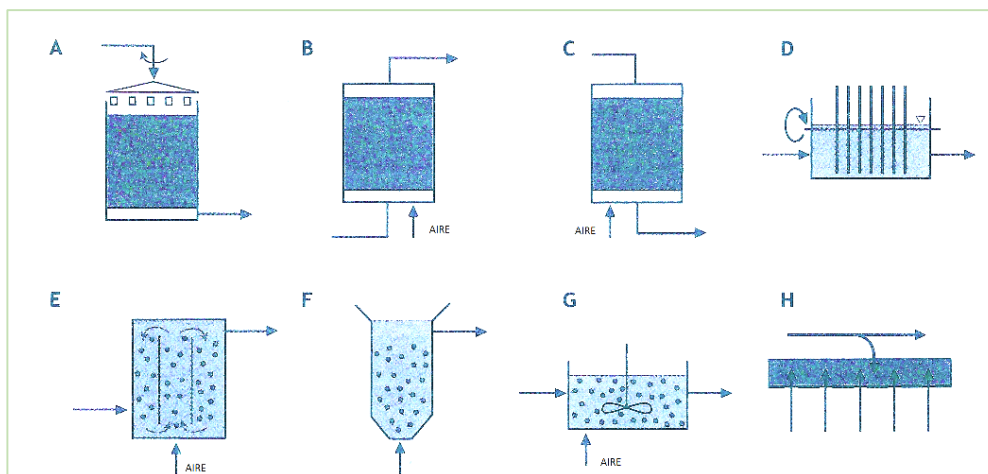


Figura 1.- Tipos de reactores de biopelícula: (A) Filtro percolador, (B) Reactor de lecho sumergido operado con flujo ascendente o (C) flujo descendente, (D) Rotantes de contacto, (E) Suspended incluyendo *air lift*, (F) Lecho fluidizado, (G) Lecho móvil y (H) Membrana unida (modificada de Wanner *et al.*, 2006).

De modo intrínseco en un biofiltro se presenta una competencia microbiana que no solamente se basa en la disponibilidad de espacio y nutrientes en torno a la geografía de la biopelícula sino también en la localización de los diferentes grupos de bacterias que la conforman (Morgenroth, 2008).

Para el caso del presente estudio, una de las aplicaciones del tratamiento biológico del agua residual es la acuicultura. El desarrollo de la industria acuícola se debate en el hecho de ser sustentable, por ello los esfuerzos se dirigen a tener procesos productivos cada más eficientes y con mejores prácticas de producción.

Uno de los procesos de mayor interés en la actividad acuícola se encuentra en el tratamiento del agua residual, el presente trabajo puntualiza la remoción del Nitrógeno Amoniacal Total (NAT) que se encuentra disuelto en el agua como un metabolito; producto principalmente de la alimentación de los peces el cual es altamente tóxico y por ello es importante removerlo del proceso de producción acuícola (Eding *et al.*, 2006). Entre los procesos biológicos más eficientes y económicos para la remoción del NAT, se encuentran los de desnitrificación bacteriana autótrofa (Ornelas 2012).

Por ello, los trenes de tratamiento que se diseñan para los sistemas de recirculación acuícola desarrollan un papel crucial en la producción acuícola ya que de esto depende en gran parte la eficiencia propia del sistema y de la viabilidad de un cultivo acuícola.

El método que se aplica para la remoción del nitrógeno actualmente se compone de dos etapas: una que es aerobia en la que ocurre la oxidación del nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) a nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), que se denomina etapa de nitrificación. Y otra que se desarrolla en condiciones anóxicas en la que los nitritos y nitratos se reducen a nitrógeno gaseoso (Wild *et al.* 1995) que es liberado a la atmósfera; esta etapa se conoce como desnitrificación. Ambas etapas convergen en lo que se denomina como un tratamiento de agua residual secundario según la clasificación de Crites y Tchobanoglous (1998), este tratamiento se complementa con un proceso terciario cuando se incluye la remoción de sólidos.

Una de las limitantes en la remoción de NAT que se pueden encontrar de acuerdo con Boller *et al.* (1994), Eding *et al.* (2006) y Morgenroth, (2008), es el área o superficie específica disponible para que la biopelícula se fije a un medio filtrante.

Por tal razón y con la idea de innovar tecnologías más eficientes para los biofiltros que se instalan en conjunto con los sistemas de recirculación que actualmente se utilizan en la

producción acuícola; y como resultado de una investigación previa a este estudio; en el Centro Interamericano de Recursos del Agua, perteneciente a la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México se desarrolló el medio filtrante “UAEMex-1”.

Uno de los objetivos al desarrollar el medio filtrante UAEMex-1 fue disponer de la mayor cantidad de superficie específica (m^2/m^3), ya que de acuerdo a Boller *et al.* (1994), Greiner *et al.* (1998) Malone *et al.* (2006), Eding *et al.* (2006) y Colt *et al.* (2006) los filtros percoladores tienen una baja eficiencia en la remoción de compuestos nitrogenados debido a la reducida superficie que poseen los medios filtrantes que se encuentran disponibles en el mercado.

El diseño del medio filtrante “UAEMex-1” es de tipo fractal brindándole propiedades de remoción teóricamente superiores a las de los medios filtrantes existentes en el mercado, este medio se desarrolló con base en las propiedades de la geometría euclidiana (García-Pulido y Gallego-Alarcón, 2012).

A razón de lo descrito previamente, en este estudio se tomó la iniciativa para evaluar las propiedades teóricas de remoción de NAT con el uso del medio filtrante UAEMex-1. Al innovar en éste el diseño fractal, no se tiene información que brinde las propiedades del mismo para ocuparlo como parte de los componentes que conforman a un filtro biológico, en éste caso del tipo percolador, preferentemente para su aplicación en el tratamiento de agua residual acuícola.

Por ello se planteó que con la obtención de la Tasa Volumétrica de Conversión de Nitrógeno Amoniacal Total TVC_{NAT} y la eficiencia de remoción del NAT en diferentes niveles tróficos se puede pronosticar el comportamiento o la eficiencia del medio filtrante UAEMex-1.

ANTECEDENTES



2. ANTECEDENTES

Una de las estrategias para que cualquier industria generadora de bienes crezca, o permanezca en su sector, deriva del uso sustentable de los recursos de la cual depende. Aunque el agua no sea la base de sus procesos, ésta, tiene una función básica en cualquiera de sus fases de producción. Desde épocas antiguas se mantiene la búsqueda constante y permanente de cuidado del agua y de su tratamiento biológico, en previsión del deterioro ambiental o del reciclaje.

2.1 ESCENARIOS TRÓFICOS

Los ecosistemas se caracterizan por la interrelación continua entre el componente biótico y abiótico de los mismos, lo que se conoce como estado trófico (Nauman *et al.* 1879). Denominado así por la cantidad de sus componentes, su estrecha interrelación y asimilación de estos para sustentar la vida. En los ecosistemas acuáticos, se puede observar una sucesión en el estado trófico. Este cambio puede ser perceptible por medio de la diversidad de biota que se puede encontrar en él.

La transición del estado trófico es un fenómeno que ocurre de modo natural en cuerpos de agua (lagos, lagunas, esteros). La acción antropogénica afecta el ritmo en el que la sucesión se presenta; este fenómeno se puntualiza con la actividad acuícola ya sea en un cuerpo de agua o estanque destinado para la misma. En un sistema de producción acuícola, el estado trófico se caracteriza por la dinámica de sus componentes durante el ciclo de producción. Resultado de la interacción entre la demanda de nutrientes y la capacidad de los organismos para sintetizarlos hasta alcanzar un límite de asimilación irreversible, a este fenómeno se conoce como eutrofización (Margalef, 1998).

Salas *et al.* (1996) definen la eutrofización como el enriquecimiento de las aguas a un ritmo tal que no puede compensarse por eliminación o mineralización. Una de sus principales manifestaciones es la proliferación de algas y macrófitas acuáticas en función de la carga de nutrientes.

Los conceptos generales de oligotrofia y eutrofia fueron introducidos por Nauman en 1879; los distinguió con base en las poblaciones fitoplanctónicas que observó. Limnologicamente, los cuerpos de agua se pueden clasificar simplemente en tres grandes tipos (Salas *et al.* 2001):

- Oligotróficos.- Sistemas acuáticos con poco contenido de nutrientes y producción vegetal mínima.

- Eutróficos.- Sistemas acuáticos de gran contenido de nutrientes y producción vegetal excesiva.
- Mesotróficos.- Sistemas acuáticos con características intermedias entre oligotrófico y eutrófico.

Wetzel (2001) describe los escenarios tróficos como se puede observar en las Figuras 2 y 3. En este ámbito el escenario Mesotrófico se desarrolla en un ambiente intermedio a sus similares.



Figura 2.- Descripción de la clasificación del estado oligotrófico (Wetzel 2001)



Figura 3.- Descripción de la clasificación del estado eutrófico (Wetzel 2001)

Se debe de considerar que para el caso de la producción acuícola, los alimentos y las formulas alimenticias que se suministran como dietas contienen nutrientes orgánicos como

proteína/nitrógeno (N) e inorgánicos como fósforo (P). Cuando estos tienen baja digestibilidad o menor bio-utilización corporal, se produce una mayor liberación de sus metabolitos por medio de la excreta de los peces en el agua y como consecuencia aumentan los procesos que permiten la eutrofización (Brinker *et al.* 2008) en un sistema de producción acuícola. A razón de las condiciones que se describe anteriormente se puede provocar un estado abiótico con la consecuente pérdida de la producción.

La importancia de los escenarios tróficos para la acuicultura en este estudio radica en que autores como Malone y Pfeiffer (2006) mencionan que el tratamiento de agua residual acuícola puede clasificarse con base en el requerimiento ambiental, tipo de pez y etapa de desarrollo al que se desee dirigir la producción acuícola.

2.2 TIPOS DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ACUÍCOLA

La tecnología y los sistemas que se utilizan en la acuicultura progresaron aceleradamente en los últimos 50 años. Los procesos y tecnología aplicada varían desde muy sencillos (estanques familiares en los países tropicales cuya producción se destina al consumo de los hogares); hasta otros de alta tecnología (sistemas cerrados de producción intensiva).

Para efecto de interpretación del presente estudio se realizó una clasificación sencilla de los sistemas acuícolas a partir del método de producción, como lo muestra la Figura 4. En este contexto se pueden clasificar diversos métodos que convergen en dos tipos de sistemas: los abiertos y los cerrados.

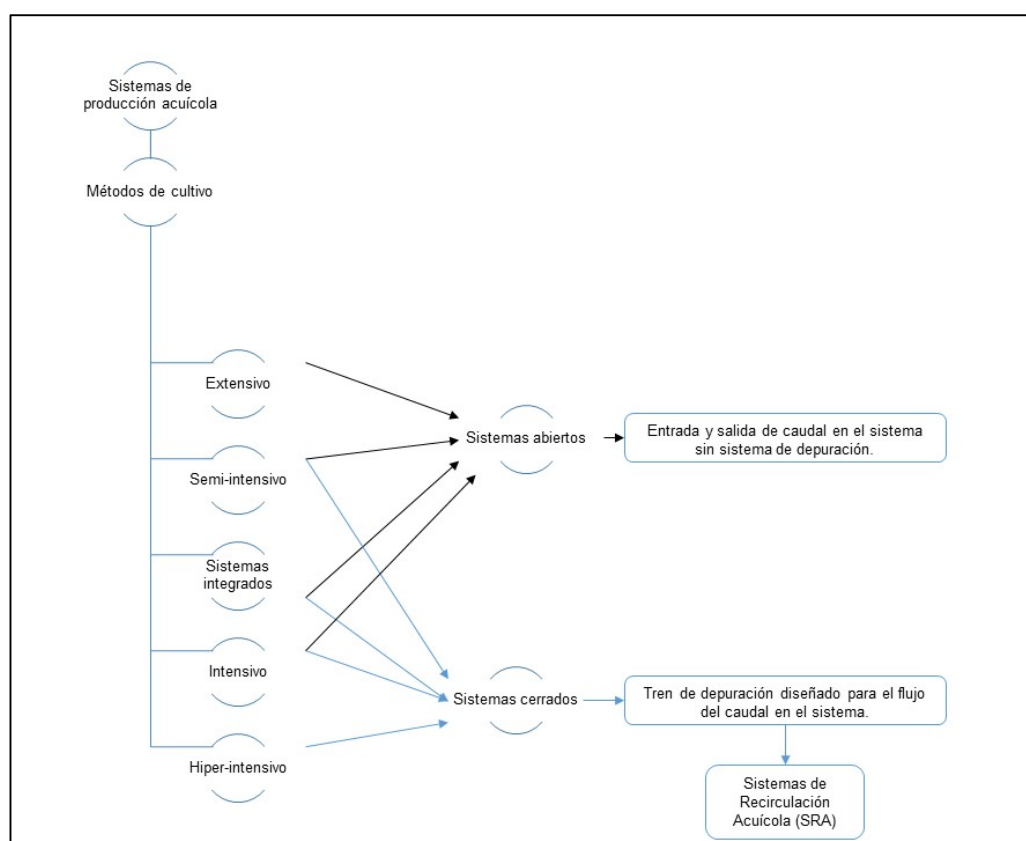


Figura 4.- Clasificación de los sistemas abiertos y cerrados de producción acuícola.

Ambos sistemas generan residuos orgánicos, no obstante, los sistemas cerrados son aquellos en los que la generación de desechos nitrogenados se considera de gran importancia. La presencia en exceso de éstos representa un parámetro crítico para la producción acuícola (Eding *et al.* 2006) cuando exceden la capacidad del cuerpo de agua para mantener el equilibrio ecológico necesario para sustentar la vida.

Aunado a la generación excesiva de desechos nocivos; la producción acuícola tradicional requiere de grandes cantidades de agua, aproximadamente 62 500 L/kg de pescado (Philips

et al. 1991; Piedrahita 2003), utilizados durante el periodo de producción (365 días al año). En los sistemas cerrados se requiere del uso de implementos tecnológicos como los sistemas de depuración de agua, denominados Sistemas de Recirculación Acuícola (SRA).

2.2.1 Sistemas de recirculación acuícola

Los SRA se desarrollan y estudian desde hace más de tres décadas, con un enfoque de estos estudios hacia aquellos que cuentan con biofiltros de película fija y recientemente a los que tienen biofiltros de lecho suspendido (Malone y Pfeiffer, 2006). En los últimos años se evaluaron diferentes SRA con una orientación a la explotación de especies de alto valor comercial o ecológico (Tilley *et al.* 2002; Simonel *et al.*, 2002; Paterson y Watts, 2003; Hafed *et al.* 2003; Summerfelt *et al.* 2004; Atwood *et al.* 2005; Montagne, 2006; Maillard *et al.* 2006; Sharrer *et al.*, 2007). En todos, se reporta el uso de diferentes trenes de tratamiento, la eficiencia de estos y el desarrollo de las unidades del tratamiento de agua.

La tecnología que se utiliza en la acuicultura es sencilla, se basa en pequeñas modificaciones que incrementan las tasas de crecimiento y supervivencia de las especies en cría, es decir, en eficientar el uso de los recursos y por ende la producción acuícola.

Existe una amplia diversidad de SRA que varía en función de las posibilidades económicas de los productores y de la densidad de producción ($\text{kg}_{\text{pez}}/\text{m}^3$), sin embargo, para los fines de éste estudio se describe la clasificación de los SRA con base en cuatro propuestas:

1) La calidad del agua en los SRA, Colt en 2006 divide los criterios de calidad del agua en dos tipos: criterios para el cultivo de la especie y criterios para la operación de procesos de tratamiento.

2) Malone y Pfeiffer (2006) proponen la clasificación de biofiltros nitrificantes de biopelícula fija, la cual plantea que en los estudios se evalúe el desempeño de propuestas de biofiltros, se clasifiquen con base en la salinidad (g/L), temperatura y escenarios tróficos (Figura 5).

Para aclarar esta propuesta, en la tabla 1 se detallan los criterios de clasificación de los biofiltros con base en su estado trófico, tipo de organismos que se pueden cultivar y concentración de nitrógeno amoniacal total.

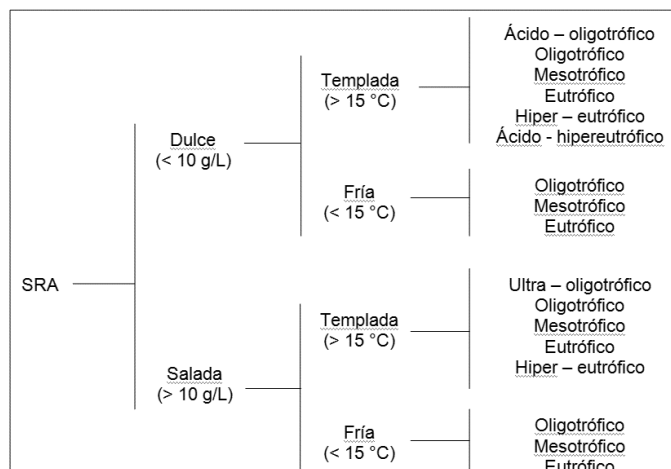


Figura 5. Clasificación de los SRA propuesta por Malone y Pfeiffer (2006).

Tabla 1. Criterios de clasificación con base en el nivel trófico y las necesidades en la actividad acuícola (Malone y Pfeiffer, 2006).

Nivel trófico	Aplicación	Intervalo de N-NH ₃ (mg/L)
Ultra – oligotrófico	Larvas (marinas)	0.0 – 0.1
Ácido – oligotrófico	Peces ornamentales	0.1 – 0.3
Oligotrófico	Reproductores	0.1 – 0.3
Mesotrófico	Alevines y engorda	0.3 – 0.5
Eutrófico	Engorda	0.5 – 1.0
Hiper – eutrófico	Engorda de especies resistentes	1.0 – 5.0
Ácido hiper - eutrófico	Engorda de especies resistentes	1.0 – 20.0

Malone y Pfeiffer (2006), proponen que para el análisis de los filtros biológicos con biopelícula fija, se deben considerar las variables que se indican en la tabla 2 además del lugar de muestreo en el biofiltro.

Tabla 2. Intervalos permitidos para los parámetros y lugares de muestreo para el análisis de biofiltros (Malone y Pfeiffer, 2006).

Parámetro	Unidades	Lugar	
		Reservorio	Efluente de biofiltro
Temperatura	°C	20 ± 0,5	20 ± 0,5
Oxígeno disuelto	mg/L	> 5,0	> 3,0
Alcalinidad (estándar)	mg/L como CaCO ₃	150	
pH		7,7 ± 0,1	

A partir de las observaciones realizadas por los autores es posible estimar la capacidad de carga de un biofiltro si se conoce la TCV_{NAT} que se calcula mediante la ecuación 1.

$$TCV_{NAT} \left(\frac{g-N}{m^3 d} \right) = \left(CA_I \left(\frac{g-N}{m^3} \right) - CA_E \left(\frac{g-N}{m^3} \right) \right) \frac{Q \left(\frac{m^3}{d} \right)}{V_b (m^3)} \quad (1)$$

Dónde:

- TCV_{NAT} = Tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal total.
 CA_I = Concentración de nitrógeno amoniacal total a la salida del reservorio.
 CA_E = Concentración de nitrógeno amoniacal total en el efluente del biofiltro.
 Q = Caudal que pasa a través del biofiltro.
 V_b = Volumen de empaque en el biofiltro.

3) Definición de estados tróficos para la acuicultura.

En 2006, Drennan *et al.* propusieron estandarizar la calidad del agua en cada escenario trófico que se presenta en un SRA (Tabla 3). Estos autores plantean que cada biofiltro analizado presente una gráfica que correlacione la concentración de NAT en el influente del mismo y su TVC_{NAT} , es decir, se determine con base en un modelo matemático que toma en cuenta la influencia de algunos parámetros (T, pH, SST, Alcalinidad y OD) la capacidad de carga del biofiltro.

Tabla 3. Calidad del agua dependiendo del nivel trófico del cultivo (Drennan *et al.*, 2006).

Parámetro	Unidades	Nivel trófico		
		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Oxígeno disuelto	mg/L	> 6.0	> 5.0	> 4.0
Dióxido de carbono	mg/L	< 1.0	< 5.0	< 25.0
Nitrógeno amoniacal	mg/L	< 0.3	< 1.0	< 2.0
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	mg/L	< 0.3	< 1.0	< 2.0
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	mg/L	< 50.0	< 200.0	< 500.0
DBO ₅	mg/L	< 5.0	< 10.0	< 20.0
Sólidos suspendidos totales	mg/L	< 5.0	< 15.0	< 25.0
Turbidez	UNT	< 1.0	< 10.0	< 100.0

4) Colt *et al.* (2006) proponen una cuarta clasificación que se enfoca al desempeño de los biofiltros. Estos autores mencionan que dependiendo del tipo de estudio que se realice, se deben de reportar los principios básicos del diseño del biofiltro, las características del empaque que se utilice, el biofiltro, la calidad del agua en el influente y efluente del mismo así como indicadores del desempeño del filtro.

El presente estudio pretende aportar conocimiento con respecto a uno de los procesos fundamentales, la biofiltración e intrínsecamente la remoción de NAT en diferentes escenarios tróficos al ocupar un nuevo modelo de medio filtrante como parte de un biofiltro.

En el Centro Interamericano de Recursos del Agua perteneciente a la Universidad Autónoma del Estado de México desde 1999 un grupo de investigadores interesados en evaluar el comportamiento de los sistemas de recirculación acuícola (García, 2008; Gallego, 2010)

reportan resultados de un prototipo que permite densidades de biomasa de trucha de hasta 30 kg/m^3 .

2.2.2 Procesos fundamentales en los SRA

Timmons *et al.* (2002) establecen que para el buen funcionamiento de los SRA se tienen cinco operaciones fundamentales:

1. Remoción de sólidos
2. Biofiltración
3. Aireación
4. Desgasificación
5. Circulación

Estas operaciones aseguran el acondicionamiento del agua residual acuícola para mantener la vida acuática en los estanques, sin embargo, en ocasiones es necesario contar con otros procesos menores como: desinfección (ozono y U.V.), fraccionadores de espuma, eliminación de color, desnitrificación y disposición de sólidos.

El estudio de cada uno de los procesos fundamentales en los SRA se denota en el momento de diseñar de modo adecuado un sistema controlado de producción acuícola, este estudio se evoca a la descripción detallada del proceso de Biofiltración.

2.3 BIOFILTRACIÓN, NITRIFICACIÓN Y NITRÓGENO AMONIAL TOTAL (NAT)

Los métodos de tratamiento que se aplican para tratar el agua residual acuícola en general se clasifican en procesos físicos, químicos y biológicos. El proceso de biofiltración (físico y biológico) es el más importante con respecto al tratamiento de agua residual acuícola, en él se realiza la nitrificación que para el presente estudio es de suma importancia por los fenómenos (osmosis e intercambio iónico) que interactúan para que la biofiltración se realice y lograr determinar la tasa de remoción de nitrógeno amoniacal total en este estudio (Fall 2013).

La definición práctica según García (2008) de la filtración biológica o biofiltración es: cualquier técnica de filtración que involucre organismos biológicos (vivos) para eliminar impurezas del agua. Esta definición nos remite a la comprensión del proceso de remoción y a la clasificación de los niveles tróficos. La teoría de la remoción queda implícita dentro del concepto de biofiltración ya que este se puede considerar como un tratamiento de agua residual secundario con remoción de nutrientes.

La presente investigación considera la biofiltración como herramienta base para lograr el objetivo propuesto a través de la evaluación de la remoción de nitrógeno amoniacal total en el medio filtrante (UAE Mex-1).

2.3.1 Biofiltración

El tratamiento del agua residual mediante la combinación de procesos biológicos anaerobio, anóxico y aerobio para la remoción simultánea de materias orgánicas y nutrientes como el nitrógeno y el fósforo se desarrollaron desde finales del siglo XX. Algunos de estos procesos nacieron como métodos para la eliminación del fósforo, hasta convertirse en sistemas de eliminación conjunta de materia orgánica (Metcalf y Eddy; 2003). Esto se debió fundamentalmente a los bajos costos de operación que se asocian a este tipo de procesos ya que no requiere la adición de ningún producto químico. La menor cantidad de lodos que se generan también reduce los costos derivados de su tratamiento y disposición (Correa y Sierra 2004).

Los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales o biofiltración de acuerdo con Metcalf y Eddy (2003) tienen como propósito: (1) transformar (oxidar) los constituyentes de partículas biodegradables y disueltas en productos finales aceptables, (2) capturar e incorporar coloides no sedimentables y suspendidos en flocs biológicos o biopelícula, (3) transformar o remover nutrientes tales como nitrógeno y fósforo, (4) remover trazas de

componentes orgánicos específicos; estos procesos pueden combinarse para lograr una mayor eficiencia para lograr la purificación del agua residual (Hedao *et al.* 2012).

La remoción biológica de compuestos orgánicos degradables (N, P) involucra una secuencia de pasos, entre los que se incluye: la transferencia de masa, la adsorción y reacciones bioquímicas de enzimas. El tratamiento biológico es aquel que usa microorganismos para destruir o transformar contaminantes a través de reacciones catalizadas enzimáticamente. Los procesos biológicos más importantes que se usan en el tratamiento de agua residual se identifican por: proceso aeróbico, anóxico, anaeróbico y aeróbico-anóxico-anaeróbico combinado (Hedao *et al.* 2012). Los procesos además se subdividen en función del tratamiento si se realizará en sistemas de crecimiento suspendido o en sistemas de crecimiento adjunto como se muestra en la figura 6.

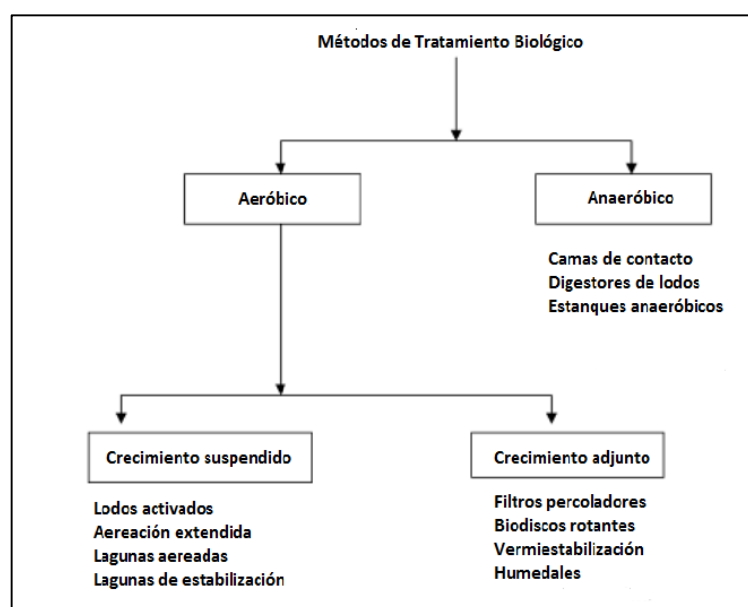


Figura 6.- Clasificación del proceso de tratamiento para agua residual, adaptado en parte de Hedao *et al.* 2012.

La idea detrás de todos los métodos biológicos para el tratamiento de agua residual, es introducir y poner en contacto bacterias que se alimentan de materia orgánica en la masa del agua, con lo que se reduce la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). En otras palabras el propósito del tratamiento biológico es la reducción de la DBO ($\leq 20\text{-}30 \text{ mg/L}$) ya que en condiciones adecuadas las sustancias solubles orgánicas se pueden transformar por oxidación biológica en elementos no tóxicos (Thomas, 1981).

Como se menciona previamente en el proceso de biofiltración interactúan microorganismos que obtienen su energía para crecimiento y mantenimiento por medio de reacciones de óxido-

reducción. Estas, suponen un receptor y un donador de electrones, la materia orgánica se establece como el donador de electrones más común entre los organismos heterótrofos. Otros organismos como los autótrofos utilizan compuestos inorgánicos reducidos para obtener la energía que requiere su metabolismo. El receptor de electrones en condiciones aerobias es el oxígeno molecular (O_2) sin embargo, en condiciones anóxicas y anaerobias, los organismos emplean compuestos inorgánicos oxidados y materia orgánica como receptores de electrones (Rittmann y Mccarty, 2001).

2.3.2 Nitrificación

La descomposición de las especies nitrogenadas es particularmente importante debido a la toxicidad del amonio (1 mg/L), nitritos (0.1 mg/L) y en muy altas concentraciones nitratos (100 mg/L) para la vida acuática (Eding *et. al.* 2006). Zhu *et al.* (2002) definen la nitrificación como el proceso de remoción de amonio por biofiltración, esto consiste en la conversión aerobia de nitrógeno amoniacal total a nitratos, con la formación intermedia de nitritos al utilizar bacterias quimioautótrofas que toman la energía de la oxidación de compuestos inorgánicos. Se presenta principalmente por la acción de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, que transforman el NAT a nitritos y los nitritos a nitratos respectivamente, conforme las reacciones de oxidación sucesiva presentadas en la figura 7. El proceso de nitrificación biológica en el tratamiento de agua residual puede clasificarse en dos categorías: crecimiento suspendido y película fija (Zhu *et al.* 2002).

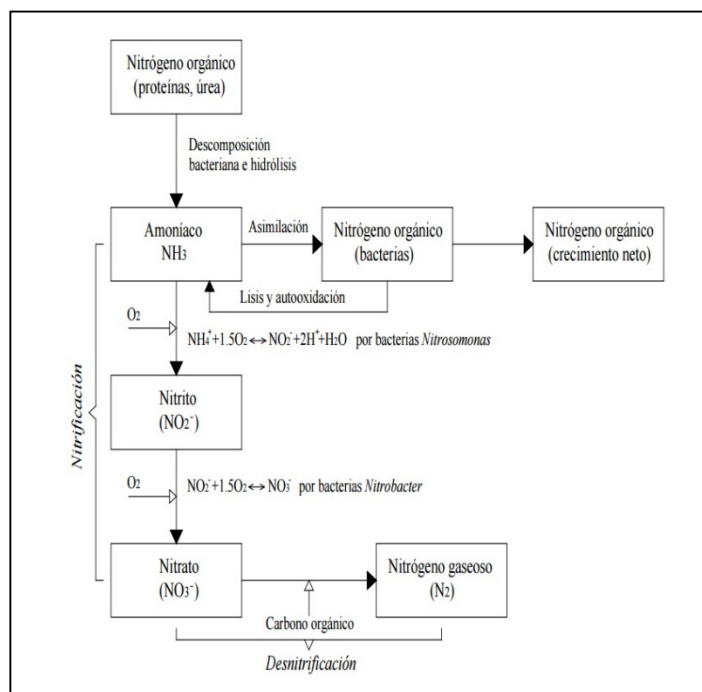


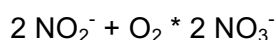
Figura 7.- Esquema del proceso de nitrificación (Cárdenas y Sánchez 2013).

Las bacterias del género *nitrosomonas* y *nitrobacter*, se consideran como organismos autótrofos porque obtienen energía de la oxidación de los compuestos nitrogenados a partir de dos etapas en la nitrificación, estas se describen con las siguientes ecuaciones:

- 1) El amonio se oxida a nitrito (NO_2^-) por bacterias *Nitrosomonas*.



- 2) El nitrito se convierte a nitrato (NO_3^-) por bacterias *Nitrobacter*.



La nitrificación en el biofiltro se afecta por: substratos, oxígeno disuelto, materia orgánica, temperatura, pH, alcalinidad, salinidad y sólidos suspendidos (Satoh *et al.* 2000; Chen *et al.* 2006).

Las bacterias nitrificantes son organismos muy sensibles y extremadamente susceptibles a una amplia variedad de inhibidores tales como: altas concentraciones de amonio, ácido nitroso, bajo nivel de oxígeno disuelto ($\leq 1\text{mg/L}$) y pH menor de 7.5 o mayor de 8.6 (Masser *et al.*, 1999; Villaverde *et al.*, 2000; Ling y Chen, 2005). Cárdenas y Sánchez (2013) realizaron un análisis de los parámetros recomendables para que el proceso de nitrificación se lleve a cabo, en la Tabla 4 se muestra la compilación de dicho análisis, con él, se puede tener una idea del ambiente que se requiere al momento de montar un estudio donde el proceso de nitrificación es fundamental.

Tabla 4.- Rangos de valores recomendables para la remoción biológica del nitrógeno.

Parámetro	Rango recomendable	Autor
pH	7 - 9 para nitrificación; 6.5 – 7.5 para desnitrificación.	Timmons y Ebeling (2010); Crites y Tchobanoglous (1998).
Alcalinidad	> 200 mg/L de CaCO_3	Cárdenas y Cols (2006).
Temperatura	> 30° ~ 25° C	Lema (1998).
Concentración de OD	Para nitrificación >2.0 mg/L	Timmons y Ebeling (2010).

2.3.3 Nitrógeno Amoniacal Total (NAT)

Aunque los contaminantes nitrogenados presentan un contaminante ambiental debido a su influencia en la eutrofización. El nitrógeno es un nutriente esencial para todos los organismos vivos, se encuentra en proteínas, ácidos nucleicos, nucleótidos y pigmentos (Kadlec y Knight, 1996). En el ambiente acuícola, el nitrógeno amoniacal total ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NH}_3$) es un componente residual, derivado del cultivo de los peces y se tienen varias fuentes principales: urea, ácido úrico, aminoácidos excretados por los peces, detritos orgánicos de organismos muertos, alimento no consumido y heces fecales; que en a partir de concentraciones >1.0 mg

/L es letal para la vida acuática. Por ello, es importante remover el nitrógeno amoniacal total en los procesos de tratamiento de agua residual acuícola.

Los peces excretan varios desechos nitrogenados a través de la difusión en las agallas, orina y heces fecales (Konikoff, 1975) como se muestra en la figura 8. Por ello el amonio no ionizado (NH_3) y el nitrito (NO_2^-) son los factores más importantes a monitorear en los sistemas semi-cerrado o cerrados como los sistemas de recirculación en la producción acuícola semi-intensiva e intensiva (Burrows, 1964; Liao y Mayo, 1974; Leitritz y Lewis, 1976; Spotte, 1979; Crab *et al.*, 2007).

Meade (1985) en sus estudios acerca de la permisibilidad del amonio para el cultivo de peces describe que en general el nivel aceptable del nitrógeno amoniacal no ionizado en el cultivo de peces es solamente de 0.0125 mg/L. La oxidación de un gramo de Nitrógeno Amoniacal Total (incluyendo N-NH_4^+ y N-NH_3) requiere aproximadamente de 4.75 g de oxígeno (USEPA, 1975).

Para remover las especies nitrogenadas, se han propuesto diferentes tecnologías de filtración biológica, sin embargo, un biofiltro ideal es aquel que remueve el 100% del NAT y los nitritos, que es de bajo costo, que no es presurizado, no retenga sólidos y cuyo mantenimiento y operación sean de bajo costo. Desafortunadamente no existe un biofiltro que cumpla todas estas características, cada biofiltro presenta ventajas y desventajas en las diferentes áreas de aplicación.

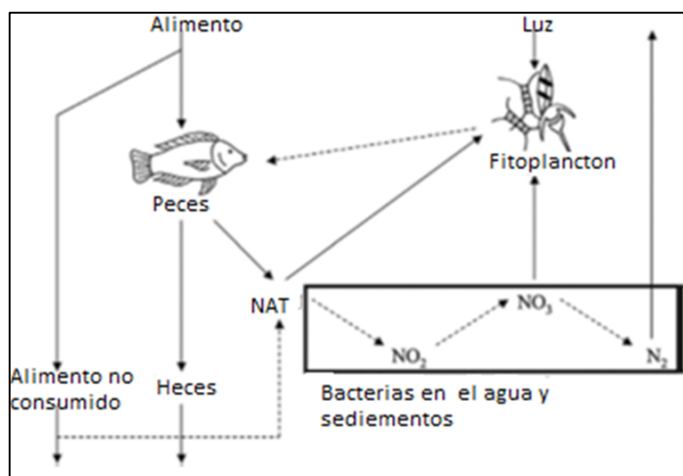


Figura 8.- Diagrama de fuentes de generación de NAT en un ambiente acuícola (adaptado en partes de Crab 2007).

2.4 TIPOS DE BIOFILTRO

Existe una amplia variedad de biofiltros comerciales disponibles y medios filtrantes en el mercado. En su perfil básico, los biofiltros acentúan su desempeño hacia la misma tarea: La remoción de NAT del agua residual. Adicionalmente, el volumen de los biofiltros se calcula al considerar la superficie específica (m^2/m^3) del medio que se use.

En cuanto se refiere a los SRA que se aplican a escala comercial, estos utilizan biofiltros granulares de biopelícula fija en medio móvil, tales como lechos expandidos, fluidizados y de perdigones flotantes; estos son eficientes de modo suficiente en la producción acuícola. Además, existen diferentes tipos de biofiltros de biopelícula fija en medio fijo, como los biofiltros sumergidos y percoladores (Timmons *et al.*, 2002), estos últimos poseen la ventaja de poder configurarse de acuerdo a las necesidades del cultivo o especie a cultivar respetando los criterios de diseño propuestos por diversos investigadores (Timmons *et al.*, 2002; Colt *et al.* 2006; Colt, 2006; Malone y Pfeiffer, 2006) durante última década, así como un manejo práctico. Una de las últimas tendencias en el diseño de los biofiltros es la de realizar propuestas o prototipos sustentables.

Si bien no existe una metodología universal aceptada para dimensionar y comparar a los biofiltros. Es lógico que los fabricantes, diseñen y fabriquen filtros o medios filtrantes con curvas de rendimiento con la ayuda de una metodología poco consistente. La metodología para el dimensionamiento debería incluir el rendimiento del medio para una variedad de condiciones de calidad de agua, temperatura y salinidad como lo mencionan Drenan II *et al.* (2006).

De acuerdo con Morgenroth (2008) los reactores de biopelícula o biofiltros pueden agruparse en tres categorías básicas:

- I.- Sistemas no sumergidos en donde se incluyen los filtros percoladores y los filtros de contacto rotante.
- II.- Reactores de biopelícula de lecho fijo sumergido.
- III.- Diferentes tipos de reactores de lecho fluidizado.

La naturaleza del presente estudio nos referencia a la descripción de los filtros percoladores la cual se explicará en el siguiente capítulo.

2.5 FILTRO PERCOLADOR

Según Morgenroth (2008) y Hedao *et al.* (2012), los filtros percoladores son los reactores de biopelícula fija en medio fijo más antiguos de los que se tiene conocimiento, ya que los primeros se reportan desde principios de 1900 en el uso del tratamiento de agua residual y esto permanece hasta la actualidad. Estos, tienen diferentes aplicaciones y su diseño se basa en el tipo y longitud de los medios de soporte, lo cual permite que fluya el agua a través de ellos, independientemente de la formación de la biopelícula responsable de la filtración.

La superficie específica de fijación de la biopelícula puede variar con base en el diseño, y va de 50 a 1000 m²/m³, la cual es relativamente pequeña en comparación con los demás tipos de reactores o filtros de biopelícula (Morgenroth, 2008). El diseño de los filtros percoladores se realiza con base en conceptos teóricos, sin embargo, los modelos pueden sufrir cambios o mejorar. En este sentido, Gujer *et al.* (1986), señalan la necesidad de incorporar al diseño de los filtros percoladores: la nitrificación con un especial énfasis en el amonio residual, la concentración, recirculación, reactores en series, alcalinidad residual, concentración de nitrito residuales y los efectos de la temperatura en la evaluación del reactor, lo que permite tener una predicción teórica. Lo anterior coincide con las observaciones de Wik (1999^a) quien señala que un modelo dinámico y bien diseñado permite optimizar sistemas en plantas de tratamiento de agua residual, lo que puede contribuir al diseño e implementación de este concepto en el tratamiento del agua residual acuícola. El diseño correcto de este tipo de sistemas, reduce teóricamente el gasto de energía e incrementa la eficiencia de remoción de las especies nitrogenadas.

Así mismo Wik, (1999^b) puntualiza con relación a la adsorción y nitrificación en los filtros percoladores que los experimentos de respuesta de paso y pulso que se realizan a escala piloto de filtros percoladores nitrificantes muestran que la adsorción y desorción de amonio, así como la denitrificación, pueden ocurrir en la biopelícula y que estos fenómenos deben tenerse en cuenta cuando se modela la dinámica de los reactores de biopelícula. A partir de las simulaciones, también es evidente que los efectos de adsorción sobre las respuestas son considerables, aunque las cantidades reales de NAT que se adsorbe son pequeños en relación a las cantidades que se observan para los lodos activados. Esto es particularmente debido a que el área de contacto para que la biopelícula se fije se encuentra limitado por el espacio del que dispone para desarrollarse; es decir, mientras mayor superficie esté disponible en un medio filtrante dentro de un percolador más eficiente será. Por ello, desarrollar y evaluar nuevos medios filtrantes puede parecer una alternativa viable dentro de la rama del tratamiento biológico del agua residual.

Entre algunas de sus principales características destacan, el medio filtrante para la colonización de la biopelícula, el cual se encuentra fijo y puede variar en su tamaño desde los 5 cm hasta los 20 cm; la altura de los filtros percoladores en el rango de 1 a 12 m dependiendo de las características estructurales del medio filtrante, la entrada de agua residual que se distribuye por encima del filtro a manera de rocío el cual escurre por el medio filtrante. El tipo de medio filtrante se elige de modo que provea de espacios que permitan la ventilación suficiente y el paso del agua a través del filtro percolador a pesar del crecimiento de la biopelícula sobre el medio filtrante, lo cual queda definido por el volumen de vacíos relativo del empaque (WEF y ASCE, 1998).

Las ventajas de los filtros percoladores en comparación con otros tipos de filtros que se ocupan en la producción acuícola son: (1) Eficientes procesos estables debido a la constante disponibilidad de oxígeno, (2) Remoción del CO_2 por degasificación, (3) refrigeración del agua en tiempo de verano, (4) Simplicidad de diseño, construcción y manejo (Edding *et al.*, 2006).

Las desventajas de estos son: (1) Rangos de remoción volumétricos bajos; (2) Desprendimiento de la biopelícula; (3) Riesgo de obstrucción cuando no existe una adecuada relación de vacíos en el diseño del medio filtrante y una mala operación; (4) Para ciertas especies de peces adicionalmente es necesaria la remoción de sólidos (Edding *et al.*, 2006).

Es importante considerar los picos de producción metabólica para calcular la producción de residuos por kilogramo de alimento consumido, además de poder determinar el caudal y las dimensiones del percolador.

2.6 BIOPELÍCULA

Uno de los puntos medulares para ese estudio es la biopelícula, que puede definirse como una comunidad de microorganismos de distintos géneros (entre las que se encuentra el crecimiento de las bacterias nitrificantes de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) sujeta o en cohesión a una superficie con características de espacio tiempo específicas. La biopelícula requiere de un soporte al cual se adhiere y esto permite que se desarrolle lentamente y permanezca adherida (Parker *et al.*, 1990; Boller *et al.*, 1994; Särner, 1994).

Los organismos que conforman la biopelícula pasaron por una transición biológica compleja de comportamiento plantónico a una comunidad adherida a una superficie sin que esta sea forzosamente bentónica. Estos cambios se reflejan en las nuevas características fenotípicas desarrolladas por las bacterias de la biopelícula y se producen en respuesta a una variedad de señales ambientales (O' Toole *et al.* 2000). El estudio de estos cambios y procesos corresponde a un grupo de investigadores especializados en el desarrollo microbiológico, por lo que respecta al presente trabajo, solo citaremos los conceptos fundamentales para comprender la naturaleza de la misma.

Un esfuerzo concertado para estudiar las biopelículas microbianas comenzó hace sólo 3 décadas con el redescubrimiento de que, en los sistemas acuáticos naturales, las bacterias se encuentran unidas predominantemente a las superficies (Geesey *et al.* 1977). La primera observación registrada en relación con las biopelículas, viene de un documento de 1933 por Henrici en el que señala: “es evidente que la mayoría de las bacterias acuáticas no son organismos libres y crecen en superficies sumergidas”

Aunque el aspecto de la fisiología microbiana de la biopelícula se ha registrado y documentado por más de 100 años, apenas se comienza a comprender este proceso a nivel molecular. Recientemente, también se hizo posible el estudio genético de algunos de los géneros que forman la comunidad de la biopelícula (Mack *et al.*, 1994; Heilmann *et al.*, 1996^a; Heilmann *et al.*, 1996^b; O'Toole *et al.*, 1998). Estos estudios aportan datos importantes acerca del ambiente, microcosmos y desarrollo de la biopelícula. Kierek- Pearson y Karatan (2005) y Monroe (2007) realizaron estudios en donde se describe el proceso de desarrollo por etapas de maduración de la biopelícula.

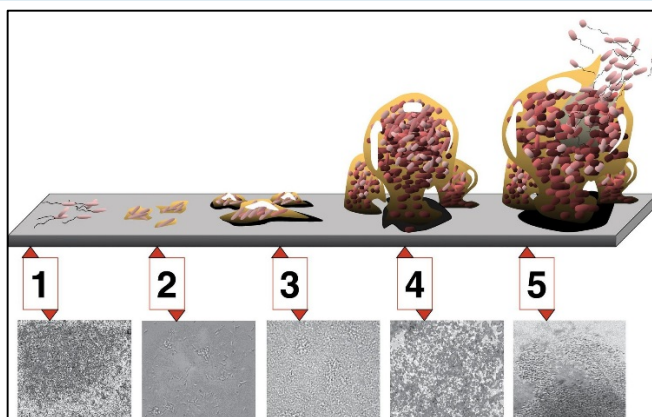


Figura 9. - «Maduración de Biopelícula» de D. Davis (2007).

En la Figura 9 se muestra de modo simple, el complejo proceso de desarrollo de maduración de la biopelícula en donde se describen cinco etapas: (1) adhesión inicial, (2) adhesión irreversible, (3) maduración I, (4) maduración II, (5) dispersión. Cada etapa del proceso de desarrollo se muestra emparejada con una microfotografía del desarrollo de bacteria *Pseudomonas aeruginosa*. Todas las microfotografías se muestran en la misma escala (Monroe, 2007).

2.7 TIPOS DE MEDIO FILTRANTE (EMPAQUE)

Uno de los componentes de los filtros percoladores es el medio filtrante. Se define como cualquier material sobre el cual las bacterias se fijan y forman sus colonias.

Los medios filtrantes que se fabrican actualmente no tienen una metodología de diseño que se acepte universalmente, obedecen al volumen del medio y a la superficie específica (m^2/m^3). La mecánica que se ocupa para el diseño de los medios filtrantes tiene como base la ingeniería y la geometría euclidiana. Drenan *et al.* (2006) proponen que la metodología en el dimensionamiento de los medios filtrantes debería de incluir el desempeño de estos para una variedad de condiciones de calidad de agua, temperaturas y salinidad.

Existen dos materiales usuales para la fabricación de un medio filtrante, los empaques naturales, es decir, piedras o minerales en forma granular, que pueden variar en un diámetro de 2.0 a 20 cm, otro material es el plástico con una dimensión nominal de 5-122 cm (Metcalf y Eddy, 2003 y Morgenroth 2008).

Metcalf y Eddy (2003) proponen las siguientes características a considerar durante la selección de un medio filtrante:

- Gran área de superficie por unidad de volumen.
- Bajo costo.
- Gran durabilidad.
- Relación de vacíos adecuada.
- Resistencia aceptable al desgaste mecánico.
- Fácil manejo.

En el mercado existe una amplia variedad de medios filtrantes así como fabricantes (Aquaculture Systems Technologies, Aquaneering Inc, Kaldnes Inc, Marine Biotech Inc, PRAqua Technologies Ltd, Water Managment Technologies Inc), estos tienen similitudes en sus criterios de diseño como: parámetros de carga hidráulica, temperatura de operación, eficiencia de remoción de NAT, relación de vacíos.

Los materiales y diseños comunes que se utilizan como medios filtrantes se describen en la figura 10; las características físicas de estos se muestran en la tabla 5.

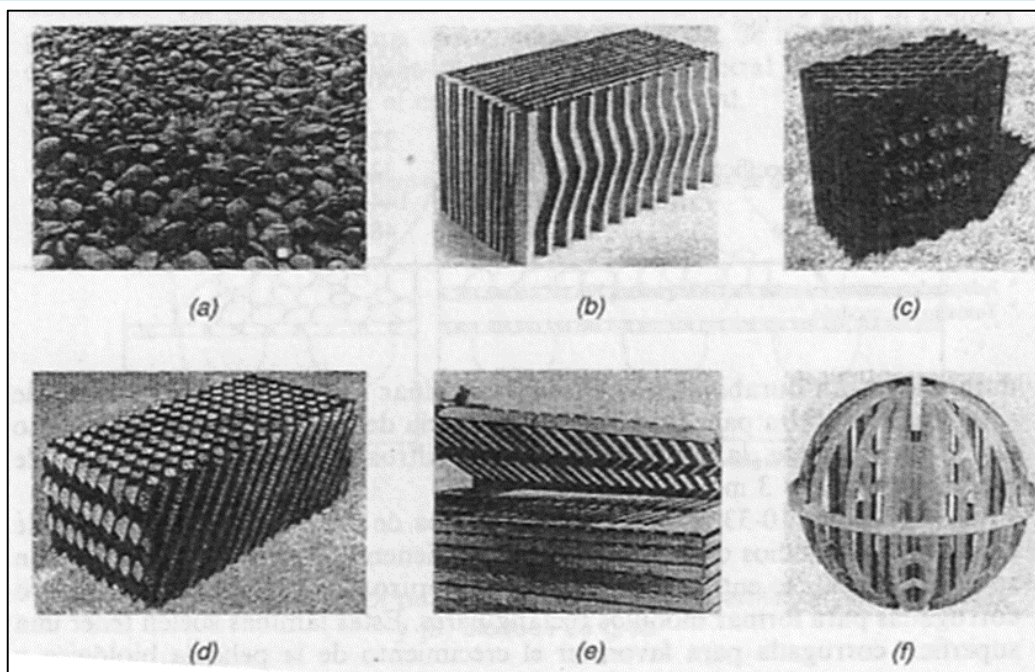


Figura 10.- Medios filtrantes típicos para los filtros percoladores: (1) piedra o arena, (b) y (c) plástico flujo-vertical, (d) plástico flujo-crusado, (e) estlio madera de secuoya horizontal y (f) Empaque aleatorio (random pack).

Tabla 5.- Propiedades físicas de medios para los filtros percoladores (Metclaf y Eddy 2003).

Material de empaque	Tamaño nominal, cm	Peso unitario aprox. kg/m ³	Superficie específica aprox m ² /m ³	Relación d vacío	Aplicación
Piedra de río	2.5-7.5	1250-1450	60	50	N
Piedra de río	10-13	800-1000	45	60	C,CN,N
Plástico-convencional	61*61*122	30-80	90	95	C,CN,N
Plástico-superficie específica de alto rangc	61*61*122	65-95	140	94	N
Plástico random packing- convencional	Varios	30-60	98	80	C,CN,N
Plástico random packing-superficie específica alta	Varios	50-80	150	70	N

El presente trabajo pretende contribuir al acervo de posibilidades con respecto a las opciones de dispositivos para el proceso de biofiltración con un diseño innovador. Ya que los medios filtrantes que actualmente se consiguen en el mercado y de los que se puede disponer adolecen de una superficie específica limitada (debido principalmente al uso del concepto geométrico en su diseño), la cual en el mejor de los casos no supera los 1000 m²/m³ como el modelo HDEP01 fabricado y distribuido Beikai kaite Chemical Paking Co., Ltd.

Un biofiltro se diseña con base en la intensidad de cultivo del SRA, materia orgánica presente y superficie específica del medio filtrante (m^2/m^3). Por ello Gallego-Alarcón y García-Pulido (2012) proponen un cambio radical en el paradigma del diseño de un medio filtrante al utilizar la teoría de la geometría fractal.

2.7.1 Teoría del fractal

Geométricamente, los objetos que nos son familiares suelen tener una, dos o tres dimensiones. Mediante los fractales podemos expresar una nueva dimensión, que se determina por números no enteros que nos permitan identificar irregularidades (Díaz, 2009).

La geometría fractal tiene su origen en el concepto de proceso iterativo introducido hace ya 300 años por Isaac Newton y Gottfried Leibniz en términos generales se basa en el estudio topológico de las formas irregulares. Mandelbrot en 1975, incorpora nuevas ideas sobre la topología de los objetos irregulares y en las leyes de distribución con comportamiento Parencial (descrito por Pareto, 1897). Considera que “un fractal es una figura construida, de alguna forma, de partes similares al todo” estableciendo así las bases de la geometría fractal.

La mayor contribución cualitativa del concepto de fractal, es lo que se denomina dimensión fractal, parámetro con el que objetos heterogéneos pueden ser convenientemente medidos. Existen diversos modos de introducir formalmente el concepto de fractal. Todos ellos se basan en la idea de medida. El carácter, un tanto técnico, de algunos conceptos matemáticos hace aconsejable complementar algunas definiciones formales y conceptos con aproximaciones más intuitivas o, a veces, menos rigurosas. Por ejemplo, una línea costera es un clásico ejemplo de estructura fractal, ya que cuando se amplía aparecen bahías y promontorios.

Los fractales consisten en la repetición de formas irregulares de una manera reiterada, al combinar irregularidad y estructura. Podemos iniciar la comprensión de los fractales al entender que éstos son las distintas formas que una misma realidad puede presentarse en la naturaleza. Un fractal natural es un elemento de la naturaleza que puede ser descrito mediante la geometría fractal. Las nubes, las montañas, el sistema circulatorio, los nautilus, las líneas costeras o los copos de nieve son fractales naturales.

Esta representación es aproximada, pues las propiedades atribuidas a los objetos fractales ideales, como el detalle infinito, tienen límites en el mundo natural.

La idea básica tras el concepto de la geometría fractal es la de autosimilaridad como se ilustra en la figura 11, lo que implica la propiedad de invariabilidad de escala.

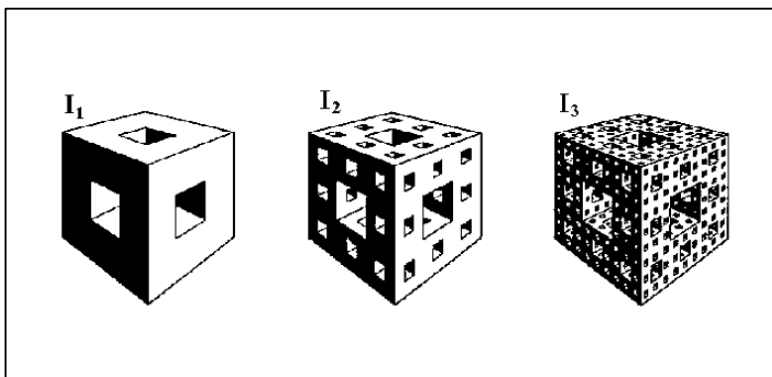


Figura 11.- Efecto de una figura fractal: Esponja de Menger. Se representan 3 iteraciones de la misma de modo que como límite de infinitas iteraciones el cubo inicial se convierte en un fractal. Si se ampliase un fragmento de la construcción I_3 , se apreciaría como el detalle ampliado es semejante a todo, por lo que esta figura presenta auto similitud.

La variabilidad que conllevan las formas fractales permite su incorporación a las ciencias exactas y uso en este caso al diseño de figuras con un mayor aprovechamiento de espacio permite una ventaja hipotética y el cubrir una necesidad en cuanto a la efectividad que puede tener un medio de soporte al ocuparse como medio filtrante en un percolador. Es decir la funcionalidad o ventaja de la aplicación de medios fractales a cualquier industria.

2.7.2 Medios filtrantes de diseño fractal

Gallego-Alarcón y García Pulido (2012) proponen que con el uso de la geometría fractal se puede incrementar la superficie específica (m^2/m^3) de un medio filtrante y con ello teóricamente la eficiencia de la nitrificación que se realiza durante el proceso de biofiltración por percolación. Por ello y para validar esta teoría el presente contribuirá con la caracterización cualitativa del diseño fractal UAEMex-1.

La figura 12 nos muestra el resultado de la propuesta de diseño para el medio filtrante UAEMex-1 de Gallego - Alarcón y García-Pulido (2012), las características de innovación de este son las siguientes: diseño con base la teoría fractal, flotabilidad, área de superficie por unidad de volumen $1350 m^2/m^3$, durabilidad, materia prima de fácil acceso (polipropileno), relación de vacíos adecuada, resistencia aceptable al desgaste mecánico, fácil manejo y resistencia estructural.

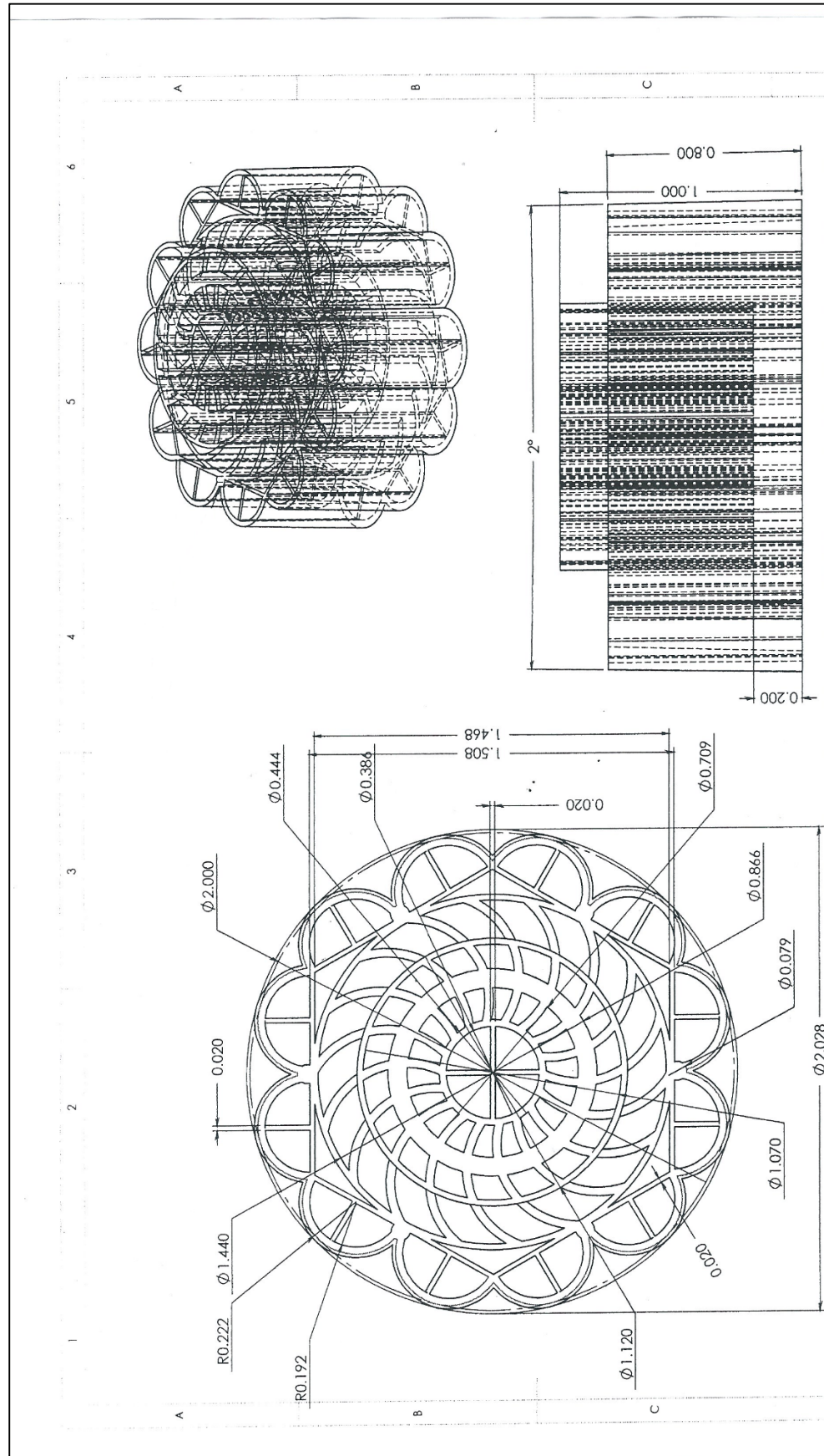


Figura 12.- Vista en planta, lateral e isométrico del medio filtrante UAE Mex-1 (cota en pulgadas).

2.8 ESTADO DEL ARTE

Al calificar el desempeño de una operación unitaria como la nitrificación en un medio filtrante se considera la tasa volumétrica de remoción por ser este el objetivo principal. También se deben de considerar parámetros intrínsecos como el diseño del filtro percolador, la calidad de agua y a su vez factores extrínsecos como los parámetros ambientales que puedan afectar el desempeño del dispositivo a evaluar, como lo es el caso del presente, por ello se divide el estado del arte en tres partes:

A) Calidad de agua.

La calidad del agua, en el presente estudio, es uno de los elementos básicos a cuantificar para el diseño de los sistemas de recirculación. Colt y Orwicz (1991) comentan al respecto que los límites de calidad de agua son esenciales para el diseño de la unidad de tratamiento y para determinar el factor de la carga máxima de los sistemas de recirculación. Eding *et al.* (2006), en su reseña acerca del diseño y operación de los filtros percoladores en la recirculación acuícola, mencionan: los límites de calidad de agua se denotan por la importancia de los requerimientos biológicos de las especies y realizan una compilación de los más importantes de ellos - Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg/L), CO_2 (mg/L), SST (mg/L), N-NH_3 (mg/L), NAT (mg/L), N-NO_2 (mg/L), N-NO_3 (mg/L), cloruro (mg/L) - este criterio se complementa con la propuesta de Malone y De los Reyes (1997), quienes plantean parámetros estándar de calidad de agua para cada nivel trófico y con ello se puede obtener una característica o constante para diseñar y dimensionar un biofiltro.

Posteriormente la clasificación de los SRA que Malone y Pfeiffer (2006) realizan con base en los requerimientos de las diversas etapas de producción también proponen que existe una relación intrínseca entre la etapa de vida de los organismos y los parámetros físico- químicos. El presente estudio más allá de denotar la importancia de monitorear los parámetros de calidad de agua como un objetivo, fue importante considerar que la evaluación de la eficiencia en la remoción de NAT, del medio filtrante en cuestión, debió de realizarse de acuerdo a los diversos escenarios de producción que se pueden presentar en la acuicultura y esto se relaciona directamente con los parámetros ambientales y condiciones que se presentaron para realizar la presente investigación.

B) Tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total y Eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal total.

Desde que Güjer y Boller (1985) propusieron la percolación como medio de filtración al que metodológicamente basaron en la estequiometría de la nitrificación. El estudio de este fenómeno dio lugar a la introducción del principio de balance de masas y modelos determinísticos en el tratamiento de agua residual. Drenan *et al.* (2006) proponen que la TCV_{NAT} (derivada del balance de masas) se puede utilizar como método para cuantificar la eficiencia de remoción de NAT en un SRA.

Existen diversos estudios que describen el transporte de masa y la reacción que se desarrolla en una biopelícula durante el proceso de nitrificación (Widerer *et al.* 1989; Freitas dos Santos *et al.* 1995; Lewandoswski *et al.* 1995; Bird *et al.* 2002; Loosdrecht *et al.* 2002). Hacen uso de diversas técnicas como la microscopía electrónica de barrido y confocal así como la “clásica” modelación matemática. Estos estudios discrepan entre sí con pequeñas variantes pero siempre en un escenario ideal para el crecimiento de bacterias.

C) Medios filtrantes.

La principal característica para calificar al medio filtrante es su diseño. Se espera que esta característica sea transcendental para aumentar la capacidad de remoción que presenta un biofiltro (de tipo percolador). Algunos de los estudios de mayor importancia para esta investigación y que evalúan las capacidades de remoción de NAT son los que realizaron Krüner y Rosenthal (1983); Lekang y Kleppe (2000) y Guerdat *et al.* (2010). Sin embargo ninguno de estos estudios considera la evaluación de los medios filtrantes en distintos escenarios tróficos de ámbito acuícola.

PLANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN

3. JUSTIFICACIÓN

Los sistemas de recirculación de agua ofrecen una alternativa viable para el reúso del vital líquido, en este caso su aplicación en el proceso de producción acuícola coadyuva para hacer más eficiente el uso del recurso agua.

El uso de filtros percoladores, como biofiltros, en los SRA se ha descartado del tratamiento de agua residual proveniente de la producción acuícola. Esta tendencia se debe a la limitante de disponibilidad de superficie específica que ofrecen los medios filtrantes actuales como sustrato para las bacterias integrantes de la biopelícula. El diseño de estos medios se basa en geometrías euclidianas que genera pequeñas áreas superficiales en comparación con otros procesos de biofiltración. Lo que genera un escenario en el que la eficiencia causa que los SRA requieran de sistemas más complejos y costosos para la remoción de los compuestos nitrogenados (NAT).

La necesidad de tener un medio filtrante más eficiente para poder adoptar la percolación en los SRA ha llevado al desarrollo de un medio filtrante denominado UAEMex-1. Se diseñó y concibió con los principios teóricos de la geometría fractal. Una de las características más relevantes de este medio en comparación con otros que existen en el mercado, es que tiene un área específica de $1350 \text{ m}^2/\text{m}^3$, lo que en teoría le brinda una mayor capacidad para albergar biomasa celular y por ende una mejor eficiencia en el proceso de nitrificación.

El desarrollo de esta herramienta precisa de caracterizar y evaluar las propiedades de la misma. La presente investigación se enfoca en obtener la eficiencia de remoción de NAT al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 con respecto a los diferentes escenarios tróficos que se pueden presentar en el proceso de producción acuícola. Determinar los atributos del medio UAEMex-1 permite conocer cómo se desarrolla este fenómeno en escenarios típicos de un ambiente acuícola cuando se utiliza tecnología innovadora en la percolación.

Lo anterior también permitirá futuras aplicaciones del medio filtrante UAEMex-1 no solo en el campo de la producción acuícola sino posiblemente en el tratamiento de aguas residuales con relación al proceso de nitrificación, ya que además brindará una opción hasta ahora no explorada en el proceso de filtración-percolación.

4. HIPÓTESIS

La eficiencia de nitrificación del medio filtrante UAEMex-1 incrementa conforme la carga de NAT lo hace recíprocamente en cada uno de los tratamientos propuestos, lo que permite caracterizar el medio filtrante en diferentes escenarios tróficos e intensidades de carga.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Evaluar el desempeño del proceso de nitrificación en el medio filtrante (UAEMex-1) a diferentes concentraciones de NAT que emulan tres estados tróficos acuícolas.

5.2. Objetivos específicos

- I. Evaluar las variaciones de los parámetros fisicoquímicos del agua (OD, pH, temperatura, alcalinidad, nitrógeno amoniacal total, nitritos, nitratos) proveniente del efluente de los tratamientos derivado del paso del agua residual a través del medio filtrante UAEMex-1.
- II. Evaluar la tasa de conversión volumétrica del nitrógeno amoniacal total en el agua residual proveniente de los tratamientos.
- III. Comparar y determinar la eficiencia de remoción de NAT con el medio filtrante (UAEMex-1) en los estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico y su área superficial.
- IV. Medir el efecto de la capacidad de remoción de NAT al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 a diferente disponibilidad de área específica y nivel trófico.

MATERIALES Y MÉTODOS

6. METODOLOGÍA

El presente estudio se realizó en el laboratorio de modelos hidráulicos (L.M.H.) del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) en Toluca Estado de México con georreferencia: 19°23'58.74" N; 99°42'52.37" O a 2615 msnm (Figura 13).



Figura 13.- Ubicación del Laboratorio de modelos hidráulicos en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (Imagen © 2015 Digital Globe, INEGI 2015).

La figura 14 describe el procedimiento que se utilizó para cumplir con los objetivos y poder contrastar la hipótesis enunciada en este estudio.

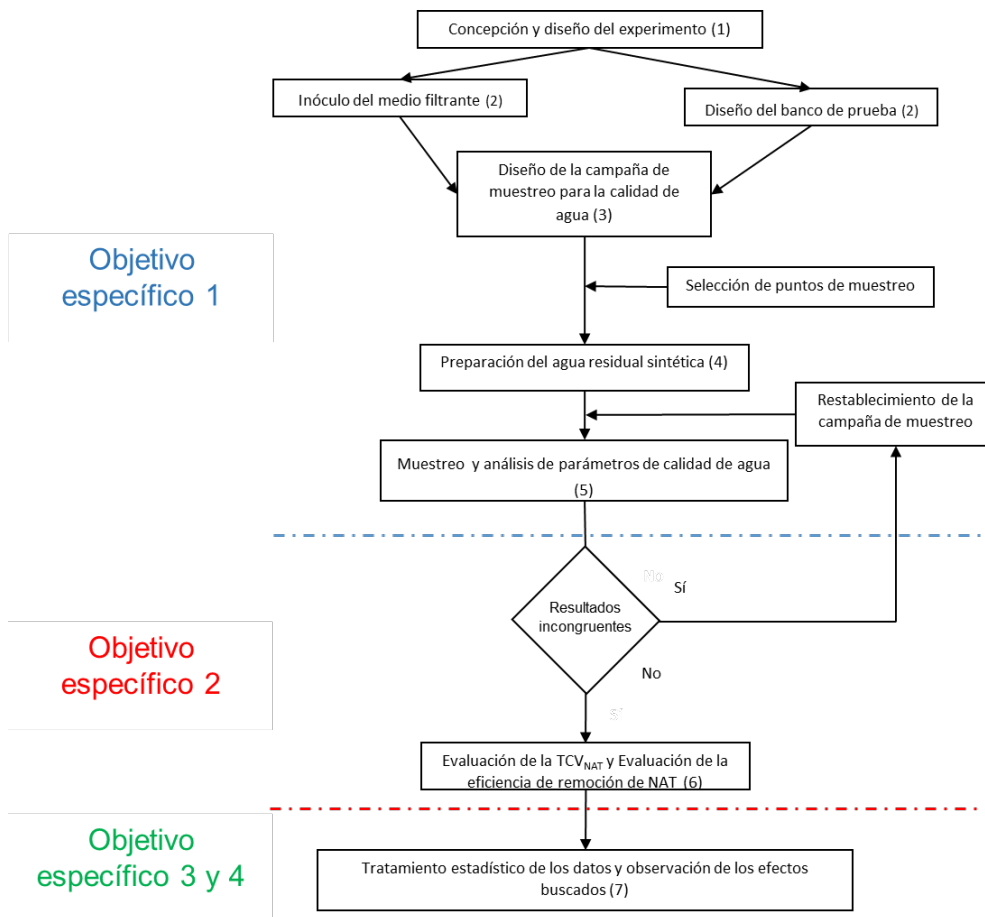


Figura 14.- Diagrama de flujo del plan general de trabajo.

6.1 DISEÑO EXPERIMENTAL

Para establecer un sistema experimental acorde a la obtención de los objetivos que se plantean. Se determinó un diseño experimental de parcelas divididas, que delimitó las variables dependientes (remoción de NAT) de las independientes (Escenarios tróficos; Volumen del medio). En conjunto con el diseño experimental se propuso la conformación del banco de prueba, el cual se esquematiza en la figura 15 donde se muestra la disposición de los tratamientos.

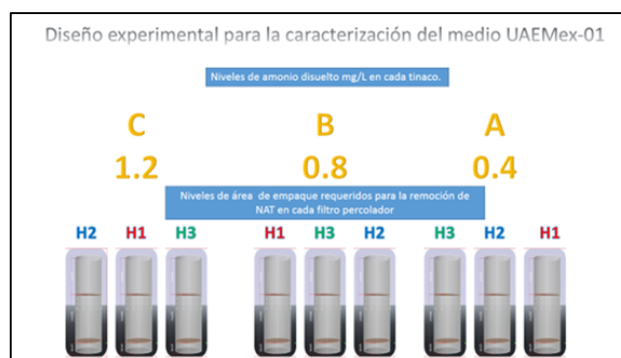


Figura 15.- Diseño experimental (Parcelas divididas) en donde se muestra los niveles superiores y en la parte inferior los subniveles o subparcelas.

Para este estudio se realizó una distribución al azar en ambos niveles. En el primer nivel se colocaron los escenarios tróficos: A (Oligotrófico), B (Mesotrófico), C (Eutrófico). Estos se establecieron con base en distintas concentraciones de solución de NH_4Cl . La preparación de esta solución se describe en el apartado de “preparación de agua residual sintética”. En el subnivel se colocaron los tratamientos: H1 (2.5 cm), H2 (5 cm), H3 (7.5 cm), este subnivel indicó el volumen del medio filtrante. Que en este caso también es equivalente al área del medio filtrante para cada tratamiento en este estudio. Posteriormente los tratamientos se denominaron como: **O 2.5, 5, 7.5; M 2.5, 5, 7.5 y E 2.5, 5, 7.5** según el caso y para una identificación más sencilla durante el estudio.

El diseño de parcelas divididas se considera adecuado para poder evaluar estadísticamente este estudio ya que es el más se ajusta al presente caso por los siguientes supuestos: A) Este es un diseño experimental que resulta útil para estudiar simultáneamente dos factores; B) Alguno o algunos de ellos se deben aplicar sobre unidades experimentales relativamente grandes, pudiéndose aplicar el otro o los otros en unidades experimentales menores, dentro de las unidades mayores. A las unidades experimentales mayores suele llamárseles parcelas grandes o parcelas principales y a las unidades experimentales menores se le llama subparcelas o subunidades (Zuñiga 2010).

6.2 CONCEPCIÓN Y DISEÑO DEL EXPERIMENTO

El banco que se instaló, se diseñó con base en un modelo que se ha usado en el estudio de tratamiento de aguas municipales (Metcalf y Eddy, 1991; Rosenthal, 1993; Ferchini *et al.*, 1994), un sinónimo de éste se probó en el estudio hecho por Lekang y Kleppe (2000) en el que evaluaron la eficiencia de la nitrificación en filtros percoladores con el uso de diferentes medios para su aplicación para tratamiento de agua residual acuícola. Básicamente este modelo de banco pose las características para emular un SRA con un filtro percolador, con lo que el proceso de tratamiento para el agua residual es de tipo biológico, por ello también fue necesario considerar la carga, el volumen de medio filtrante, el caudal y dimensión del filtro; para posteriormente desarrollar el diseño y construcción del mismo.

Otro de los criterios en esta etapa del estudio fue la consideración, de que, este modelo de banco de prueba es simple, fácil de operar y con adecuaciones sencillas simule el funcionamiento de un SRA pero sin la biomasa ya que esta se emuló con distintas soluciones de Cloruro de Amonio ($\text{NH}_4 \text{Cl}$) como lo realizaron Lekang y Kleppe (2000) en su estudio.

6.3 DISEÑO DEL BANCO DE PRUEBA

El banco de prueba consistió de tres unidades de recirculación que se instalaron en el Laboratorio de Modelos Hidráulicos bajo las mismas condiciones ambientales. Cada unidad experimental constó de: dos contenedores plásticos de agua de 800 L de capacidad, tres plataformas de biofiltración y una bomba sumergible de $\frac{1}{2}$ hp. Se consideró también la disponibilidad de la siguiente infraestructura: A) Estructura soporte metálica de 1*1.2*6.8m. B) Fuente de agua para realizar el estudio. B) Instalación hidráulica independiente para cada tinaco, material para manufactura de la instalación hidráulica del sistema de recirculación y de los filtros percoladores, insumos y herramienta para manufactura. C) Material para instalación eléctrica, disponibilidad de corriente eléctrica.

Se utilizaron nueve cilindros de PVC de 150 mm (6") de diámetro y 560 mm de altura para los biofiltros (Figura 16). La dimensión de éstos resultó de la memoria de cálculo que se elaboró para su diseño (Tabla 6), estos a su vez se dividieron en dos secciones; en la primera se colocó el medio filtrante UAEMex-1 con las respectivas alturas por tratamiento (H1, H2 y H3), en la segunda se colocó una cama de arena de sílice de 150 mm. En cada sección se adaptó una válvula de 13 mm ($\frac{1}{2}$ ") para la extracción de las muestras de agua residual. Se consideró la instalación de un rociador de bruma con caudal ajustable para cada filtro percolador (cilindro) para la distribución adecuada y uniforme del caudal sobre la superficie del medio filtrante (Figura 17).

Las secciones en el biofiltro tienen su origen debido a que el tren de tratamiento para este estudio se compone de dos procesos unitarios: 1) Biofiltración mediante un percolador con medio filtrante y 2) filtro descendente de arena. Esta configuración de biofiltro y filtro de arena se probó en casos anteriores con éxito (Lekang y Kleppe, 2000; García-Pulido, 2008; Gallego-Alarcón, 2010) y se retoma para el presente estudio. El área superficial de medio filtrante que se requirió para remover el nitrógeno amoniacal total como las consideraciones pertinentes de acuerdo a los objetivos del estudio para aplicar este diseño también presentan su referencia en la memoria de cálculo del filtro percolador (Tabla 6).

En el paso seis de la memoria de cálculo (Tabla 6) se obtiene la altura que se propone para emplazar de modo adecuado el volumen de empaque ya que esto permite lograr la observación de la tasa de conversión volumétrica de NAT así como la eficiencia de remoción del medio filtrante como se denota en los objetivos del presente estudio.

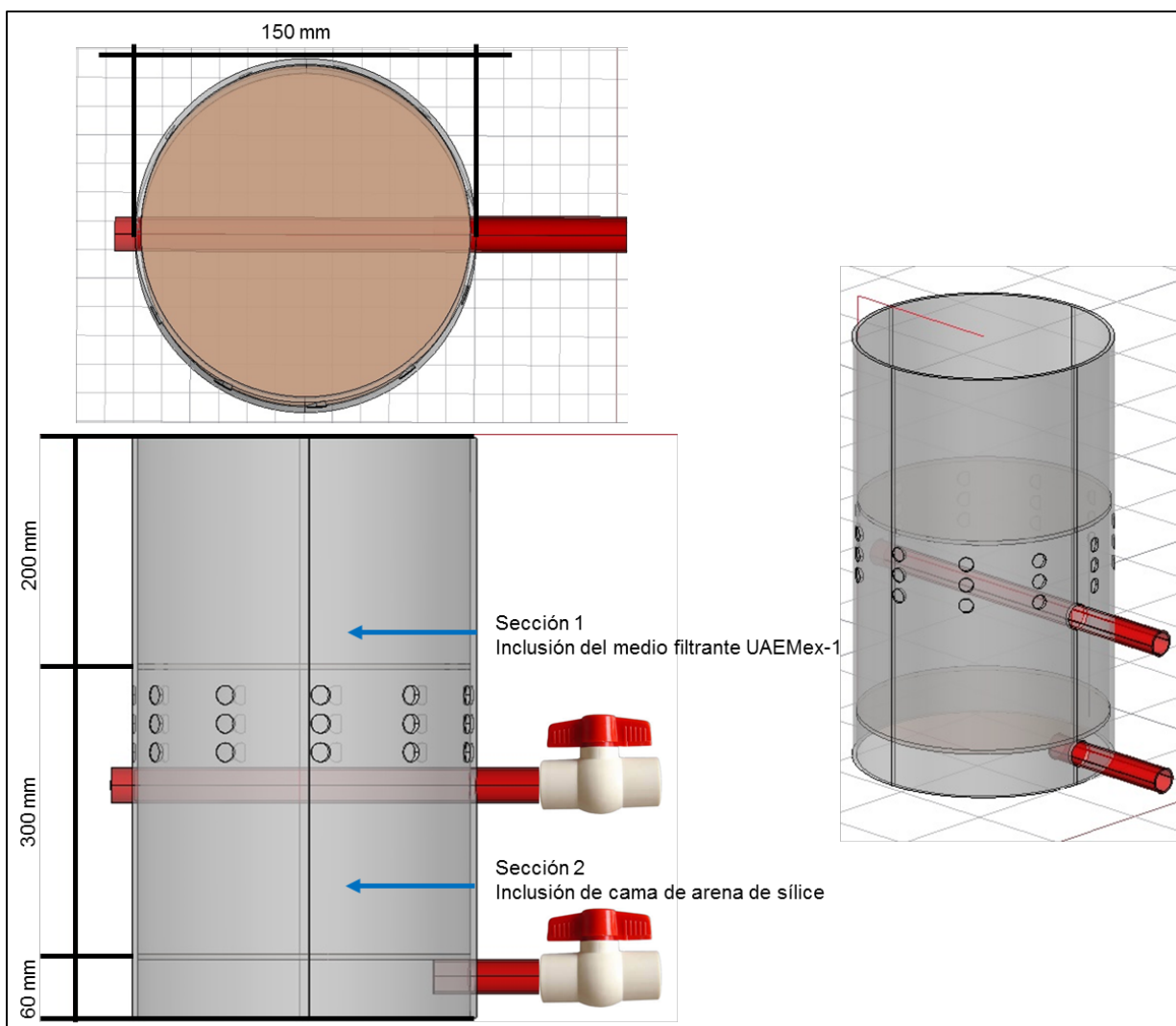


Figura 16.- Diseño del cilindro, vista lateral en planta y 3D.



Figura 17.- Adaptación rociadores para dispersión de carga hidráulica marca Orbit.

Tabla 6.- Memoria de cálculo del biofiltro (adaptado de Wheaton *et al.* 2000).

Paso 1. Producción de nitrógeno amoniacal. $P_{Am} = a_{Am} \cdot R_{Ali}$ Consideraciones: Producción máxima de amoníaco (concentración máxima diaria) = 1.2 mg/L Caudal = 350 L/día $\left(1.2 \frac{mg}{L}\right) \left(350 \frac{L}{día}\right) = 420 \frac{mg}{día} = 0.00042 \frac{kg}{día}$ $P_{Am} = 0.00042 \frac{kg}{día}$	P_{Am}=Producción de nitrógeno amoniacal por peces a_{Am}= Producción de nitrógeno amoniacal (0.03 Kg nitrógeno amoniacal/kg de alimento) R_{Ali}= Ración de alimento diario A_{Am}= Área superficial requerida para remover la producción de nitrógeno amoniacal.						
Paso 2. Área superficial requerida para remover la producción de nitrógeno amoniacal $A_{Am} = \frac{P_{Am}}{TAA} = \frac{0.00042 \frac{Kg_{Am}}{día}}{0.00025 \frac{kg \text{ de } N - NH_3}{m^2 \cdot día}}$ $A_{Am} = 1.68 m^2$	TAA=Tasa aérea de remoción de nitrógeno amoniacal (0.00025 kg de nitrógeno amoniacal/m² día). V_{Am}= Volumen del empaque. ASE=Área superficial específica del medio filtrante (1350 m²/m³). A_t=Área transversal. CH=Carga hidráulica.						
Paso 3. Estimación del volumen del empaque con base en el área superficial específica. $V_{Am} = \frac{A_{Am}}{ASE} = \frac{1.68 m^2}{1350 \frac{m^2}{m^3}} = 0.0012444 m^3$	D=Diámetro del biofiltro H=Altura del empaque en el biofiltro						
Paso 4. Area transversal. $A = \pi \cdot r^2$ $A = \pi \cdot 0.0762^2 = 0.018241 m^2$ $D = \sqrt{\frac{4A_t}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0.0573 m^2}{\pi}} = 0.270 m$							
Paso 5. Altura del filtro. $H = \frac{V_{Am}}{A} = \frac{0.0012444 m^3}{0.01767 m^2} = 0.0704 m \cong 7.04 cm$							
Paso 6. Sustituyendo valores y por aproximación. Se obtiene la altura para la remoción del NAT en los tres niveles tróficos quedando de la siguiente manera. Concentración de NH₄ Cl (mg/L) y altura de empaque. <table border="1"> <thead> <tr> <th>Concentración (mg/L)</th> <th>Altura (cm)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1.2-1.6</td> <td>0.8-1.0</td> </tr> <tr> <td>0.8-1.0</td> <td>0.4-0.6</td> </tr> </tbody> </table> H₃: 7.04 ≈ 7.50 cm H₂: 4.69 ≈ 5.0 cm H₁: 2.34 ≈ 2.5 cm		Concentración (mg/L)	Altura (cm)	1.2-1.6	0.8-1.0	0.8-1.0	0.4-0.6
Concentración (mg/L)	Altura (cm)						
1.2-1.6	0.8-1.0						
0.8-1.0	0.4-0.6						

6.3.1 Funcionamiento del banco de prueba con los tratamientos

Cada unidad de recirculación se compuso de un conjunto de tres cilindros, el caudal fue de 0.086 L/min para cada cilindro (0.26 L/min para el conjunto). Los sistemas operaron de manera individual con 400 L/d, cada dos días se vació del sistema. En la figura 18 se aprecia el flujo del caudal a tratar (flechas en azul) y en la figura 19 se resalta el flujo del reservorio hacia la retroalimentación de cada sistema con flechas en rojo.

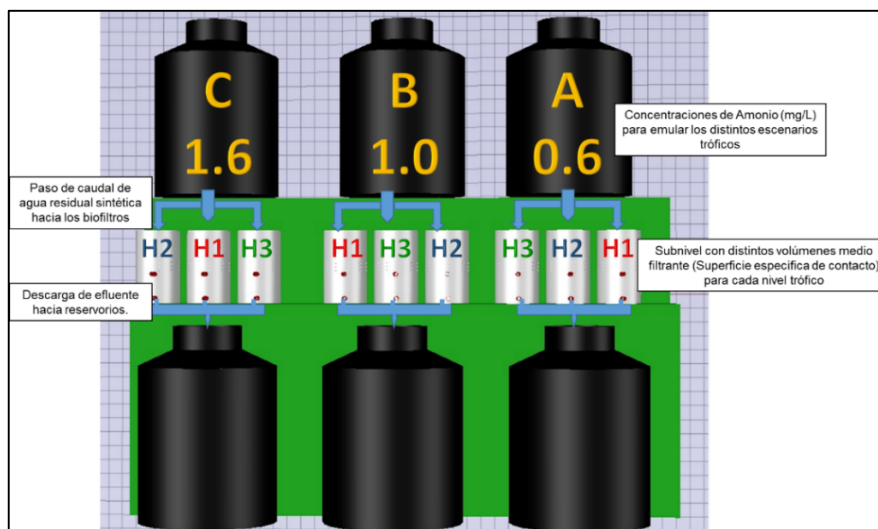


Figura 18.- Distribución de tratamientos, niveles y flujo de caudal.

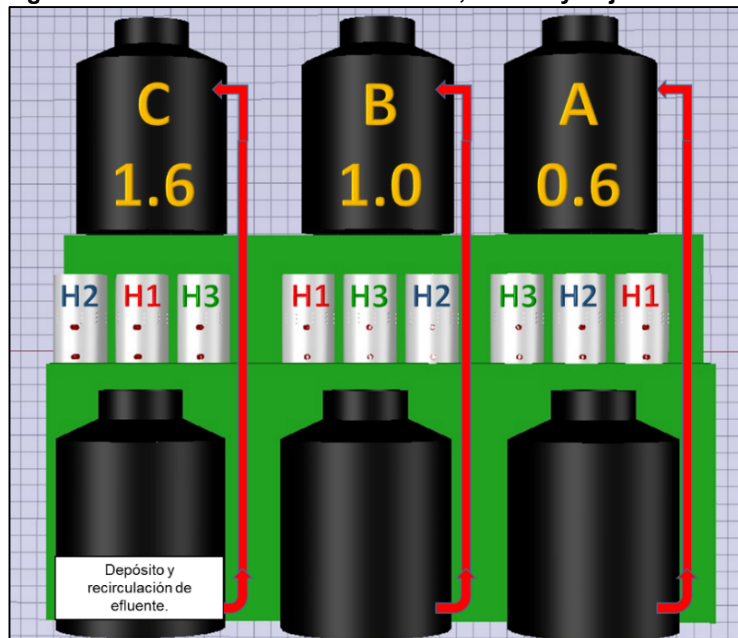


Figura 19.- Flujo de caudal reservorio-nivel con escenarios tróficos.

6.4 INÓCULO DEL MEDIO FILTRANTE Y MADURACIÓN DE LA BIOPELÍCULA

Para el estudio se usaron 126 unidades del medio filtrante, estos se lavaron con agua potable después de su recepción en el L.M.H (debido a que provenían de la fábrica de maquila). Posteriormente se colocaron durante 8 semanas en la unidad de filtración de un SRA en funcionamiento, que se encuentra en la playa del L.M.H; lo anterior, para que las unidades de medio filtrante se inocularan con bacterias nitrificantes ya existentes en el SRA. Al término de este lapso se observó un cambio de coloración en la superficie del medio filtrante (M.F.) como se muestra en la figura 20.

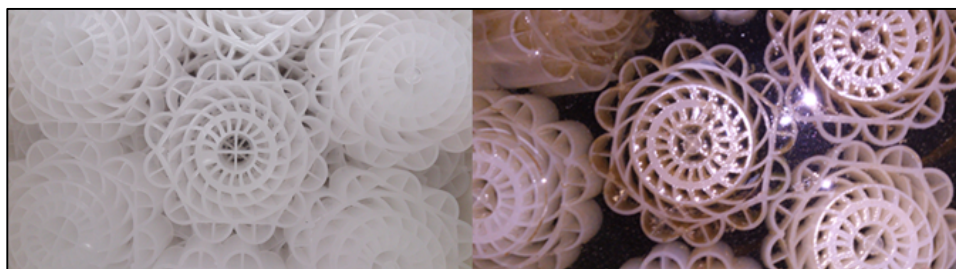


Figura 20.- Inóculo del medio filtrante: En el lado izquierdo se observa el M.F. inerte, en la parte derecha se observa el cambio de tonalidad de la superficie después de permanecer en el SRA.

El cambio de coloración, como la sensación viscosa al tacto, en los medios filtrantes se utilizó como indicador para inferir la presencia de biopelícula y con ello terminar la etapa de inoculación (Figura 21).

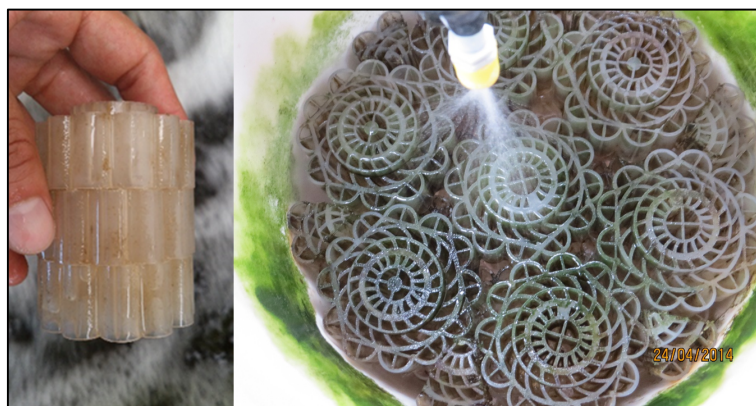


Figura 21.- Lado izquierdo apreciación táctil (sensación vidriosa) de presencia de biopelícula. Lado derecho instalación de medio filtrante en los filtros (la plataforma de percolación).

Con la biopelícula adherida al medio filtrante se procedió a colocar en los filtros (Figura 21) la cantidad de medio necesaria para cada tratamiento. Sin embargo, las condiciones entre el sistema de inóculo y el banco de prueba no fueron similares ya que para el primer caso la carga de nutrientes se derivó de los residuos orgánicos que se generan en un cultivo de trucha

y en el caso del banco de prueba la carga de nutriente se estableció por medio de agua residual sintética a partir de la adición de Cloruro de Amonio ($\text{NH}_4 \text{Cl}$).

En este caso se estableció un tiempo de 2 semanas a partir de la transferencia del medio filtrante del SRA hacia el banco de prueba para adaptación al nuevo ambiente para la biopelícula como lo recomienda Colt *et al.* (2006). Finalizado este periodo se comenzó con la etapa de muestreo para el banco de prueba.

6.5 DISEÑO DE LA CAMPAÑA DE MUESTREO

En un biofiltro la cinética de nitrificación de la biopelícula es afectada por las variables de calidad del agua, ejemplo: la carga orgánica, la concentración de amonio, el oxígeno disuelto, el valor del pH y la salinidad (Zhu y Chen, 2000; Tseng y Wu, 2004; Chen et al, 2006). Para lograr la correcta evaluación del medio filtrante y del análisis de la eficiencia de remoción de NAT, se requirió fijar puntos de muestreo en el banco de prueba de dónde se obtuvieron las muestras. Esto se debe a que es necesario obtener la concentración de entrada de NAT y la concentración de NAT a la salida o residual, de cada uno de los sistemas. De tal manera que se pueda determinar la tasa volumétrica de remoción del NAT y su eficiencia de remoción en los diferentes estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico.

Con base en lo anterior se designaron los puntos de muestreo como se denota en la figura 22, en donde el punto 1 se ubicó en el reservorio superior. El punto 2 se ubicó por debajo de la etapa de biofiltración en donde se hallan los medios filtrantes. Adicionalmente se fijó un tercer punto de muestreo en el reservorio inferior de cada sistema para poder monitorear la calidad de agua que pasó por la cama de arena. El establecimiento de este punto se debió a que fue importante conocer los parámetros del agua de los reservorios, ya que esta se volvía cargar con solución del cloruro de amonio para mantener la concentración inicial de cada estado trófico.

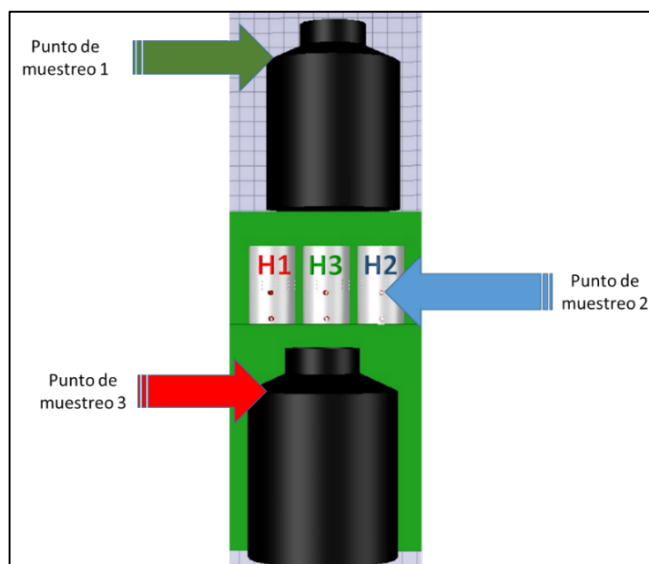


Figura 22.- Ubicación de los puntos de muestreo para cada sistema.

Se tomaron las muestras sistemáticamente:

- La primera muestra de agua se tomó una vez que se observó la presencia estable de biopelícula estable en el empaque de plástico.
- Las muestras de agua se tomaron del efluente de cada cilindro de los respectivos trenes de tratamiento al medio día entre las 11:00 y las 13:00 hrs.
- La observación de los parámetros ($^{\circ}\text{C}$, OD, pH) se realizó diariamente en el mismo horario una vez a la semana.
- La observación de los parámetros (NAT, NO_2^- , NO_3^-) se realizó una vez a la semana el mismo día, todos los parámetros se monitorearon hasta ajustar un periodo de **12 semanas** por cada rango de temperatura.

Se estableció un periodo de muestreo de 12 semanas tomando en consideración la disponibilidad de los recursos económicos y humanos del laboratorio, considerando que con esta cantidad de datos fue posible realizar el análisis estadístico para el diseño propuesto. La toma de muestras y medición de parámetros *in situ* y de muestras para su análisis en laboratorio se realizaron al medio día. La Tabla 7 describe los puntos y parámetros que se monitorearon durante el tiempo de muestreo.

Tabla 7. Parámetros analizados en cada punto de muestreo.

Puntos de muestreo	1	2	3
Parámetros que se monitorearon con equipo de sensor	(<i>In situ</i>) OD 1d pH 1d Temperatura 1d		(<i>In situ</i>) OD 1d pH 1d Temperatura 1d
Parámetros que se determinaron en laboratorio	NAT 7q N-NO_2^- 7q N-NO_3^- 7q Alcalinidad 2m SST 2m	DBO_5 4m NAT 7q N-NO_2^- 7q N-NO_3^- 7q	NAT 7q N-NO_2^- 7q N-NO_3^- 7q Alcalinidad 2m SST 2m
1d Una muestra por día 7q Siete muestras por quincena 4m Cuatro muestras por mes 2m Dos muestras por mes			

Durante el periodo de muestreo se realizaron dos tipos de evaluaciones: (1) *in situ* y (2) en laboratorio. Para la primera se utilizó un equipo YSI Pro 20 con sonda para OD, temperatura $^{\circ}\text{C}$ y un equipo YSI 60 para monitorear la variación de pH. Para la segunda se utilizaron reactivos Test 'N Tube (rango bajo de amonio 0 – 2.5 mg/L) marca HACH para monitorear el NAT; Test 'N Tube Nitriver 3 marca HACH para monitorear nitritos, Test 'N Tube Nitriver X marca HACH para monitorear nitratos. Las muestras para valorar Alcalinidad, DBO_5 , sólidos

suspendidos totales se analizaron como lo recomienda el manual “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (2012).

Para la recolección de las muestras para el análisis en laboratorio, se adaptaron vasos estériles (Figura 23). Estos se esterilizaron cada semana con formaldehído al 10%. Los datos que se generaron se recabaron en bitácoras de campo. Después se digitalizó la información para su posterior análisis.



Figura 23. Viales para la recolección de muestras.

6.5.1 Preparación del agua residual sintética

La utilización de agua residual sintética en este estudio fue necesaria para emular diferentes niveles tróficos en el caudal de cada sistema (Lekang y Kleppe, 2000 Malone y Pfeiffer, 2006; Timmons *et al.*, 2009). Esto se logró con distintas soluciones de amonio (NH_4). Las concentraciones que se obtuvieron fueron: 0.6 ± 0.2 mg/L, 1.0 ± 0.2 mg/L y 1.4 ± 0.2 mg/L de NH_4 respectivamente para el estado oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. Estas se lograron a partir de la disolución de cloruro de amonio NH_4Cl por tratamiento, como se muestra en el desarrollo de la ecuación 2, de donde se derivaron las cantidades de NH_4Cl mg/800L que se requirieron para emular cada estado trófico, la figura 24 muestra la disposición de los tratamientos en el banco de prueba.

$$\frac{1.2\text{mg NH}_4}{L} \times \frac{1\text{mol NH}_4}{18000\text{mg}} \times \frac{1\text{mol NH}_4\text{Cl}}{1\text{mol NH}_4} \times \frac{53450\text{mg}}{1\text{mol NH}_4\text{Cl}} = 3.56\text{NH}_4\text{Clmg/L} \quad (2)$$

Por lo tanto:

Estado trófico	Cantidad de NH_4Cl mg/800L requerida	Solución de NH_4 mg/L obtenida.
Eutrófico (A)	3.6	1.2-1.6
Mesotrófico (B)	2.4	0.8-1.0
Oligotrófico (C)	1.2	0.4-0.6

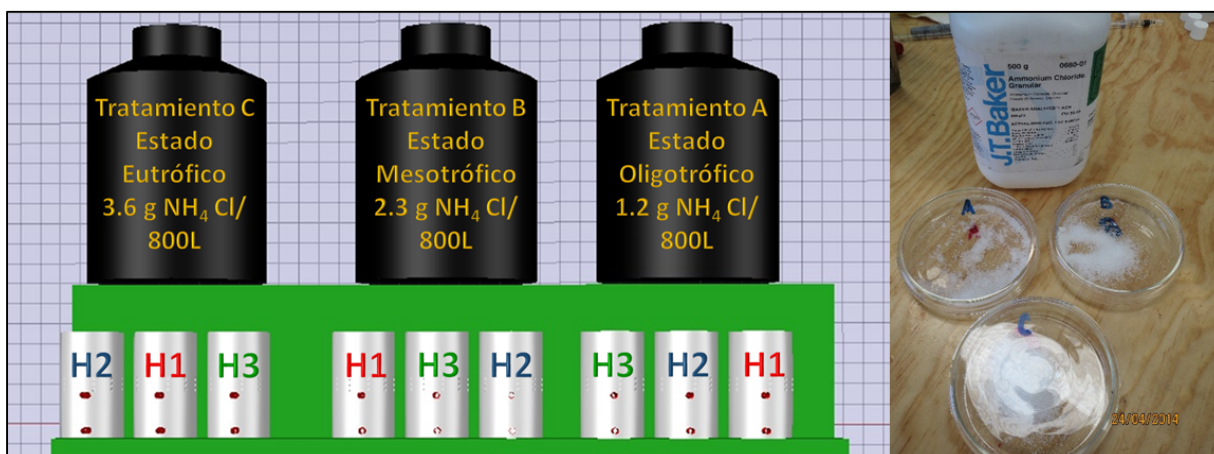


Figura 24. Disposición de concentraciones de NH_4Cl en el banco de prueba.

6.5.2 Evaluación de la calidad de agua inicial

El agua que se utilizó para abastecer el sistema experimental durante el estudio procedió de un pozo que se ubica en las inmediaciones de las instalaciones del CIRA. Previo al estudio se evaluó la calidad del agua a partir de los siguientes parámetros: pH, Oxígeno Disuelto, porcentaje de Saturación de Oxígeno, Nitrógeno Amoniacal Total, Nitritos, Nitratos, Sólidos Suspendidos Totales, Fosfatos, Carbono Orgánico Total, Alcalinidad. Este análisis se realizó mediante técnicas que recomienda en el manual “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (2012). Los resultados que se obtuvieron de este análisis de prospección se utilizaron para corroborar que los parámetros de la fuente de agua tuviesen condiciones para facilitar la asimilación de nutrientes por parte de las bacterias nitrificantes como lo describe Nordeidet *et al.* (1993); y que a su vez no se encontrasen factores que pudiesen interferir en el proceso de nitrificación de este estudio.

6.6 EVALUACIÓN DE LA TASA DE CONVERSIÓN VOLUMÉTRICA DE NAT

Para lograr el objetivo de la evaluación de la tasa volumétrica de remoción de nitrógeno amoniacal total (TCV_{NAT}) con respecto al agua residual proveniente de los sistemas, en esta etapa del estudio se ocupó la ecuación 1. Esta se define como la conversión diaria de nitrógeno amoniacal total a nitritos por unidad de volumen de medio filtrante (Timmons *et al.*, 2009). La TCV_{NAT} sirve en este caso como herramienta de parametrización para caracterizar al medio filtrante UAEMex-1.

$$TCV_{NAT} \left(\frac{g-N}{m^3 d} \right) = \left(CA_I \left(\frac{g-N}{m^3} \right) - CA_E \left(\frac{g-N}{m^3} \right) \right) \frac{Q \left(\frac{m^3}{d} \right)}{V_b (m^3)} \quad (1)$$

Dónde:

- TCV_{NAT} Tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total.
- CA_I Concentración de nitrógeno amoniacal total a la salida del reservorio.
- CA_E Concentración de nitrógeno amoniacal total en el efluente del biofiltro.
- Q Caudal que pasa a través del biofiltro.
- V_b Volumen de empaque en el biofiltro.

Para los biofiltros donde se conoce el área superficial del medio filtrante se ocupa la tasa de conversión métrica de nitrógeno amoniacal total (TCM_{NAT}), la ecuación 3 es un derivado de la que se emplea para la TVC_{NAT} solo que en este caso se obtiene la tasa de conversión a razón de un área en vez de un volumen.

$$TCM_{NAT} \left(\frac{g-N}{m^2 d} \right) = \left(CA_I \left(\frac{g-N}{m^3} \right) - CA_E \left(\frac{g-N}{m^3} \right) \right) \frac{Q \left(\frac{m^3}{d} \right)}{A_m (m^2)} \quad (3)$$

Dónde:

- TCM_{NAT} Tasa de conversión métrica de nitrógeno amoniacal total.
- CA_I Concentración de nitrógeno amoniacal total a la salida del reservorio.
- CA_E Concentración de nitrógeno amoniacal total en el efluente del biofiltro.
- Q Caudal que pasa a través del biofiltro.
- V_b Volumen de empaque en el biofiltro.

6.7 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NAT DEL MEDIO FILTRANTE (UAEMEX-1) EN LOS ESTADOS TRÓFICOS: OLIGOTRÓFICO, MESOTRÓFICO Y EUTRÓFICO

Para determinar la eficiencia de remoción se ocupó la ecuación 4, que considera el balance de masas, donde las variables son: la concentración de entrada y la concentración de salida; el producto de esta ecuación es un porcentaje.

$$Eficiencia(\%) = \frac{\left(CNAT_e \left(\frac{mg}{L} \right) - CNAT_{residual} \left(\frac{mg}{L} \right) \right)}{CNAT_e \left(\frac{mg}{L} \right)} * 100 \quad (4)$$

Donde:

$CNAT_e$ = Concentración de nitrógeno amoniacal total a la salida del reservorio.

$CNAT_r$ = Concentración de nitrógeno amoniacal total en el efluente del biofiltro.

6.8 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

6.8.1 Calidad de agua

Los datos que se consideraron para realizar el seguimiento y análisis de calidad de agua en este estudio fueron aquellos que se registraron en conjunto con la campaña de muestreo para los compuestos nitrogenados (NAT, nitritos y nitratos). Una vez que se tuvo el registro de los parámetros (oxígeno disuelto, temperatura, pH, alcalinidad, SST y DBO_5), se digitalizaron y se realizó un análisis de estadística descriptiva y un ANOVA por tratamiento y elemento.

Para determinar la remoción de contaminantes, se utilizaron los datos de los parámetros de NAT, nitritos y nitratos a la entrada y salida de cada componente de los trenes de tratamiento y de los nueve trenes. Se aplicó una exploración a la base de datos. Se obtuvo el promedio de los datos, su desviación estándar, el coeficiente de variación y los valores máximos y mínimos en cada punto de muestreo para cada parámetro.

Para determinar si los tratamientos tenían diferencias significativas en las tasas de conversión de NAT y la eficiencia remoción se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) con un intervalo de confianza al 95% y un tratamiento post-hoc (Fisher y Duncan) para conocer cuales tratamientos son diferentes con en el software STATISTICA Release 7.

6.8.2 Valoración de los datos para determinar la TCV_{NAT} , eficiencia de remoción y caracterización del medio filtrante UAEMex-1

Para obtener la TCV_{NAT} y la eficiencia de remoción del medio filtrante (UAEMex-1) en los estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. De la campaña de muestreo para la calidad de agua del presente estudio, se obtuvo la base de datos que se sustituyeron en las literales correspondientes a las fórmulas 1, 3 y 4, según el caso. Para lograr así la evaluación de la TCV_{NAT} y eficiencia de remoción en el agua residual proveniente de los tratamientos.

Después de la aplicación de las fórmulas, los resultados se procesaron en un software estadístico (STATISTICA Release 7) en donde se realizó un análisis de estadística descriptiva. Los datos para obtener la memoria estadística se incluyen en el anexo dos del presente. La caracterización del medio filtrante UAEMex-1 se logró después de observar y analizar las comparaciones de los resultados.

RESULTADOS

7. RESULTADOS

7.1 CALIDAD DE AGUA DEL EFLUENTE DE LOS TRATAMIENTOS DURANTE EL PERIODO DE EVALUACIÓN DEL MEDIO FILTRANTE UAEMEX-1

7.1.1 Evaluación de la calidad de agua inicial

Los resultados obtenidos en este análisis de prospección corroboraron que los parámetros de la fuente de agua tuvieron condiciones para facilitar la asimilación de nutrientes por las bacterias nitrificantes como lo describe Nordeidet *et al.* (1993). No se encontraron factores que interfirieron en el proceso de nitrificación de este estudio (Tabla 8).

Tabla 8. Resultados de análisis de calidad de agua de la fuente de agua que se ocupó para abastecer los sistemas.

Parámetro	Resultados	Unidades
pH	8.12	---
Oxígeno disuelto	4.44	mg/L
% de saturación	50.0	%
Amonio	0.02	mg/L
Nitritos	0.018	mg/L
Nitratos	1.8	mg/L
Sólidos suspendidos totales	4	mg/L
Fosfatos	0.82	mg/L
Carbono orgánico total	16.11	mg/L
Alcalinidad	276.9	mg/L CaCO ₃

7.1.2 Oxígeno disuelto

Después de realizar el ANOVA para todos los tratamientos se obtuvo una media de 4.66 mg/L $\pm$ 0.56 (Tabla 9), sin encontrar diferencias significativas entre los tratamientos ($p > 0.05$). En cuyo caso se puede inferir que el comportamiento de la variación del O.D. en los tratamientos no tuvo efecto sobre el fenómeno de remoción de NAT. La descripción gráfica de los resultados del monitoreo del O.D. se puede apreciar en la figura 25.

Tabla 9. Estadísticos descriptivos del comportamiento del O₂ (mg/L).

Parámetro estadístico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	ANOVA
Media	4.78	4.68	4.53	4.66
Error típico	0.079	0.12	0.10	0.06
Desviación estándar $\pm$	0.438	0.66	0.57	0.56
Mínimo	4.1	3.41	3.5	3.41
Máximo	5.87	6.73	6.11	6.73
No. de Observaciones	30	30	30	90

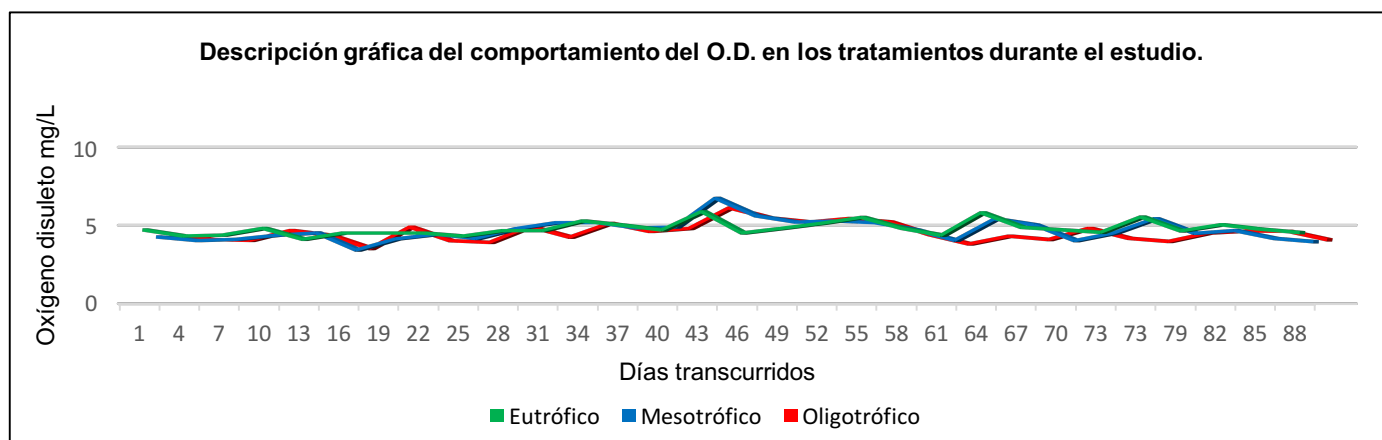


Figura 25. Descripción gráfica del comportamiento del O₂ mg/L en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.

7.1.3 Temperatura

Los resultados del análisis estadístico mostraron que la temperatura promedio en los sistemas fue de $16.20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1.30$; sin que se observase diferencia significativa entre los datos ($p > 0.05$).

Lo anterior conduce a deducir que la variación de la temperatura no influyó sobre la remoción de NAT en los tratamientos de este estudio. La descripción gráfica y la estadística descriptiva del muestreo de la temperatura se pueden apreciar en la tabla 10 y la figura 26.

Tabla 10. Estadísticos descriptivos del comportamiento de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

Parámetro estadístico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	ANOVA
Media	16.2	16.1	16.1	16.2
Error típico	0.2	0.2	0.2	0.2
Desviación estándar	1.3	1.2	1.3	1.3
Mínimo	13	13	13	13
Máximo	18	18	18	18
No. de Observaciones	4	4	4	4

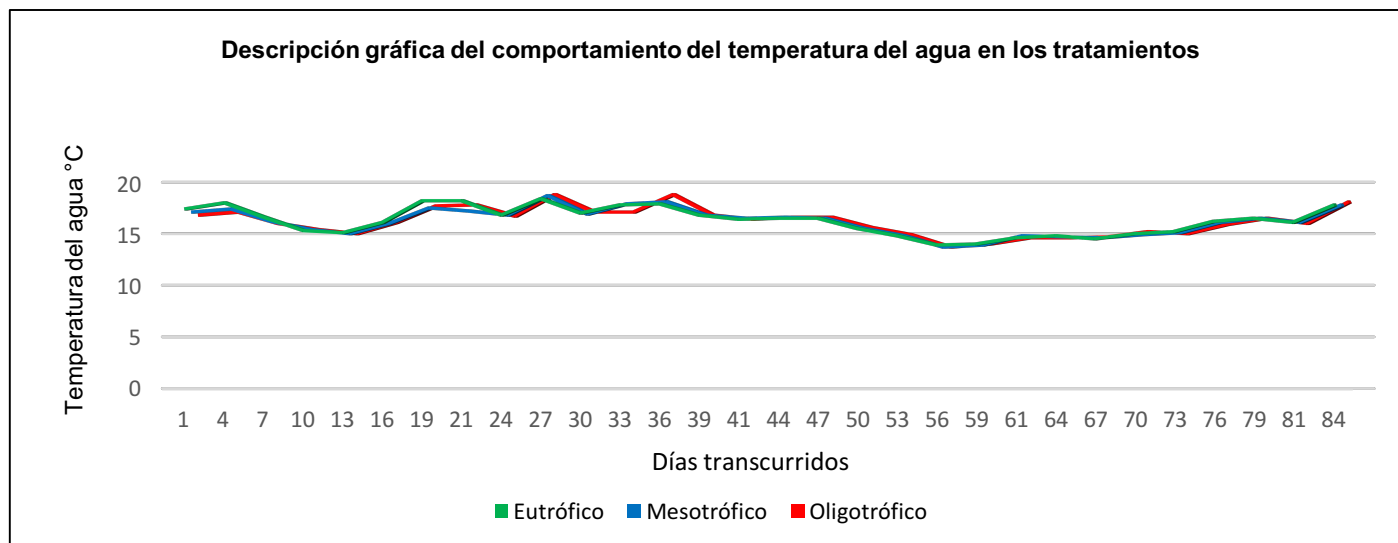


Figura 26. Descripción gráfica del comportamiento de la temperatura del agua (°C) en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.

7.1.4 Potencial hidrógeno (pH).

En el caso del monitoreo del pH, se realizó el mismo tratamiento estadístico que para el O₂ y la temperatura. Los resultados de este procedimiento mostraron que el pH promedio en los sistemas fue de 7.46 ± 0.72 ; sin que se observase diferencia significativa entre tratamientos y los datos de estos ($p > 0.05$). Con lo que se puede inferir que la variación del pH durante el periodo del estudio presentó el mismo efecto en todos los tratamientos. La descripción gráfica y la estadística descriptiva del muestreo de la temperatura se pueden apreciar en la tabla 11 y la figura 27.

Tabla 11. Estadísticos descriptivos del comportamiento del pH.

Parámetro estadístico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	ANOVA
Media	7.50	7.46	7.41	7.46
Error típico	0.13	0.12	0.13	0.07
Desviación estándar	0.75	0.69	0.74	0.72
Mínimo	6.04	5.89	5.89	5.89
Máximo	8.7	8.73	8.75	8.75
No. de observaciones	30	30	30	90

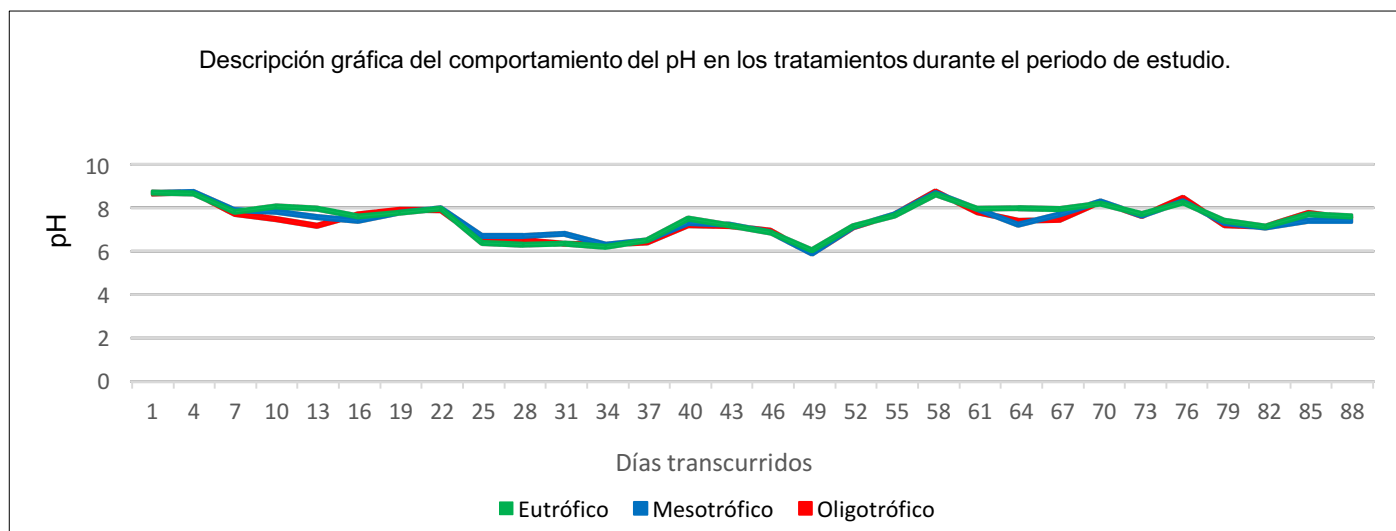


Figura 27. Descripción gráfica del comportamiento del pH en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.

7.1.5 Alcalinidad.

Los resultados del A.E. mostraron que la alcalinidad promedio en los sistemas fue de 235.05 mg/L como $\text{CaCO}_3 \pm 53.39$; sin que se observase diferencia significativa entre los tratamientos ($p > 0.05$). La alcalinidad se mantuvo estable durante el periodo que el estudio duró por este motivo no es un factor que limite el proceso de nitrificación; la variación grafica que se observa se debe a la transición de las condiciones del agua sintética que se ocupó para cada uno de ellos, no obstante, este fenómeno se discutirá posteriormente en el apartado 8.1. La descripción gráfica y la estadística descriptiva del muestreo de la temperatura se pueden apreciar en la tabla 12 y la figura 28.

Tabla 12. Estadísticos descriptivos del muestreo de la alcalinidad (CaCO_3 mg/L).

Parámetro estadístico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	ANOVA
Media	248.62	231.22	225.32	235.05
Error típico	22.73	21.61	18.01	11.65
Desviación estándar	60.14	57.19	47.67	53.39
Mínimo	189.5	152.88	180.36	152.88
Máximo	361.79	313.95	293.02	361.79
No. de Observaciones	7	7	7	21

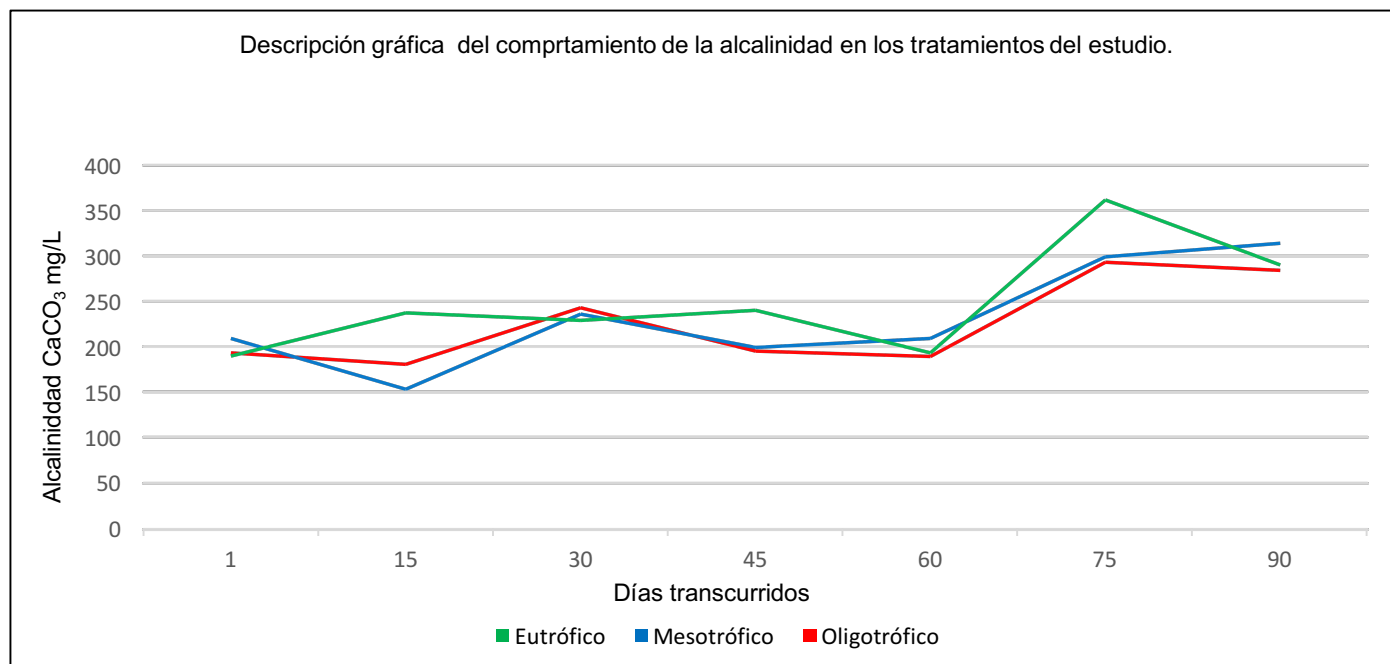


Figura 28. Descripción gráfica del comportamiento de la alcalinidad en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante el periodo de la campaña de muestreo.

7.1.6 Sólidos Suspendidos Totales.

Los resultados de este procedimiento mostraron que el promedio de SST en los sistemas fue de $2.66 \text{ mg/L} \pm 0.66$; con diferencia significativa entre los tratamientos ($p < 0.05$). El análisis de estos resultados muestra que la evolución de los datos en el tratamiento oligotrófico es diferente con respecto a los tratamientos sujetos a comparación. En el apartado 8.1 se discutirá el efecto que esta variación presenta con respecto al objetivo de este estudio. La descripción gráfica y la estadística descriptiva del muestreo de la SST se pueden apreciar en la tabla 13 y la figura 29.

Tabla 13. Estadísticos descriptivos del comportamiento de SST (mg/L).

Parámetro estadístico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	ANOVA
Media	2.4	2.7	2.2	2.6
Error típico	0.1	0.1	0.4	0.1
Desviación estándar	0.3	0.3	1.2	0.1
Mínimo				
Máximo				
No. de Observaciones				1

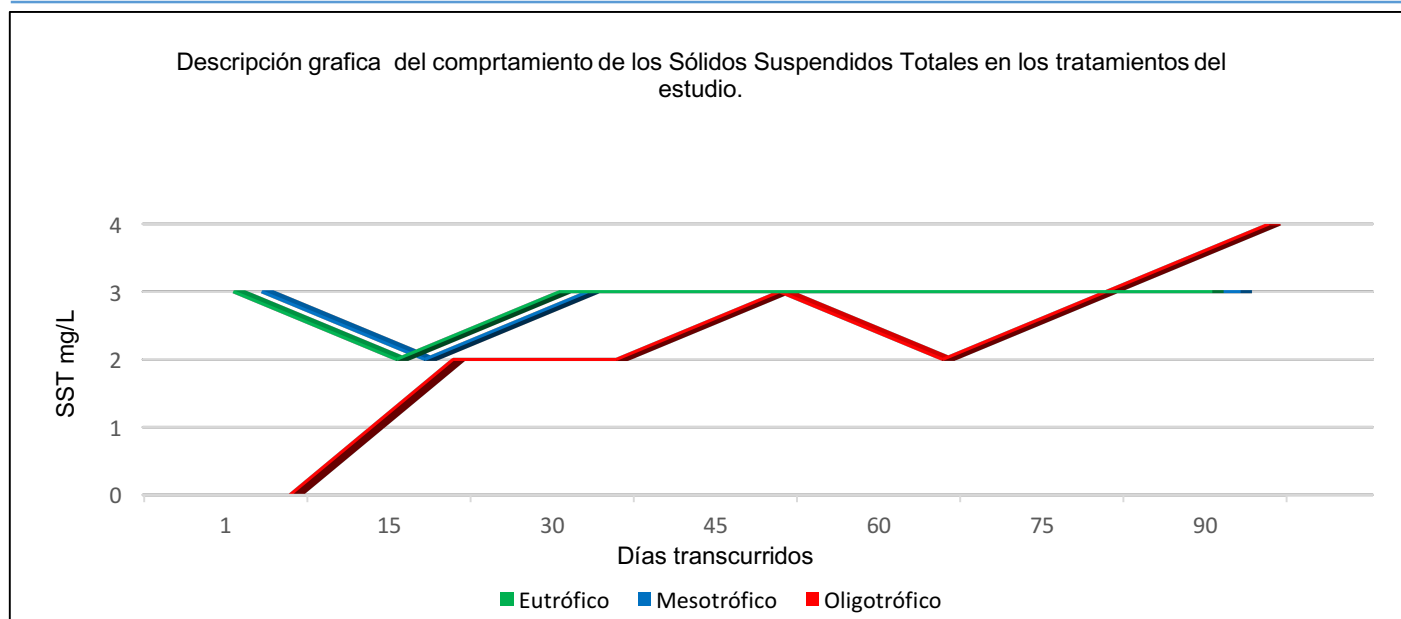


Figura 29. Descripción gráfica del comportamiento de los Sólidos Suspendedos Totales en los tratamientos: Eutrófico, Mesotrófico, Oligotrófico durante la campaña de muestreo.

7.1.7 DBO₅.

Los resultados del comportamiento de la DBO₅ se muestran en la tabla 14; por su parte el análisis de varianza no mostró diferencia significativa de los datos dentro de los tratamientos ($p > 0.05$), aunque para el caso de la comparación de los datos de los tratamientos inter tratamientos si se observó diferencia significativa ($p < 0.05$). Esta diferencia se mostró en el tratamiento mesotrófico con respecto a los dos tratamientos restantes. En el apartado 8.1 se discutirá el efecto que esta variación presenta con respecto al objetivo de este estudio. La descripción gráfica del muestreo de la DBO₅ detallada previamente se puede apreciar en las figuras 30, 31 y 32.

Tabla 14. Estadísticos descriptivos del muestreo de la DBO₅ entre los niveles y subniveles de cada tratamiento.

Estado Trófico altura	Media ± D.E. (mg/L)	C.V.	Estado Trófico altura	Media ± D.E. (mg/L)	C.V.	Estado Trófico altura	Media ± D.E. (mg/L)	C.V.	N
O 2.5	14.04±1.06	1.13	M 2.5	25.52±0.88	0.77	E 2.5	15.85±2.72	7.4	12
O 5	13.28±1.22	1.5	M 5	16.63±0.68	0.47	E 5	15.83±2.84	8.06	12
O 7.5	9.10±0.31	0.09	M 7.5	17.84±0.25	0.25	E 7.5	13.01±4.81	23.22	12

O: oligotrófico, M: mesotrófico, E: eutrófico, N: número de observaciones $\bar{x}$: media de la muestra, D.E: desviación estándar de la muestra, C.V: coeficiente de varianza; 2.5, 5, 7.5 es la altura de empaque utilizado para los tratamientos en centímetros

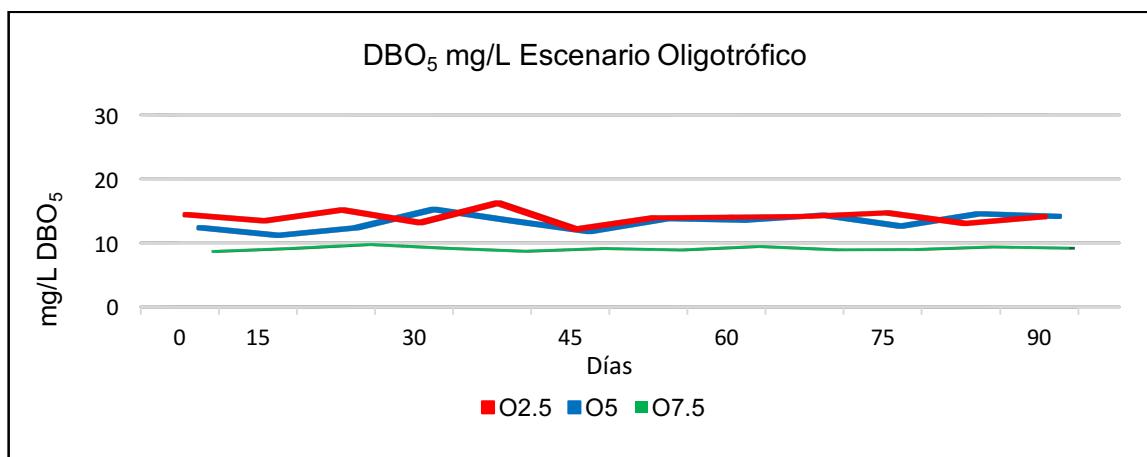


Figura 30. Descripción gráfica del comportamiento de la DBO₅ mg/L en la altura de los tratamientos: O 2.5, O 5, O 7.5, durante la campaña de muestreo.

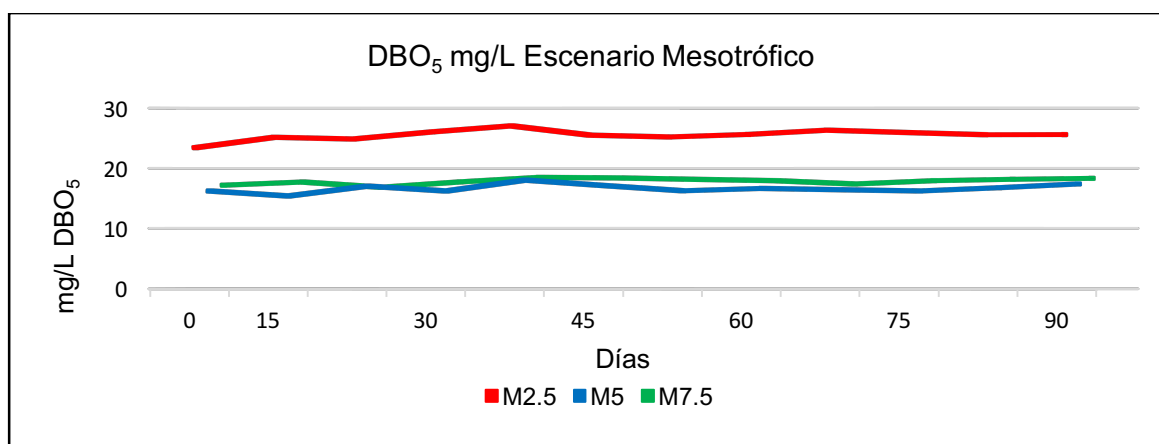


Figura 31. Descripción gráfica del comportamiento de la DBO₅ mg/L en la altura de los tratamientos: M 2.5, M 5, M 7.5, durante la campaña de muestreo.

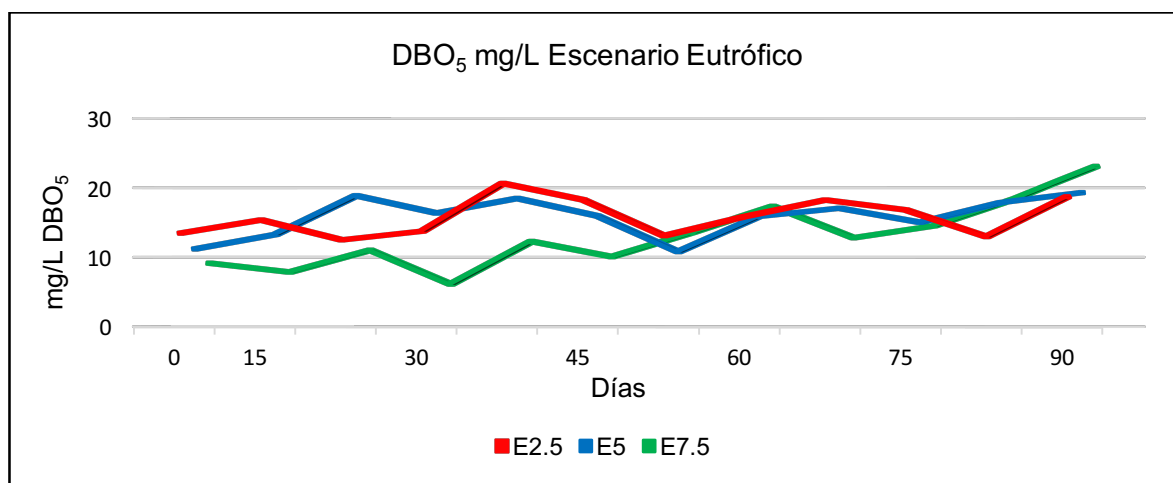


Figura 32. Descripción gráfica del comportamiento de la DBO₅ mg/L en la altura de los tratamientos: E 2.5, E 5, E 7.5, durante la campaña de muestreo.

7.1.8 Concentración de NAT

El comportamiento respecto a la remoción de NAT resultó siempre positivo (oxidación), tal como se esperaba, excepto en contadas ocasiones cuando se tuvo algún evento inesperado (contaminación por agentes externos o errores de medición).

Se realizó una prueba de **t** para identificar las diferencias de los datos. Con los resultados de este análisis que se deduce, que la remoción de NAT en todos los tratamientos fue diferente ($p < 0.01$) independientemente del escenario tráfico en el que se localizaron como se puede apreciar en la Tabla 15. La base de datos de donde deriva este análisis se localiza en el anexo dos del presente estudio.

Tabla 15 Análisis estadístico (prueba de t) a los 90 días para los datos de salida de NAT.

Variab	Análisis de las Medias del efluente de NAT de todos los tratamientos						
	Media	Desviación estándar	N	Error estándar	Valor de t	Grados de libertad	p
NAT- SALID	0.45	0.32	285	0.01	23.10	284	0.00

Los datos obtenidos de la concentración de NAT a la entrada y salida de cada uno de los tratamientos se graficaron para observar la variación de este parámetro en los distintos escenarios tráficos y los tres tratamientos como se muestra en las Figuras 33 A, B, C; 34 A, B, C y 35 A, B, C.

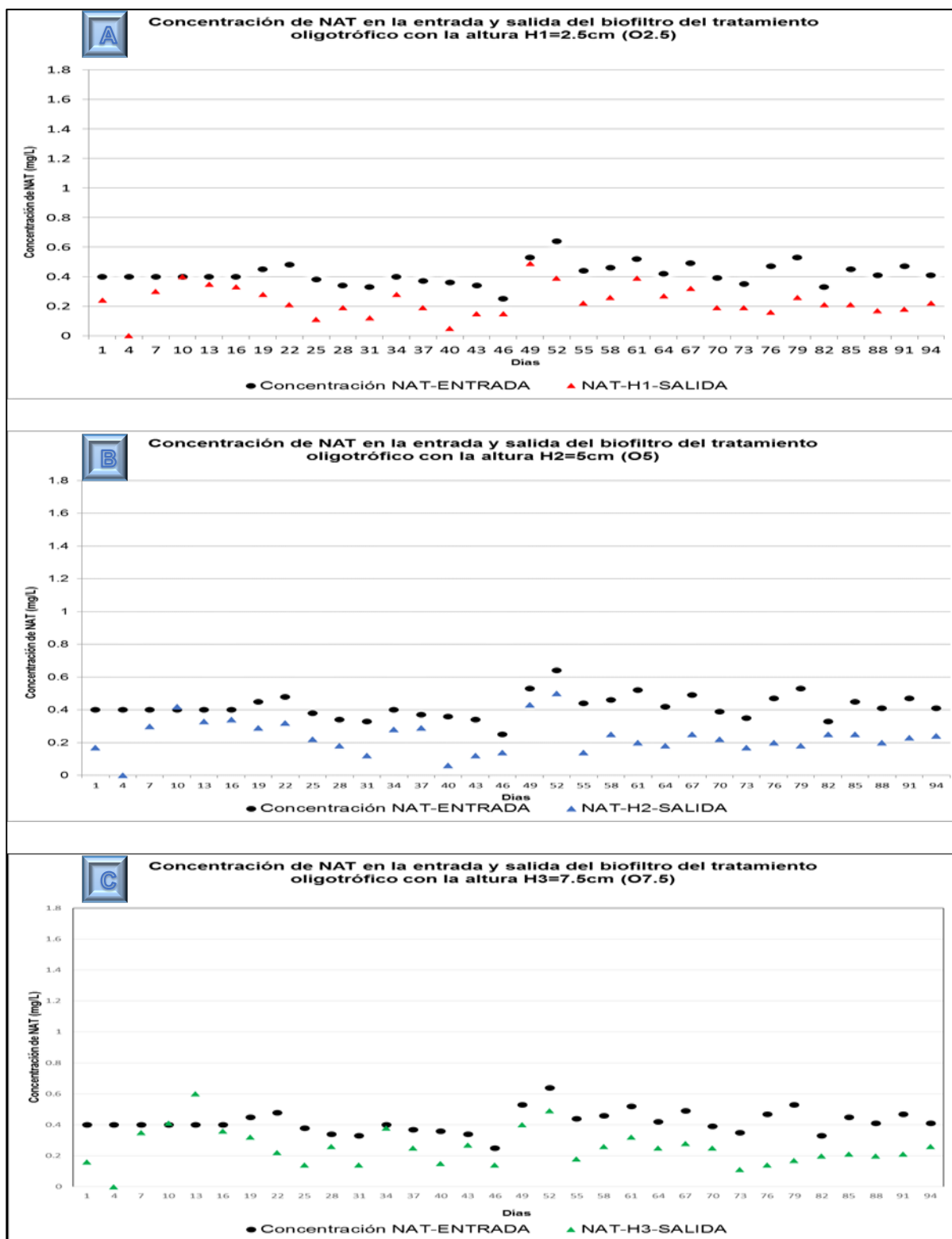


Figura 33 A B C.- Concentración de NAT en la entrada y salida del tratamiento Oligotrófico.

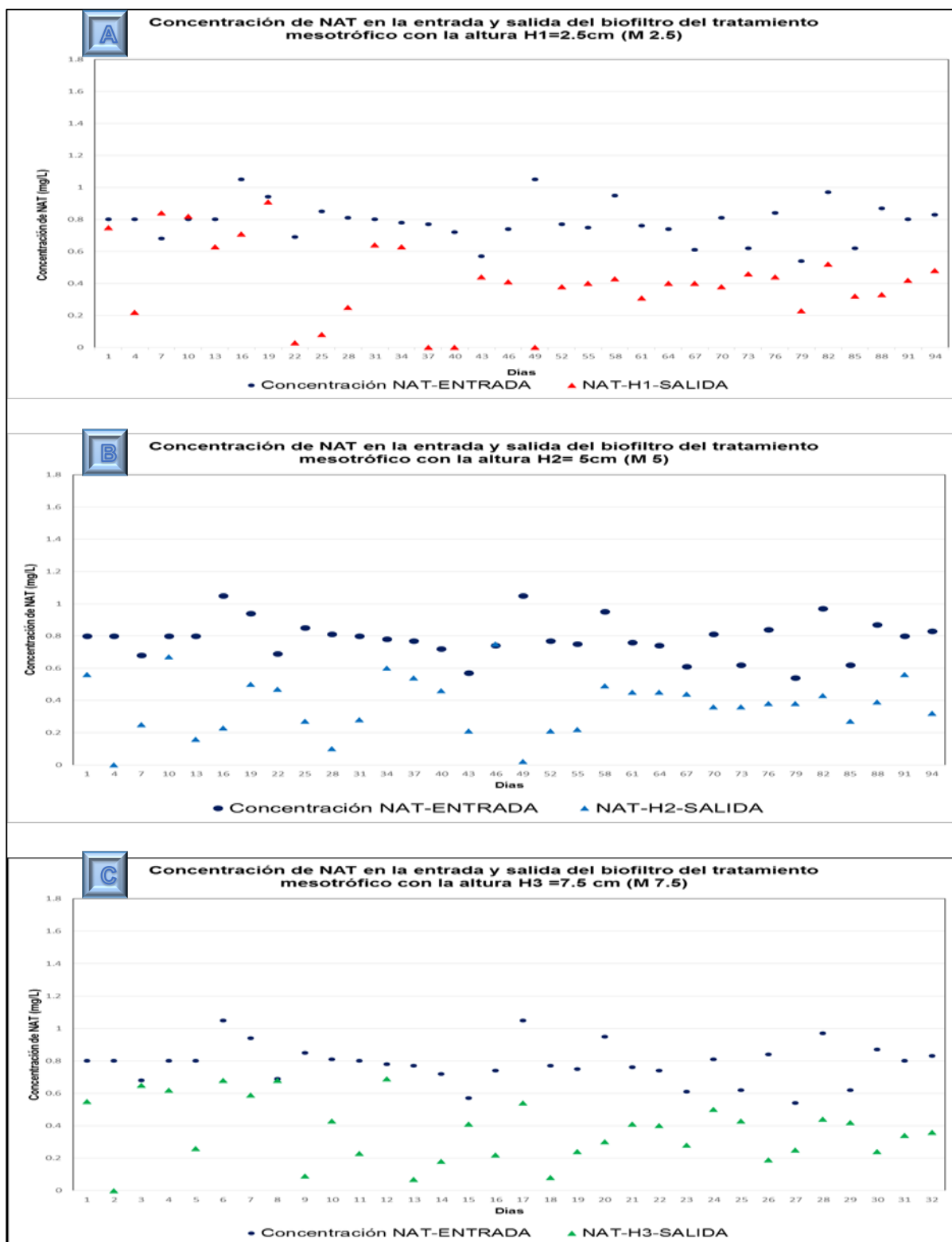


Figura 34 A B C.- Concentración de NAT en la entrada y salida del tratamiento Mesotrófico.

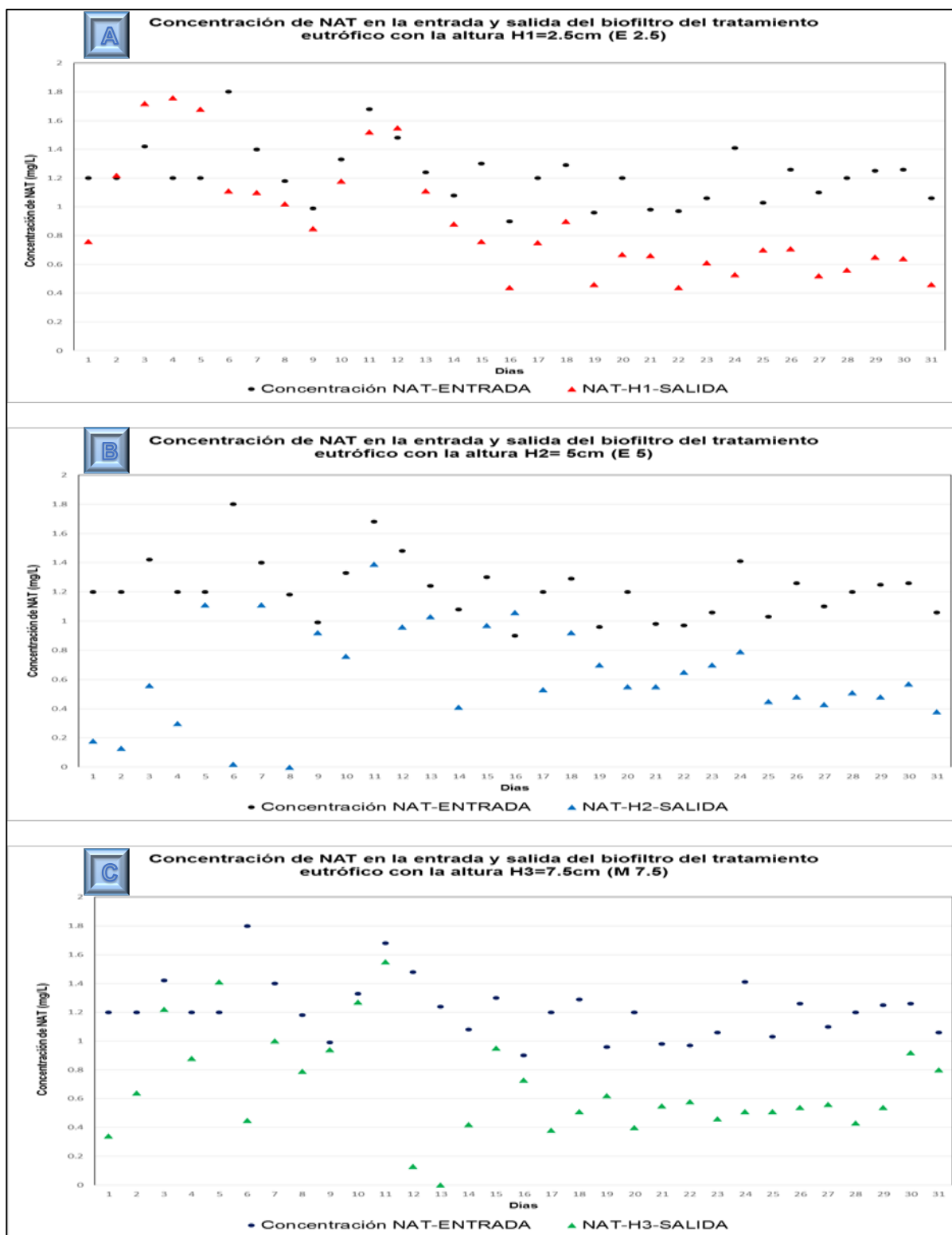


Figura 35 A B C.- Concentración de NAT en la entrada y salida del tratamiento Eutrófico.

7.2 EVALUACIÓN DE LA TASA DE CONVERSIÓN VOLUMÉTRICA DEL NITRÓGENO AMONICAL TOTAL.

Se realizó un análisis de varianza de cada uno de los tratamientos para la TCV_{NAT} , se observó que existe diferencia significativa ($p < 0.05$) en los tratamientos con respecto a la TCV_{NAT} y la altura del empaque propuesta (Tabla 16), lo cual se puede apreciar en las Figuras 36, 37 y 38; también se observa el comportamiento de la TCV_{NAT} y la altura del empaque por escenario trófico (H1, H2, H3) es decir se aprecia la evolución de los tratamientos.

Tabla 16.- Datos estadísticos derivados de los muestreos después de aplicar la fórmula para obtener la TCV_{NAT} .

Estadística descriptiva de la TCV_{NAT} .									
Estado Trófico y altura	Media $\pm$ D.E. (g/m ³ d)	C.V.	Estado Trófico y altura	Media $\pm$ D.E. (g/m ³ d)	C.V.	Estado Trófico y altura	Media $\pm$ D.E. (g/m ³ d)	C.V.	N
O 2.5	48.04 $\pm$ 22.79	47.44	M 2.5	99.08 $\pm$ 62.31	62.88	E 2.5	103.46 $\pm$ 56.33	54.45	32
O 5	24.34 $\pm$ 11.75	48.26	M 5	55.09 $\pm$ 28.48	51.71	E 5	67.20 $\pm$ 50.22	74.73	32
O 7.5	15.52 $\pm$ 8.11	52.27	M 7.5	35.99 $\pm$ 18.59	51.64	E 7.5	41.91 $\pm$ 28.89	68.94	32

O: oligotrófico, M: mesotrófico, E: eutrófico, N: número de observaciones $\bar{x}$: media de la muestra, D.E: desviación estándar de la muestra, C.V: coeficiente de varianza; 2.5, 5, 7.5 es la altura de empaque utilizado para los tratamientos en centímetros.

Otra manera de apreciar el comportamiento de la remoción de NAT es apartir de la parametrización de un área específica, por lo que se propone que tambien se puede interpretar como un tasa métrica. Esto es como la Tasa de Conversión Métrica del NAT, esta definición sirve como otro modo para poder cuantificar el fenomeno de remoción. Para ello se tomaron los datos de salida del percolador al igual que para calcular la TCV_{NAT} y se realizaron la operaciones para poder obtener un área en lugar de un volumen. Los resultados solo varían por la unidad de interpretación, la inferencia de los datos es similar y se agregan como dato adicional al presente, su estudio estadístico se describe en la tabla 17. Las gráficas derivadas de la observación de la TMC_{NAT} se incluyen en el anexo del presente.

Tabla 17.- Datos estadísticos derivados de los muestreos después de aplicar la fórmula para obtener la TCM_{NAT} .

Estadística descriptiva de TCM_{NAT}									
Estado Trófico y altura	Media $\pm$ D.E. (g/m ² d)	C.V.	Estado Trófico y altura	Media $\pm$ D.E. (g/m ² d)	C.V.	Estado Trófico y altura	Media $\pm$ D.E. (g/m ² d)	C.V.	N
O 2.5	96.08 $\pm$ 45.58	47.44	M 2.5	198.17 $\pm$ 124.62	62.88	E 2.5	206.92 $\pm$ 112.67	54.45	32
O 5	48.69 $\pm$ 23.50	48.26	M 5	110.18 $\pm$ 56.98	51.71	E 5	134.40 $\pm$ 100.45	74.73	32
O 7.5	31.05 $\pm$ 16.23	52.27	M 7.5	71.99 $\pm$ 37.18	51.64	E 7.5	83.82 $\pm$ 57.79	68.94	32

O: oligotrófico, M: mesotrófico, E: eutrófico, N: número de observaciones $\bar{x}$: media de la muestra, D.E: desviación estándar de la muestra, C.V: coeficiente de varianza; 2.5, 5, 7.5 es la altura de empaque utilizado para los tratamientos en centímetros.

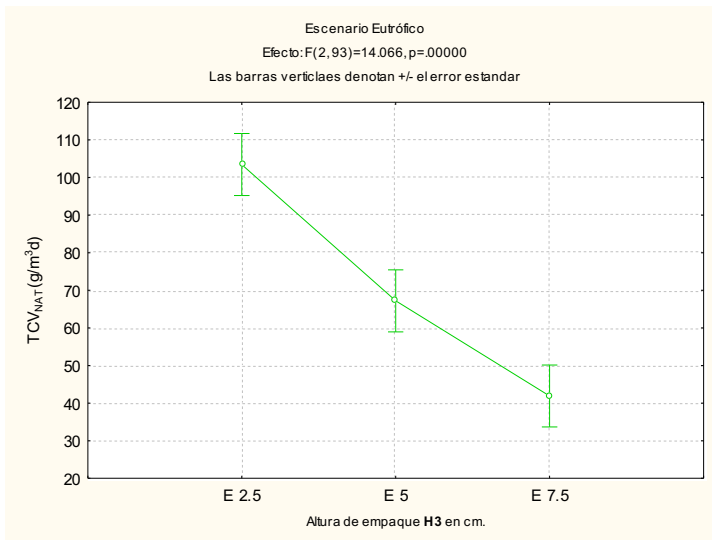


Figura 36. Resultados gráficos del ANOVA para la TCV_{NAT} correspondiente al escenario Oligotrófico.

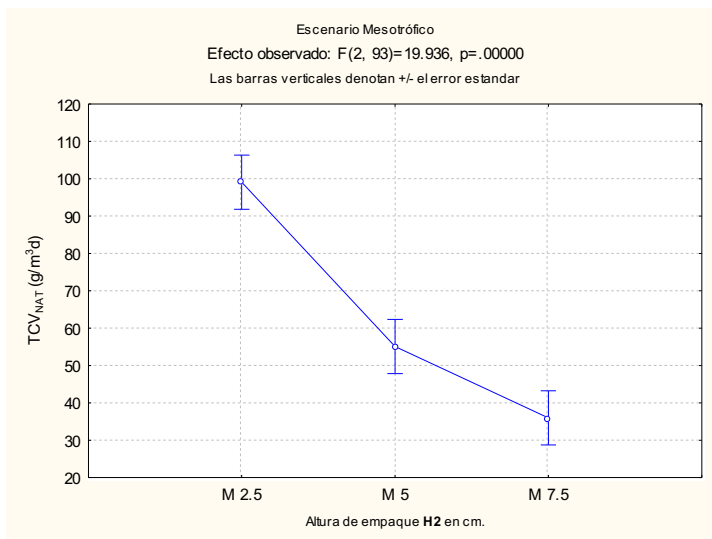


Figura 37. Resultados gráficos del ANOVA para la TCV_{NAT} correspondiente al escenario Mesotrófico.

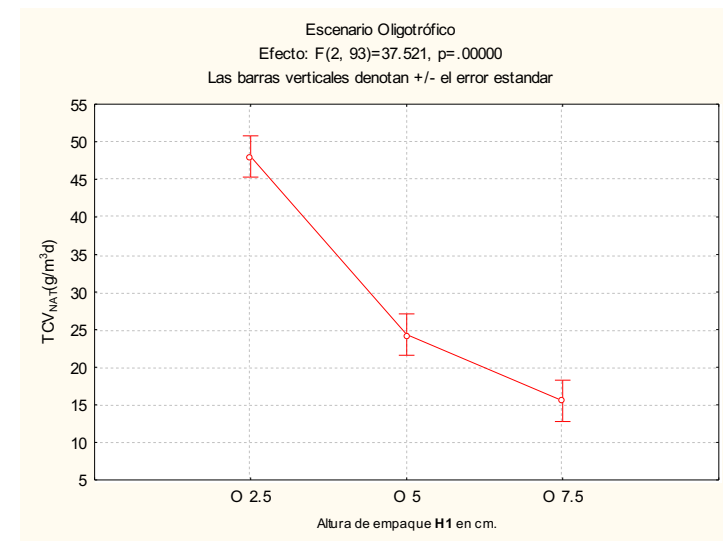


Figura 38. Resultados gráfico del ANOVA para la TCV_{NAT} correspondientes al escenario Eutrófico.

7.3 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NAT EN EL MEDIO FILTRANTE (UAEMEX-1) EN LOS ESTADOS TRÓFICOS: OLIGOTRÓFICO, MESOTRÓFICO Y EUTRÓFICO.

Se aplicó la ecuación 4 en los datos de concentración de NAT de los tratamientos, se realizó un análisis de estadística descriptiva así como un ANOVA. Se obtuvieron los resultados que se muestran en la tabla 18 y en las figuras 39, 40 y 41.

Tabla 18.- Tabla de estadística descriptiva para la base de datos de la eficiencia de remoción de NAT en los estados: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico

Estado Trófico y altura	Media ($\bar{x}$) $\pm$ D.E.	C.V.	Estado Trófico y altura	Media ($\bar{x}$) $\pm$ D.E.	C.V.	Estado Trófico y altura	Media ($\bar{x}$) $\pm$ D.E.	C.V.	N
O 2.5	44.82 $\pm$ 21.06	46.98	M 2.5	48.30 $\pm$ 27.88	57.71	E 2.5	33.51 $\pm$ 18.13	54.09	32
O 5	44.99 $\pm$ 20.87	46.38	M 5	52.34 $\pm$ 23.84	45.53	E 5	41.74 $\pm$ 26.59	63.70	32
O 7.5	42.92 $\pm$ 21.49	50.07	M 7.5	52.44 $\pm$ 24.90	47.48	E 7.5	39.95 $\pm$ 23.68	59.26	32

O: oligotrófico, M: mesotrófico, E: eutrófico, N: número de observaciones $\bar{x}$: media de la muestra, D.E. desviación estándar de la muestra; C.V.: coeficiente de varianza.

La interpretación del análisis de varianza de la base de datos de la eficiencia de remoción expresa, que, al no existir diferencia significativa entre los tratamientos ($p > 0.001$) con relación a la eficiencia de remoción de NAT y la altura entre los tratamientos al utilizar el medio filtrante UAEMex-1, la eficiencia es similar en todos los casos. Es decir, que, sin importar la altura que se disponga de medio filtrante (traducida en volumen o área específica) o la cantidad de nutrientes disponibles en el agua residual sintética, para y en las condiciones de este caso de estudio este medio, continúa siendo eficiente en cuanto a la remoción de NAT se refiere.

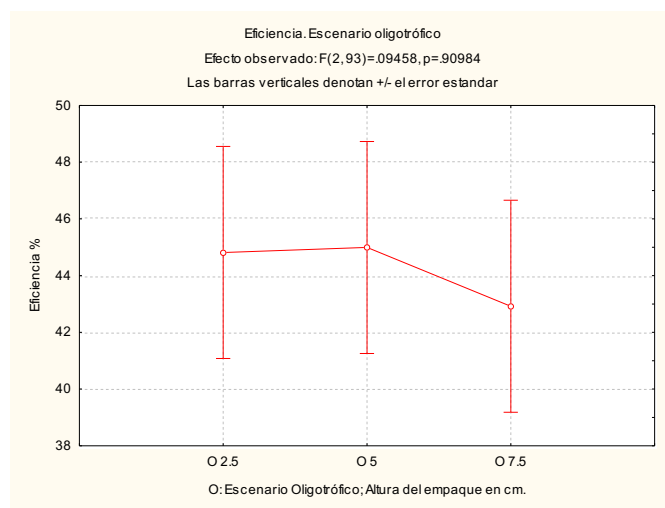


Figura 39. Resultados gráficos del ANOVA de la eficiencia de remoción de NAT para el escenario

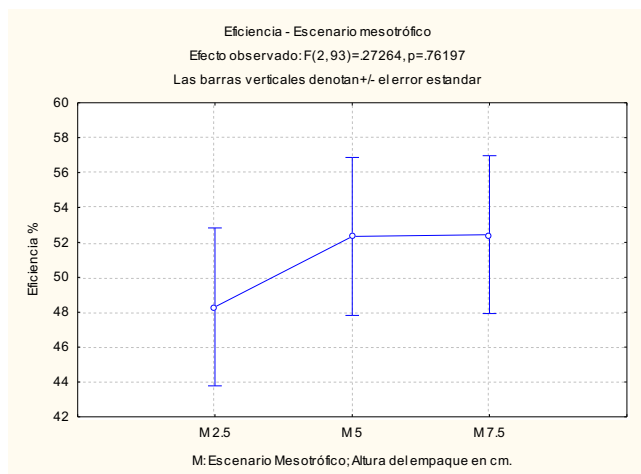


Figura 40. Resultados gráficos del ANOVA de la eficiencia de remoción de NAT para el escenario

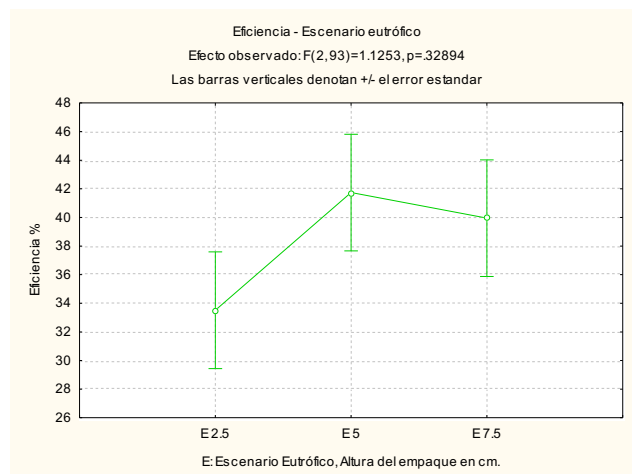


Figura 41. Resultados gráficos del ANOVA de la eficiencia de remoción de NAT para el escenario

Para poder medir y apreciar el efecto de la disponibilidad de área específica y nivel trófico con respecto a la capacidad de remoción de NAT al utilizar el medio filtrante UAEMex-1. Los datos que se obtuvieron del análisis de varianza de la eficiencia de remoción de NAT durante la campaña de muestreo, también se graficaron de manera comparativa en Excel como se puede observar en las figuras 42 y 43. En ellas se puede observar la evolución de la eficiencia por altura y por escenario trófico lo que provee de una mayor facilidad para poder discutir posteriormente el comportamiento de la eficiencia y la tasa de remoción de NAT.

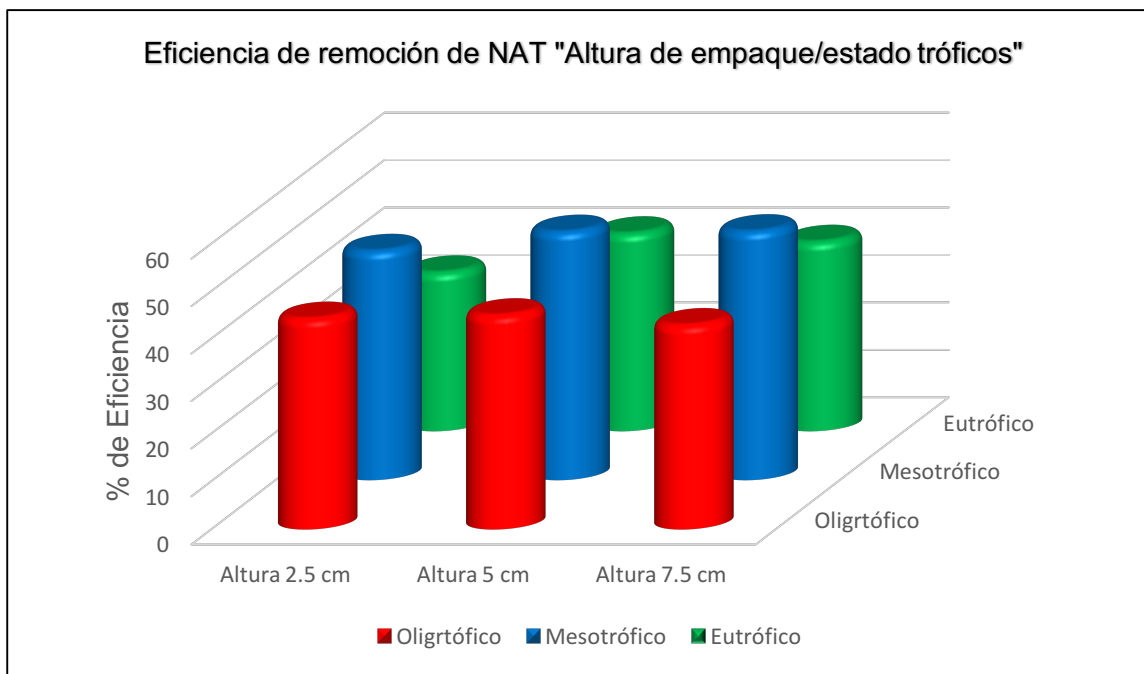


Figura 42. Descripción gráfica del comportamiento de la eficiencia con respecto a la altura de medio filtrante y estado trófico.

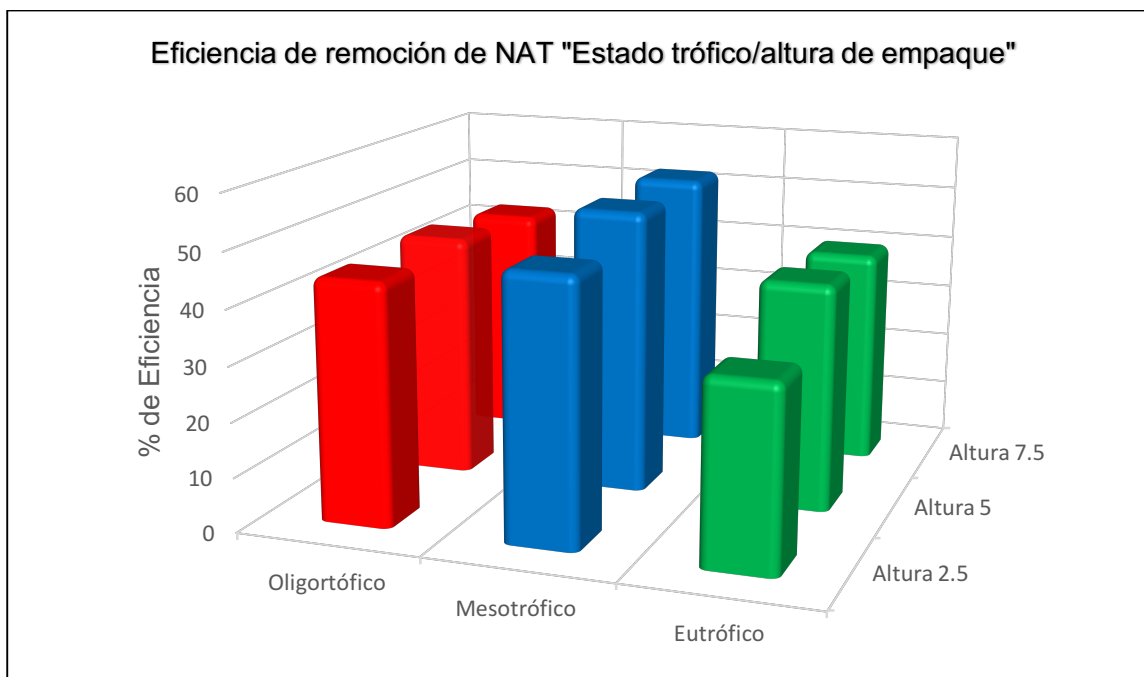


Figura 43. Descripción gráfica del comportamiento de la eficiencia con respecto al estado trófico y la altura del medio filtrante.

DISCUSIONES

8. DISCUSIONES

8.1 CALIDAD DE AGUA.

Wheaton *et al.* (1994) y Eding *et al.* (2006) mencionan que el pH y la alcalinidad son importantes para el buen funcionamiento de un biofiltro del tipo percolador como el que se empleó en este estudio. También proponen que valores de pH entre 6 y 9, son los adecuados para una óptima nitrificación. La alcalinidad por su parte preferentemente debe mantenerse en una concentración entre 91.5 – 122.0 mg/L como CaCO_3 para tener una nitrificación mayor a un 80 % en el biofiltro, porque así provee de un efecto amortiguador necesario para prevenir cambios en el pH (Chen *et al.*, 2006). Antoniou *et al.* (1990) aportan que 7.8 es el valor de pH más adecuado para el correcto desempeño del proceso de nitrificación. Estos autores además agregan que la importancia de estos parámetros radica en que se requieren para el transporte de nutrientes entre la masa de agua y la biomasa de biopelícula que se encuentra adherida al medio filtrante.

Los resultados que se obtuvieron para estos dos parámetros en este estudio se mantuvieron en el rango de 7.46 ± 0.72 para el pH y 235.05 ± 53.39 mg/L de CaCO_3 para la alcalinidad. Se puede manifestar que el comportamiento de estos parámetros no limitó el proceso de remoción ya que se mantuvieron de modo estable y en intervalos óptimos para la nitrificación durante el tiempo que duró el estudio.

Antoniou *et al.* (1990); Boller *et al.* (1994); Zhu *et al.* (2002) participan que la temperatura y el OD también son parámetros importantes a considerar en estudios de este tipo ya que existe una relación entre la actividad bacteriana en la biopelícula y estos últimos Zhu *et al.* (2002), particularmente proponen que la temperatura adecuada para una nitrificación más eficiente puede oscilar entre 20 – 27°C. La tasa de nitrificación se incrementa entre un 2 y 9%, La disponibilidad de OD puede ser un factor limitante en conjunto con temperaturas por arriba de los 30°C, esto aunado a que la disponibilidad de OD esté por debajo de los 2 mg/L. Antoniou *et al.* (1990) señalan que el valor óptimo aproximado de temperatura para el crecimiento de la biopelícula y el proceso de nitrificación es de 15 – 25°C con un pH 7.8.

Debido a la ubicación geográfica del laboratorio en donde se realizó este estudio (19°23'58.74" N; 99°42'52.37" O a 2615 msnm), en donde impera el clima templado sub-húmedo. Los resultados del muestreo de temperatura y OD fueron: $16.20 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1.30$ y $4.66 \text{ mg/L O}_2 \pm 0.56$, respectivamente. Estos resultados no contrastan con los que Gallego – Alarcón (2010) obtuvo en un estudio realizado previamente en una instalación contigua a la

del presente estudio en donde reportó la saturación del agua por oxígeno a los 6.5 mg/L con una temperatura promedio de 16.77 ± 0.12 ° C.

De acuerdo con la información bibliográfica, los resultados que se obtuvieron en este estudio muestran que el OD se encuentra dentro del marco de referencia. Sin embargo, el promedio de temperatura de este estudio se presentó en el límite inferior según Antoniou *et al.* (1990), lo que probablemente pudo limitar la eficiencia del proceso de nitrificación al disminuir la actividad metabólica de los microorganismos de las colonias bacterianas en el medio filtrante, aunque Zhu y Chen (2002) comparten que a temperaturas entre 27 y 14°C no existe un impacto significativo en el rango de nitrificación para el caso de los biofiltros. Por ello se puede afirmar que la temperatura en este estudio fue la suficiente para poder observar un desempeño adecuado de la nitrificación y que, aunque al estar en los límites de rango óptimo de temperatura este factor tampoco afectó en el alcance del objetivo de este estudio.

En lo concerniente a los SST, la información disponible es relativamente limitada para la comparación entre la eficiencia de remoción de NAT y la concentración de SST. Chen *et al.* (2006) mencionan que a mayor concentración de SST puede observarse un efecto negativo con respecto al transporte de masa que se realiza en la biopelícula y la concentración de SST en la masa de agua. Cabe mencionar que el estudio que Chen *et al.* (2006) realizaron fue con agua residual proveniente de un cultivo de tilapia y trucha, pero en el caso del presente el agua residual que se utilizó fue de tipo sintético y por tanto la cantidad de SST fue mínima en comparación con otros tipos de agua residual.

La comparación estadística de los datos en este estudio mostró diferencia significativa entre los datos de los tratamientos. Siendo la concentración de SST en el tratamiento Oligotrófico diferente con respecto al tratamiento Eutrófico y Mesotrófico. Se infiere que al haber menor cantidad de NAT a oxidar, la biopelícula que por su naturaleza se acopla lentamente (tiempo de maduración) pudo haber afectado la concentración de este parámetro. El aporte de SST, en este caso, en su mayoría solamente pudo provenir de la biopelícula por efecto de desprendimiento de la misma del medio filtrante. Por lo tanto, se deduce que en el escenario Oligotrófico el periodo de adaptación de las colonias bacterianas fue más largo e inestable. Este fenómeno, puede derivarse el comportamiento observado durante el periodo de estudio sin que esta conducta afecte la trayectoria del objetivo que se planteó.

El muestreo de la DBO_5 presentó diferencia significativa estadística en el tratamiento con escenario Eutrófico respecto a los escenarios Mesotrófico y Oligotrófico. Se puede inferir

teóricamente que la diferencia entre los datos no interfirió con el objetivo del presente estudio ya que los valores que se obtuvieron se encuentran incluso por debajo de lo recomendado para estudios como los que realizaron García – Pulido (2008) y Gallego – Alarcón (2010) con agua residual proveniente de SRA con cultivos trutícolas quienes tomaron como referencia un promedio de $< 21 \text{ mg/L}$ de DBO_5 .

8.2 TASA DE CONVERSIÓN VOLUMÉTRICA DE NAT Y EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NAT.

Al inicio de este estudio las observaciones de NAT en el efluente de los respectivos tratamientos no mostraron cambios en cuanto a la concentración de NAT con relación al influente. Se obtuvieron lecturas similares en las concentraciones de entrada y salida de los tratamientos, esto sucedió de manera semejante en todo el sistema por un lapso de 25 días. A partir de este tiempo las lecturas de NAT en el efluente de los tratamientos disminuyeron de manera significativa.

Esto indico que el tiempo de estabilización teórico de la biopelícula para el caso particular de las condiciones de este estudio fue de 25 días. Kruner y Rosenthal (1989) observaron un lapso de 45 días sin cambios en las lecturas de NAT al comparar el influente y efluente. Lekang y Kleppe (2000), en un estudio con consideraciones equivalentes a las del presente observaron una conducta similar en un lapso de 50 días. En ambas investigaciones los autores no establecen sus observaciones como constantes para determinar un lapso fijo para la estabilización de la biopelícula ya que explican que en cada estudio prevalecen condiciones particulares de tiempo-espacio y de ellas depende este periodo.

Para este estudio se puede considerar que el tiempo de estabilización fue más corto en comparación con las observaciones de investigaciones similares. Pero se debe de considerar que el medio utilizado en el presente estudio se inoculó previamente en un SRA con un cultivo trutícola, mientras que Kruner y Rosenthal (1989) y Lekang y Kleppe (2000) iniciaron sus estudios sin un inóculo previo, lo que posiblemente aumentó el tiempo de formación y estabilización de la biopelícula.

8.2.1 Observación del fenómeno de remoción de NAT.

Las investigaciones previas sobre todo en el rubro de la ingeniería acuícola (Kruner y Rosenthal, 1983; Gray y Learner, 1983; Lekang y Kleppe, 2000; Pedersen, 2010; Pfeiffer y Wills, 2011; Mook *et al*, 2012; Pedersen *et al*, 2014) que se han realizado, efectúan el análisis de la eficiencia de remoción de NAT con un diseño experimental en el que se compara la remoción considerando diversos medios y un escenario trófico común (área específica y concentración de amonio fija) sin efectuar transiciones entre las variables.

El diseño experimental que se plateó en este estudio permite obtener un juicio más detallado del fenómeno de remoción. No solo se obtuvo la comparación entre la eficiencia de remoción

y la TCV_{NAT} , en un ambiente determinado al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 sino que además el diseño que se plateó permite conocer el desempeño de este medio filtrante en distintos escenarios con distintas áreas como se describe a continuación.

El análisis de la variación de los datos y las medias de los tratamientos al obtener la TCV_{NAT} y la eficiencia de remoción del NAT al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 describen que: existe diferencia significativa en los tratamientos en cuanto a la TCV_{NAT} tal y como se describe en la tabla 19, no así para la eficiencia de remoción de amonio.

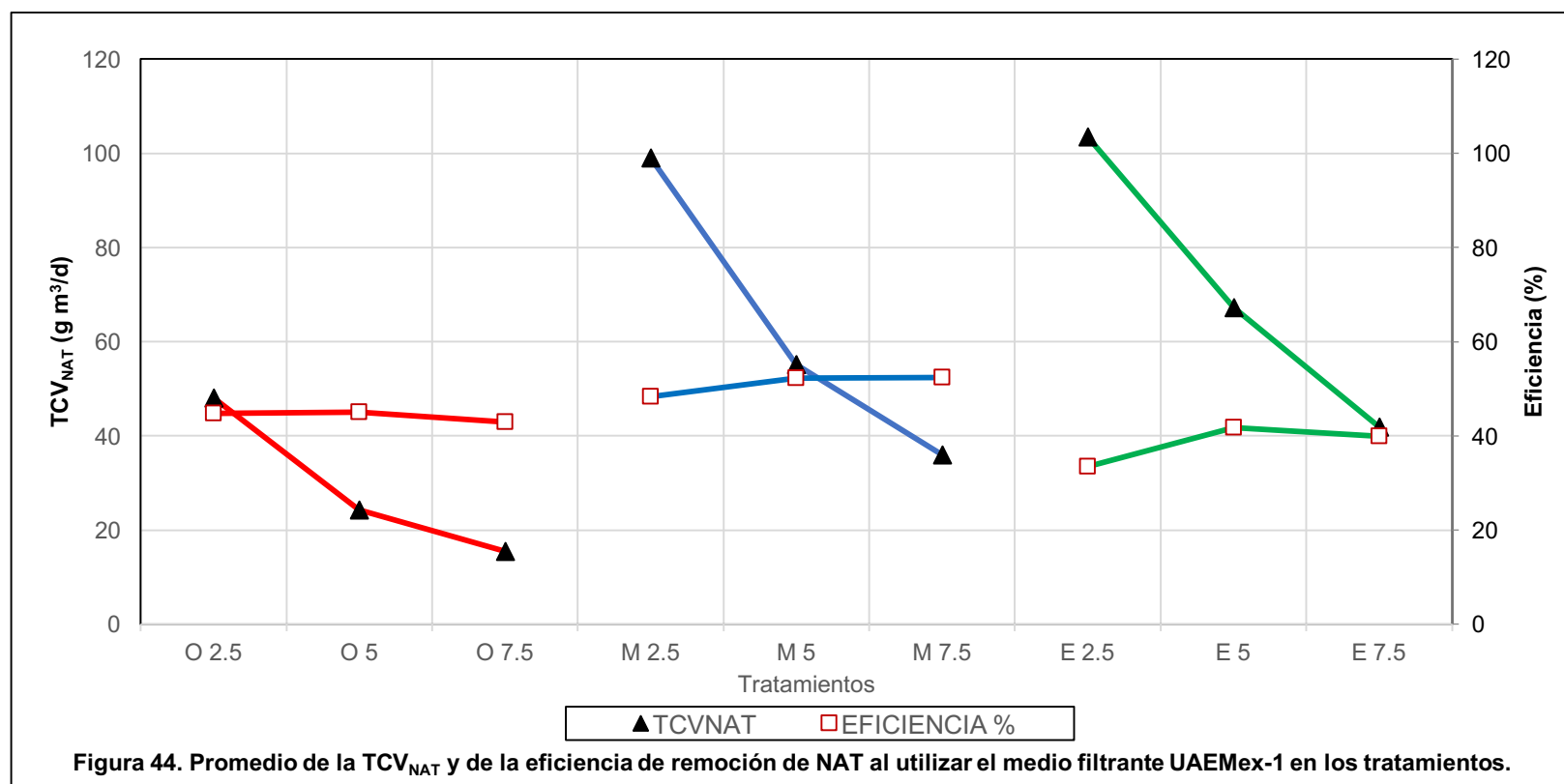
En todos los casos la TCV_{NAT} en el tratamiento con la altura “**2.5**” muestra un comportamiento distinto a aquellos con las alturas “**5** y **7.5**” independientemente de cada escenario tráfico. Sin embargo al observar la figura 44 se destaca que no existe una relación entre el incremento de la TCV_{NAT} y el incremento en la altura o superficie disponible, esto denota que no por haber dispuesto de mayor superficie se observó un incremento en la TCV_{NAT} de manera proporcional. Los resultados encontrados son inversos a lo que se propuso hipotéticamente para las condiciones del presente estudio.

Los valores de la TCV_{NAT} que se obtuvieron en el presente son mayores en la altura 2.5 independientemente del estado tráfico en el que se encuentre (**O 2.5** 48.04 ± 22.79 , **M 2.5** 99.08 ± 62.31 y **E 2.5** 103.46 ± 56.33) y en los cuales también existe diferencia significativa ($p < 0.05$). Para el caso del tratamiento con una altura de 2.5 existe una relación directamente proporcional entre el incremento de la TCV_{NAT} y el estado tráfico, ya que existe una mayor disponibilidad de amonio a oxidar.

Tabla 19. Análisis del efecto de la capacidad de remoción de NAT del medio filtrante UAEMex-1 a diferente disponibilidad de área específica y nivel trófico.

N	Estado Trófico y altura	TCV _{NAT}	Eficiencia	Estado Trófico y altura	TCV _{NAT}	Eficiencia	Estado Trófico y altura	TCV _{NAT}	Eficiencia
		Media ± D.E. (g/m ³ d)	Media ± D.E. (%)		Media ± D.E. (g/m ³ d)	Media ± D.E. (%)		Media ± D.E. (g/m ³ d)	Media ± D.E. (%)
32	O 2.5	48.04±22.79 ^{a *}	44.81±21.05 ^a	M 2.5	99.08±62.31 ^{a *}	48.3±27.85 ^a	E 2.5	103.46±56.33 ^{a *}	33.51±18.12 ^a
32	O 5	24.34±11.75 ^{b *}	44.99±20.87 ^a	M 5	55.09±28.48 ^{b *}	52.25±24.02 ^a	E 5	67.20±50.22 ^{b *}	41.73±26.58 ^a
32	O 7.5	15.52±8.11 ^{b *}	42.92±21.49 ^a	M 7.5	35.99±18.59 ^{b *}	52.44±24.90 ^a	E 7.5	41.91±28.89 ^{b *}	39.94±23.67 ^a

O, M, E, Estado trófico: 2.5, 5, 7.5; Altura en centímetros: a, b, *, **, ***



Contrario a lo esperado en los tratamientos **O 5, M 5, E5, O 7.5, M 7.5 y E 7.5** la TCV_{NAT} no incrementó su valor. Teóricamente esta conducta se pudo asociar a que, al tener tres alturas, la dispersión del caudal por una parte fue homogénea y por otra esta dispersión adecuada del caudal permitió que las bacterias que albergaron el medio filtrante realizaran la oxidación del NAT de manera eficiente sintetizando la mayor parte de este. Por ello al pasar el caudal por el resto de la columna de medio filtrante las bacterias residentes en el resto de la columna probablemente ya no tuviesen la disponibilidad del NAT que aquellas que residieron en la parte superficial de la columna del percolador.

Disponer de mayor superficie biológicamente podría ser equivalente a mayor cantidad de colonias de bacterias nitrificantes lo que en teoría incrementaría proporcionalmente la TCV_{NAT} , este es un efecto que no se observó en este estudio.

Independientemente del comportamiento que se observó en relación con la TCV_{NAT} es necesario mencionar que en ninguno de los tratamientos mostró diferencia significativa ($p > 0.001$) con respecto a la eficiencia de remoción de NAT, esto permite inferir que dentro de las condiciones que imperaron en el presente estudio y a pesar de que la TCV_{NAT} se disminuyó en vez de incrementar conforme aumentó la carga de NAT y la disponibilidad de área específica, la eficiencia continuó siendo la misma con un registro de $44.5\% \pm 6.01$ en promedio general.

Al respecto, Krumer y Rosenthal, (1983) reportan eficiencias de remoción superiores al 50% cuando el valor del pH es superior a 6.2 y temperatura constante de 21°C, al comparar medios que tenían un área específica entre 200-260 m^2/m^3 , en su estudio además reportan que la eficiencia se puede afectar por la **profundidad** (altura/ancho) del medio filtrante, la carga hidráulica y la ventilación dentro del filtro percolador. En otro estudio similar Lekang y Kleppe, (2000) realizaron la comparación del proceso de nitrificación y la eficiencia de remoción de NAT entre perdigón del tipo LECA y medios filtrantes de distintos fabricantes (Kaldnes, Norton y Finturf). Las eficiencias que obtuvieron para los medios filtrantes oscilaron entre el 60 y 80 % a 6.5 de pH, 15°C y con una carga hidráulica de 0.25 m^3/m^2d . Conjuntamente, ellos reportan que los perdigones son mucho más eficientes que los medios filtrantes al evaluar en ellos el proceso de nitrificación, ya que los perdigones naturalmente presentan un área específica superior ($>1000 m^2/m^3$) con relación a los medios filtrantes de “molde plástico” (Kaldnes, 500 m^2/m^3 , Norton, 220 m^2/m^3 , Finturf, 284 m^2/m^3).

La observación anterior ayuda a explicar que los resultados de eficiencia que se obtuvieron en el presente estudio son similares en cuanto a lo reportado por investigaciones previas (Kruner y Rosenthal, 1983; Gray y Learner, 1983; Lekang y Kleppe, 2000; Pedersen, 2010; Pfeiffer y Wills, 2011; Mook *et al*, 2012; Pedersen *et al*, 2014) sin embargo es importante mencionar que las características particulares del diseño experimental del presente permitieron deducir que, sin importar el escenario trófico en el que se coloque, la eficiencia de remoción de NAT que se presenta al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 no varía. E incluso se puede decir que de acuerdo a las condiciones en las que se desarrolló este estudio la eficiencia de remoción de NAT es de aceptable a buena.

El efecto de la capacidad de remoción de NAT al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 a diferente altura y nivel trófico se denota por el incremento en la TCV_{NAT} en el tratamiento con la menor altura (2.5cm). Ya que de manera independiente, los datos de la TCV_{NAT} mostraron diferencias estadísticas entre ellos, pero el mayor de los valores siempre se observó en la altura “2.5” de cada escenario trófico. Sin embargo no por esta razón la eficiencia de remoción NAT fue distinta entre los tratamientos como ya se describe anteriormente.

Otra observación a discutir en el presente estudio, es la variación entre la TCV_{NAT} y la eficiencia de remoción, ya que en todos los casos se observó una tendencia de disminución de la TCV_{NAT} , este efecto puede obedecer a la mecánica del fluido dentro del filtro percolador como ya se mencionó previamente y al diseño del empaque; recordando que una de sus propiedades es la de tener un área específica de $1350 \text{ m}^2/\text{m}^3$, característica que teóricamente funciona como coadyuvante, por aportar de una mayor superficie de contacto para las colonias de bacterias. A pesar de esta propiedad del medio filtrante UAEMex-1, la TCV_{NAT} no se incrementó al tener mayor altura el filtro; sino que al contrario este efecto se notó de manera contraria. Es decir al incrementar la altura del empaque dentro del percolador la TCV_{NAT} disminuyó de manera significativa en las alturas 5 y 7.5 en cada uno de los tratamientos correspondientes.

Esta conducta se puede asociar a que la cantidad de bacterias que colonizo la superficie del medio filtrante fue la suficiente para reducir la cantidad de NAT disponible en el primer nivel correspondiente a 2.5 cm y por ello al pasar el caudal por el resto de la superficie disponible de modo vertical probablemente el agua residual ya no poseía la misma concentración de NAT debido a que este ya había sido reducido en su mayor parte durante su paso por la capa superficial de empaque.

Un percolador se diseña para remover materia orgánica pero en el caso de los SRA, este se diseña para remover NAT. En el caso de este estudio solo se tuvo concentración de NAT de manera sintética. Probablemente por ello no es necesario tener mayor altura; sin embargo en un cultivo siempre se tiene un poco de materia orgánica en suspensión. Y ello cambia las condiciones de estudio que deben de tomarse en consideración.

Este efecto posiblemente también pueda tener origen debido, a que, la superficie disponible del empaque fue la idónea para albergar a una gran cantidad de bacterias y así realizar el proceso de reducción de NAT de manera eficiente en un área superficial pequeña refiriéndose al recorrido vertical del caudal por el medio filtrante, ya que como lo describen Sharma y Ahler (1977) los procesos para la remoción de NAT se relacionan con el metabolismo de las comunidades microbianas que intervienen en la transformación del mismo.

CONCLUSIONES Y PROYECCIONES

9. CONCLUSIONES Y PROYECCIONES.

9.1 CONCLUSIONES.

La eficiencia de nitrificación con el uso del medio filtrante UAEMex-1 no incrementa conforme la carga de NAT lo hace recíprocamente en cada uno de los tratamientos propuestos.

La eficiencia de nitrificación en el medio filtrante UAEMex-1, permite caracterizar el medio filtrante en diferentes escenarios tróficos e intensidades de carga.

Al evaluar las variaciones de los parámetros fisicoquímicos del efluente en los tratamientos, se observó que la variación de estos no interfirió sobre el proceso de nitrificación en el presente estudio.

La TCV_{NAT} mayor se presentó en la altura 2.5 en todos los tratamientos y de acuerdo con los resultados que se obtuvieron en este estudio esta es la altura con mejor eficiencia en la remoción de NAT al utilizar el medio filtrante UAEMex-1.

El tratamiento con el escenario oligotrófico mostró diferencia significativa con respecto a los tratamientos con los escenarios mesotrófico y eutrófico al ser la TCV_{NAT} mayor en estos dos últimos (Oligotrófico 48.04 ± 22.8 , Mesotrófico 99.08 ± 62.3 , Eutrófico 103.46 ± 56.3).

La TCV_{NAT} no incrementó mientras se dispuso de mayor altura de medio filtrante, tendencia que puede relacionarse con el diseño del medio filtrante UAEMex-1 y de la configuración del filtro percolador propuesto para realizar el presente estudio.

La eficiencia de remoción de NAT al utilizar el medio filtrante fue constante en todos los tratamientos con un valor promedio de $44.5\% \pm 6.01$.

El valor de la eficiencia que se encontró se puede considerar como óptimo en comparación con estudios similares y con las condiciones que imperaron durante el desarrollo.

Los resultados de la evaluación y comparación de la TCV_{NAT} y la eficiencia al utilizar el medio filtrante UAEMex-1 muestran que la utilización de este puede ser viable debido a su eficiencia.

De acuerdo a las especificaciones y condiciones del presente estudio es posible usar el medio filtrante UAEMex-1 como parte de los dispositivos para componer un tren de tratamiento de agua residual acuícola en escenarios mesotróficos y eutróficos con un óptimo desempeño como parámetro de respuesta.

El medio filtrante de tipo fractal puede utilizarse con una excelente prestación para hacer más eficiente la percolación.

Las colonias de bacterias nitrificantes proliferaron de modo satisfactorio sobre el medio filtrante UAEMex-1.

9.2 PROYECCIONES.

Con base en los resultados obtenidos en este estudio, se propone que el seguimiento o etapa posterior podría ser la evaluación del medio filtrante con distintas cargas hidráulicas incluyendo la variación de la superficie específica de manera horizontal con mayores diámetros.

Se propone que se incremente la concentración de NAT en el influente de modo que se obtenga la capacidad máxima de remoción del medio filtrante UAEMex-1, lo que permitiría su posible uso en tratamiento biológico de agua residual de distintos orígenes.

Evaluar el medio filtrante en sistemas con agua salada y entornos climáticos más apropiados para la adecuada proliferación de las colonias de bacterias nitrificantes; esto resultaría tras el incremento de la temperatura del caudal en el banco de prueba.

Finalmente se propone que los resultados que se obtuvieron de investigaciones precedentes, se apliquen a un sistema de recirculación acuícola bajo condiciones de laboratorio para establecer un prototipo de un tren de tratamiento inserto a un SRA en una Unidad de Producción Acuícola.

BIBLIOGRAFÍA

10. BIBLIOGRAFÍA

Arredondo-Figueroa J. L., Ingle de la Mora G., Guerrero-Legarreta I., Ponce-Palafox J. T. & Barriga-Sosa I. de los A. 2007 Ammonia And Nitrite Removal Rates In A Close Recirculating-Water System, Under Three Load Rates Of Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss*. Revista mexicana de ingeniería química. 6, (3): 301-308.

Andersson A, Laurent P, Kihn A, Vost M. L. And Servais Pierre. 2001 Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (Bac) filters used for drinking water treatment. Water Research. 35, (12): 2923–2934.

Antoniou P., Hamilton J., Koopman B., Jain R., Holloway B., Lyberatos G. & Svoronos S. A. 1990. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. Water Research. 24, (1): 97-101.

Atwood H., J. Bruce, L. Sixt, R. Kegl, A. Stokes & C. Browdy. 2005. Intensive zero exchange systems incorporation of filtration technologies to improve survival and growth. International journal of recirculating aquaculture. 6: 49 – 64.

Betancourth B. Marisol; Botero Enrique; Rivera B. Sandra P. 2004. Biopelículas: una comunidad microscópica en desarrollo. 35: 34-39.

Bishop P., Tian C., Yun-Chang F. 1995. Effects of biofilm structure, microbial distribution and mass transport on biodegradation processes Water Science and Technology. 31, (1) 143-152.

Cárdenas-Calvachi G. L., Sánchez-Ortiz I. A. 2013. Nitrogen in wastewater: origins, effect and removal mechanisms to preserve the environment and public health. Sección artículo de revisión de tema revista universidad y salud. 15, (1): 72 – 88

Crab R., Avnimelech Y., Defoird T., Bossier P., Verstraete W. 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. Aquaculture 270: 1–14.

Chen S., Ling Jian, Blancheton J. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. Aquacultural Engineering 34: 179–197.

Colt J., Lamoureux J., Patterson R. & Rogers G. 2006. Reporting standards for biofilter performance studies. Aquacultural engineering. 34: 377 – 388.

Colt J. 2006. Water quality requirements for reuse systems. Aquacultural engineering. 34: 143 – 156.

Diario Oficial de la Federación. Ley General de Pesca y Acuicultura sustentable. [Fecha de consulta: Febrero de 2012] Disponible en <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgpas.htm>

Díaz-Delgado C., García-Pulido D., Morelos C. 2000. Water supply in small rural communities: system of rainfall collection treatment. *Ciencia Ergo Sum.* 7:129 – 133.

Drennan D., Hosler K., Francis M., Weaver D., Aneshansley E., Beckman G., Johnson C. & Cristina C. 2006. Standardized evaluation and rating of biofilters II. Manufacturer's and user's perspective. *Aquacultural Engineering.* 34: 403 - 416

Eding E., Kamstra A., Verreth J., Huisman E. & Klapwijk A. 2006. Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering.* 34: 234 – 260.

Fall C. 2012. Modelación y simulación del proceso de lodos activados. CIRA. UAEM México.

FAO. Tecnología de la acuicultura. Departamento de Pesca y Acuicultura. [Fecha de consulta: Marzo de 2013] Disponible en: <http://www.fao.org/fishery/topic/2801/es>.

Ferchini, M., Ghrabi, A., Grasmik, A., 1994. Urban waste water treatment by trickling filter and rotating biological reactor. *Water Research.* 28, 443-473.

Gallego-Alarcón. I., García-Pulido D., Díaz-Delgado C. & Fall C. 2004. Production of juveniles of *Oncorhynchus mykiss* using an aquaculture water treatment plant. En: Adam S. y Olafsen J. *Biotechnologies for quality.* EAS. Bélgica. 884p.

Gallego-Alarcón. I. 2004. Diseño y evaluación de un sistema prototipo para el tratamiento de agua residual acuícola con reuso de agua en el cultivo de *Oncorhynchus mykiss* en la fase alevín – juvenil. Tesis de maestría. CIRA, Facultad de Ingeniería, UAEM. México.

García-Pulido. D., Gallego – Alarcón I., Díaz - Delgado C., Fall C. y Burrola- Aguilar C. En prensa. Evaluación de un sistema de recirculación y acondicionamiento de agua en la acuicultura. *Tecnología y Ciencias del Agua.* 2(1).

García-Pulido D. 2008. Evaluación de un sistema prototipo integral de cultivo de trucha con tratamiento y reciclado del efluente. Tesis de Doctorado. CIRA. Facultad de Ingeniería UAEM. México.

Garrido J. M., Méndez R., Lema J. M. 1996. Nitrificación de aguas residuales: Procesos de biomasa en suspensión y procesos de biopelícula. *Biotechnology Bioengineering* 11: 116-122.

González-Brambila M. y López-Isunza F. 2007. Mass transport and reaction in a biofilm. *Revista mexicana de ingeniería química.* 6, (2):127-136.

Greiner Anthony D, Timmons Michael B. 1998. Evaluation of the nitrification rates of microbead and trickling filters in an intensive recirculating tilapia production facility. *Aquacultural Engineering,* 18, (3):189–200.

Gschlößl T., Michel I., Heiter M., Nerger C., Rehbein V. 1997. Microscopic and enzymatic investigations on biofilms of wastewater treatment systems. *Water Science and Technology* 36, (1): 21–30.

- Guerdat T., Losordo T., Classen J., Osborne J. & DeLong D. 2010. An evaluation of commercially available biological filters for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. 42:38 – 49.
- Gujer W, Boller M. 1986. Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts *Water Research*. 20, (11): 1353–1362.
- Gutierrez-Wing Maria T., Malone Ronald F. 2006. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications *Aquacultural Engineering* 34:163–171.
- Hafedh Y., Alam A. & Alam M. 2003. Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquacultural Engineering*. 29: 139 – 154.
- Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama A.G., Brdjanovic D. 2008. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing, London, UK. 1-7.
- Henze M., Harremoës, P., Jansen, J.L.A., Arvin, E., 1997. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany. 383
- Hung Yung-Tse, Lawrence Wang K, Nazik Shammash *Handbook of environment and waste management. Air and water pollution control*.
- Krüner G. & Rosenthal H. 1938. Efficiency of Nitrification in Trickling Filters using Different Substrates. *Aquacultural Engineering* 2:49-67.
- Lekang Odd-Ivar, Kleppe H. 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering*. 21:181–199.
- Lewandowski Z, Boltz J.P. 2011. Biofilms in Water and Wastewater Treatment *Treatise on Water Science*. 4:529–570.
- Maillard V., Boardman G., Nayland J. & Kuhn D. 2006. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering*. 33: 271 – 284
- Malone F. R. 2002. "Integrated design of recirculating aquaculture systems". *Aquacultural Engineering Society. News letter* 5(4):2-6
- Malone R. & Pfeiffer T. 2006. Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. 34: 389 – 402.
- Mandelbrot, B. B. (1984): *The fractal geometry of nature*. Freeman, New York. 468.
- Metcalf & Eddy. 1991. *Wastewater Engineering, treatment, disposal, reuse*. Metcalf & Eddy McGraw Hill. USA. 1334
- Mohapatra R.K, Rout R.K., Bandyopadhyay S. 1986. Performance of packed column aerator at low hydraulic loading. *Aquacultural Engineering*, 8(6): 393–405.

Montagne M. 2006. Two warm – water recirculating hatcheries used for propagation of endangered species in the upper Colorado river drainage system. *International journal of recirculating aquaculture*. 7: 43 – 52.

Morgenroth Eberhard. 2008. Biofilm reactors. En M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekaman and D. Brdjanovic (ed) *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing 493-508.

Muñoz-Sánchez T.J. & Reyes-Mazzoco R. 2012. Organic Matter And Nitrogen Removal Capacity Of A New Packing For Trickling Filters. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* Vol. 11, No. 2 279-286

Nijhof Mark. 1995. Bacterial stratification and hydraulic loading effects in a plug-flow mode for nitrifying trickling filters applied in recirculating fish culture systems. *Aquaculture*. 134 (1-2): 49–64.

Nijhof Mark. 1995. Diffusional transport mechanisms and biofilm nitrification characteristic influencing nitrite levels in nitrifying trickling filter effluents *Water Research*. 29 (10): 2287-2292.

Nordeidet, B., Rusten, B., Odegaard, H. 1993 Phosphorus requirement for tertiary nitrification in a biofilm. In: *Second International Specialized Conference on Biofilm Reactors*, EWPCA-IAWQ, Paris. Poster presentation.

O'Toole George, Kaplan Heidi B., Kolter Roberto. 2000 Biofilm formation as microbial development. *Annual. Rev. Microbiology*. 54:49–79

Palomo, G.M., y Arriaga R.B. 1993. Atlas de ubicación de productos agropecuario utilizables, en *La planificación y desarrollo de la acuicultura en México. Apoyo a las actividades regionales de acuicultura en América Latina y el Caribe*. Secretaría de Pesca Dirección General de Acuicultura, Pachuca, 20.

Patterson R. y Watts K. 2003. Micro-particles in recirculating aquaculture systems: particle size analysis of culture water from a commercial Atlantic salmon site. *Aquaculture engineering*. 28:99 – 113

Paulsen John E., Oppen Eirik. 1997. Rune Bakke Biofilm morphology in porous media, study with microscopic and image techniques *Water Science and Technology*. 36 (1): 1–9

Picioreanu C. & Loosdrecht Van M.C.M. 2003. Use of mathematical modeling to study biofilm development and morphology. En: Lens P., O'Flaherty V., Moran A. P., Stoodley F y Mahony T. (ed). *Biofilms in Medicine, Industry and Environmental Biotechnology: Characteristics, Analysis and Control*. IWA Publishing. 413- 437.

Rosenthal H., 1993. The history of recycling technology A lesson learned from past experience? In: Reinertsen, H., Dahle, L.A., Jorgensen, L., Tvinnereim, K. (Eds.), *Fish Farming Technology*. Balkema, Rottredam. 341-349.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y alimentación (SAGARPA/CONAPESCA) 2011. *Anuario Estadístico de Pesca*. México. D.F. [Fecha de

consulta: Marzo de 2012] Disponible en: http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/.../cona_anuario_estadistico_de_pes.

Sharrer M., Tal Y., Ferrier D., Hankins J. & Summerfelt S. 2007. Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*. 36: 159 – 176.

Simonel S., Boardman G., Watten B. & Brazil B. 2002. Factors influencing the nitrification efficiency of fluidized bed filter with a plastic bead medium. *Aquacultural Engineering* 26: 41–59.

SOFIA., FAO. 2012. Departamento de pesca y acuicultura de la FAO [Fecha de consulta: Mayo de 2012] Disponible en: ftp://ftp.fao.org/FI/brochure/SOFIA/2012/spanish_flyer.pdf.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 2012.

Summerfelt S., Wilton G., Roberts D., Rimmer T. & Fonkalsrud K. 2004. Developments in recirculating systems for Arctic char culture in North America. *Aquacultural Engineering*. 30: 31 – 71.

Tilley D., Badrinarayanan H., Rosat R. & Son J. 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquacultural Engineering*. 26: 81 – 109

Timmons M. B., Ebeling J., Summerfelt S., Wheaton F. & Vinci B. 2002. Recirculating aquaculture systems. Cayuga Aqua Ventures. USA. 769.

Torsten Wik, Mattsson A., Hansson E., Niklasson C. 1995. Nitrification in a tertiary trickling filter at high hydraulic loads - pilot plant operation and mathematical modelling. *Water Science and Technology*. 32 (8): 185–192

Torsten Wik. 1999. Adsorption and denitrification in nitrifying trickling filters. *Water Research* 33 (6): 1500–1508.

Torsten Wik. 1999. Rational transfer function models for nitrifying trickling filters. *Water Science and Technology*. 39 (4): 121–128.

Van Loosdrecht M.C.M, Eikelboom D., Gjaltema A., Mulder A., Tijhuis L., Heijnen J.J. 1995. Biofilm structures. *Water Science and Technology*. 32 (8): 35-43.

Van Loosdrecht, M.C.M., J.J. Heijnen, H. Eberl, J. Kreft y C. Picioreanu. 2002. Mathematical modelling of biofilm structures. *Antonie van Leeuwenhoek* 81: 245-256.

Van Benthum W.A.J., Derissen B.P., Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. 1998 Nitrogen removal using nitrifying biofilm growth and denitrifying suspended growth in a biofilm airlift suspension reactor coupled with a chemostat. *Water Research*. 32(7): 2009-2018.

Wetzel R. G. 2001. Limnology. W. B. Saunders Company 3^{era} edición. 743.

Wheaton F., Hochheimer J. & Kaiser G. 1991. Fixed film nitrification filters for aquaculture. In: Brune D. & J. Tomasso. Aquaculture and water quality. World Aquaculture Society, USA 272 – 303.

Zhu Songming & Shulin Chen 1999. An experimental study on nitrification biofilter performances using a series reactor system. Aquacultural Engineering. 20:245 – 259.

Zhu S. & Shulin Chen. 2001. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. Aquacultural Engineering. 25:1 – 11.

Zhu S. & Shulin Chen. 2002. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. Aquacultural Engineering 26 221-237.

ANEXOS

ANEXO 1. Datos utilizados para el seguimiento de los parámetros fisicoquímicos

Datos de la campaña de muestreo para oxígeno disuelto (mg de O₂/L).

Fecha del muestreo	No. de muestra	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
21/06/2013	1	4.7	4.25	4.41
23/06/2013	2	4.31	4.02	4.09
25/06/2013	3	4.37	4.1	4.03
27/06/2013	4	4.8	4.36	4.66
29/06/2013	5	4.1	4.51	4.35
01/07/2013	6	4.5	3.41	3.5
03/07/2013	7	4.5	4.13	4.88
05/07/2013	8	4.5	4.42	4.01
07/07/2013	9	4.3	4.15	3.9
09/07/2013	10	4.65	4.78	4.91
11/07/2013	11	4.65	5.16	4.23
13/07/2013	12	5.27	5.17	5.12
15/07/2013	13	5	4.83	4.6
17/07/2013	14	4.69	4.88	4.79
19/07/2013	15	5.87	6.73	6.11
21/07/2013	16	4.5	5.6	5.46
23/07/2013	17	4.8	5.2	5.2
25/07/2013	18	5.12	5.27	5.43
27/07/2013	19	5.5	5.16	5.21
29/07/2013	20	4.8	4.7	4.4
31/07/2013	21	4.35	4.03	3.8
02/08/2013	22	5.8	5.4	4.3
04/08/2013	23	4.86	5.01	4.08
06/08/2013	24	4.7	4.01	4.8
08/08/2013	25	4.54	4.51	4.16
10/08/2013	26	5.53	5.42	3.96
12/08/2013	27	4.63	4.48	4.5
14/08/2013	28	5.03	4.66	4.63
16/08/2013	29	4.74	4.15	4.61
18/08/2013	30	4.52	3.94	4.06

Datos de la campaña de muestreo para la temperatura (°C).

Fecha del muestreo	No. de muestra	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
21/06/2013	1	17.4	17.1	16.8
23/06/2013	2	18	17.4	17.1
25/06/2013	3	16.6	16.2	16
27/06/2013	4	15.3	15.4	15.4
29/06/2013	5	15.1	15	15
01/07/2013	6	16.1	16	16.1
03/07/2013	7	18.2	17.5	17.7
05/07/2013	8	18.2	17.2	17.8
07/07/2013	9	16.8	16.8	16.7
09/07/2013	10	18.4	18.7	18.8
11/07/2013	11	17	16.9	17.1
13/07/2013	12	17.8	17.9	17.1
15/07/2013	13	17.9	18.1	18.8
17/07/2013	14	16.8	16.8	16.8
19/07/2013	15	16.4	16.5	16.4
21/07/2013	16	16.5	16.6	16.6
23/07/2013	17	16.5	16.5	16.6
25/07/2013	18	15.5	15.5	15.6
27/07/2013	19	14.8	14.8	14.9
29/07/2013	20	13.9	13.7	13.7
31/07/2013	21	14	13.9	14
02/08/2013	22	14.6	14.8	14.6
04/08/2013	23	14.8	14.7	14.6
06/08/2013	24	14.5	14.6	14.7
08/08/2013	25	15	14.9	15.2
10/08/2013	26	15.2	15.1	15
12/08/2013	27	16.2	16.1	15.9
14/08/2013	28	16.5	16.5	16.5
16/08/2013	29	16.1	16.1	16
18/08/2013	30	17.8	17.8	18.1

Datos de la campaña de muestreo para pH.

Fecha del muestreo	No. de muestra	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
21/06/2013	1	8	8.6	8.6
23/06/2013	2	8.6	8.7	8
25/06/2013	3	7.8	7.8	7.7
27/06/2013	4	8.0	7.8	7.4
29/06/2013	5	7.9	7.8	7.7
01/07/2013	6	7	7	7
03/07/2013	7	7.7	7.7	7.8
05/07/2013	8	7.9	7.9	7.8
07/07/2013	9	6.5	6	6
09/07/2013	10	6	6	6
11/07/2013	11	6.5	6	6.5
13/07/2013	12	6	6	6
15/07/2013	13	6	6	6
17/07/2013	14	7	7	7
19/07/2013	15	7.7	7.4	7.7
21/07/2013	16	6.8	6.8	6.8
23/07/2013	17	6.0	5.8	5.8
25/07/2013	18	7.7	7.7	7
27/07/2013	19	7.6	7.6	7.6
29/07/2013	20	8.6	8.6	8.7
31/07/2013	21	7.9	7.9	7
02/08/2013	22	7.9	7.4	7
04/08/2013	23	7.9	7.6	7.4
06/08/2013	24	8.7	8.2	8.2
08/08/2013	25	7.7	7.6	7.6
10/08/2013	26	8.2	8	8.4
12/08/2013	27	7	7	7
14/08/2013	28	7.7	7.0	7.7
16/08/2013	29	7	7	7.7
18/08/2013	30	7	7	7

Datos de la campaña de muestreo para Alcalinidad (como $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$).

Fecha del muestreo	No. de muestra	Días transcurridos	A Eutrófico	B Mesotrófico	C Oligotrófico
21/06/2013	1	1	189.5	208.95	193.03
05/07/2013	2	15	237.16	152.88	180.36
21/07/2013	3	30	228.85	235.81	242.78
04/08/2013	4	45	240	199	195
20/08/2013	5	60	193.03	208.95	189.05
03/09/2013	6	75	361.79	299	293.02
19/09/2013	7	90	290.03	313.95	284.05

Datos de la campaña de muestreo para SST

Fecha del muestreo	No. de muestra	Días transcurridos	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
21/06/2013	1	1	3	3	0
05/07/2013	2	15	2	2	2
21/07/2013	3	30	3	3	2
04/08/2013	4	45	3	3	2
20/08/2013	5	60	3	3	2
03/09/2013	6	75	3	3	3
19/09/2013	7	90	3	3	4

Datos de la campaña de muestreo para la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅).

No de muestra												
Días transcurridos												
AH2.5	14.4	13.4	15.7	13.7	16.2	12.7	13.9	14.0	14.7	14.0	13.0	14.0
AH5	12.3	11.7	12.3	15.2	13.4	11.7	13	13.5	14.3	12.0	14.4	14.7
AH7.5	8.6	9.7	9.7	9.7	8.6	9.7	8.8	9.4	8.9	8.9	9.7	9.7

No de muestra												
Días transcurridos												
BH2.5	23.4	25.7	24.8	26.0	27.0	25.7	25	25.6	26.3	25.9	25.4	25.4
BH5	16.2	15.7	17.0	16.2	18.0	17.7	16.2	16.6	16.4	16.2	16.7	17.3
BH7.5	17.7	17.7	16.8	17.7	18.4	18.3	18.7	17.9	17.3	17.9	18.3	18.3

No de muestra												
Días transcurridos												
CH2.5	13.4	15.7	12.4	13.7	20.6	18.2	13.0	15.8	18.2	16.8	12.9	18.7
CH5	11.7	13.7	18.8	16.3	18.4	15.9	10.7	15.8	17.0	15.0	17.8	19.3
CH7.5	9.7	7.8	11.0	6.0	12.2	10.0	13.5	17.3	12.7	14.5	18.4	23.7

No de muestra												
Días transcurridos												
AH1 (2.5)	14.4	13.4	15.7	13.7	16.2	12.7	13.9	14.0	14.7	14.0	13.0	14.0
BH1 (2.5)	23.4	25.7	24.8	26.0	27.0	25.7	25	25.6	26.3	25.9	25.4	25.4
CH1 (2.5)	13.4	15.7	12.4	13.7	20.6	18.2	13.0	15.8	18.2	16.8	12.9	18.7

No de muestra												
Días transcurridos												
AH2 (5)	12.3	11.7	12.3	15.2	13.4	11.7	13	13.5	14.3	12.0	14.4	14.7
BH2 (5)	16.2	15.7	17.0	16.2	18.0	17.7	16.2	16.6	16.4	16.2	16.7	17.3
CH2 (5)	11.7	13.7	18.8	16.3	18.4	15.9	10.7	15.8	17.0	15.0	17.8	19.3

No de muestra												
Días transcurridos												
AH3 (7.5)	8.6	9.7	9.7	9.7	8.6	9.7	8.8	9.4	8.9	8.9	9.7	9.7
BH3 (7.5)	17.7	17.7	16.8	17.7	18.4	18.3	18.7	17.9	17.3	17.9	18.3	18.3
CH3 (7.5)	9.7	7.8	11.0	6.0	12.2	10.0	13.5	17.3	12.7	14.5	18.4	23.7

ANEXO 2. DATOS DE LA MEMORIA DE CÁLCULO OBTENIDOS DURANTE LA EVALUACIÓN DEL MEDIO FILTRANTE (UAEMex-1) PARA SU CARACTERIZACIÓN EN DIFERENTES NIVELES TRÓFICOS.

Datos de concentración de NAT a la entrada y salida de los tratamientos obtenidos durante la campaña de muestreo.

Fecha del muestreo	No. de muestra	Concentración NAT-ENTRADA	NAT-H1-SALIDA	NAT-H2-SALIDA	NAT-H3-SALIDA	Concentración NAT-ENTRADA	NAT-H1-SALIDA	NAT-H2-SALIDA	NAT-H3-SALIDA	Concentración NAT-ENTRADA	NAT-H1-SALIDA	NAT-H2-SALIDA	NAT-H3-SALIDA
21/06/2013	1	0.4	0.24	0.17	0.16	0.8	0.75	0.56	0.55	1.2	0.76	0.18	0.34
23/06/2013	2	0.4	0	0	0	0.8	0.22	0	0	1.2	1.22	0.13	0.64
25/06/2013	3	0.4	0.3	0.3	0.35	0.68	0.84	0.25	0.65	1.42	1.72	0.56	1.22
27/06/2013	4	0.4	0.4	0.42	0.41	0.8	0.82	0.67	0.62	1.2	1.76	0.3	0.88
29/06/2013	5	0.4	0.35	0.33	0.6	0.8	0.63	0.16	0.26	1.2	1.68	1.11	1.41
01/07/2013	6	0.4	0.33	0.34	0.36	1.05	0.71	0.23	0.68	1.8	1.11	0.02	0.45
03/07/2013	7	0.45	0.28	0.29	0.32	0.94	0.91	0.5	0.59	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
05/07/2013	8	0.48	0.21	0.32	0.22	0.69	0.03	0.47	0.68	1.4	1.1	1.11	1
07/07/2013	9	0.38	0.11	0.22	0.14	0.85	0.08	0.27	0.09	1.18	1.02	0	0.79
09/07/2013	10	0.34	0.19	0.18	0.26	0.81	0.25	0.1	0.43	0.99	0.85	0.92	0.94
11/07/2013	11	0.33	0.12	0.12	0.14	0.8	0.64	0.28	0.23	1.33	1.18	0.76	1.27
13/07/2013	12	0.4	0.28	0.28	0.38	0.78	0.63	0.6	0.69	1.68	1.52	1.39	1.55
15/07/2013	13	0.37	0.19	0.29	0.25	0.77	0	0.54	0.07	1.48	1.55	0.96	0.13
17/07/2013	14	0.36	0.05	0.06	0.15	0.72	0	0.46	0.18	1.24	1.11	1.03	0
19/07/2013	15	0.34	0.15	0.12	0.27	0.57	0.44	0.21	0.41	1.08	0.88	0.41	0.42
21/07/2013	16	0.25	0.15	0.14	0.14	0.74	0.41	0.75	0.22	1.3	0.76	0.97	0.95
23/07/2013	17	0.53	0.49	0.43	0.4	1.05	0	0.02	0.54	0.9	0.44	1.06	0.73
25/07/2013	18	0.64	0.39	0.5	0.49	0.77	0.38	0.21	0.08	1.2	0.75	0.53	0.38
27/07/2013	19	0.44	0.22	0.14	0.18	0.75	0.4	0.22	0.24	1.29	0.9	0.92	0.51
29/07/2013	20	0.46	0.26	0.25	0.26	0.95	0.43	0.49	0.3	0.96	0.46	0.7	0.62
31/07/2013	21	0.52	0.39	0.2	0.32	0.76	0.31	0.45	0.41	1.2	0.67	0.55	0.4
02/08/2013	22	0.42	0.27	0.18	0.25	0.74	0.4	0.45	0.4	0.98	0.66	0.55	0.55
04/08/2013	23	0.49	0.32	0.25	0.28	0.61	0.4	0.44	0.28	0.97	0.44	0.65	0.58

06/08/2013	24	0.39	0.19	0.22	0.25	0.81	0.38	0.36	0.5	1.06	0.61	0.7	0.46
08/08/2013	25	0.35	0.19	0.17	0.11	0.62	0.46	0.36	0.43	1.41	0.53	0.79	0.51
10/08/2013	26	0.47	0.16	0.2	0.14	0.84	0.44	0.38	0.19	1.03	0.7	0.45	0.51
12/08/2013	27	0.53	0.26	0.18	0.17	0.54	0.23	0.38	0.25	1.26	0.71	0.48	0.54
14/08/2013	28	0.33	0.21	0.25	0.2	0.97	0.52	0.43	0.44	1.1	0.52	0.43	0.56
16/08/2013	29	0.45	0.21	0.25	0.21	0.62	0.32	0.27	0.42	1.2	0.56	0.51	0.43
18/08/2013	30	0.41	0.17	0.2	0.2	0.87	0.33	0.39	0.24	1.25	0.65	0.48	0.54
20/08/2013	31	0.47	0.18	0.23	0.21	0.8	0.42	0.56	0.34	1.26	0.64	0.57	0.92
22/08/2013	32	0.41	0.22	0.24	0.26	0.83	0.48	0.32	0.36	1.06	0.46	0.38	0.8

Datos de la memoria de cálculo de la TCV_{NAT} obtenidos durante la campaña de muestreo.

Fecha del muestreo	No. de muestra	Entrada	O 2.5	O 5	O 7.5	Entrada	M 2.5	M 5	M 7.5	Entrada	E 2.5	E 5	E 7.5
21/06/2013	1	0	41.4	29.8	20.7	0.8	12.9	31.1	21.6	1.2	114.0	132.2	74.3
23/06/2013	2	0	103.7	51.8	34.5	0.8	150.3	103.7	69.1	1.2	5.1	138.7	48.4
25/06/2013	3	0	25.9	12.9	4.3	0.6	41.4	71.3	12.9	1.4	77.7	111.4	17.2
27/06/2013	4	0	0.0	2.5	0.8	0.8	5.1	1.3	5.1	1.2	145.1	116.6	27.6
29/06/2013	5	0	12.9	9.0	17.2	0.8	44.0	82.9	46.6	1.2	124.4	11.6	18.1
01/07/2013	6	0	18.1	7.7	3.4	1.0	88.1	73.8	10.3	1.8	178.8	230.7	116.6
03/07/2013	7	0.4	44.0	20.7	11.2	0.9	7.7	71.3	39.7	0.0	0.0	0.0	0.0
05/07/2013	8	0.4	70.0	20.7	22.4	0.6	171.1	60.9	22.4	1.4	77.7	37.5	34.5
07/07/2013	9	0.3	70.0	20.7	20.7	0.8	199.6	54.4	51.8	1.1	41.4	0.0	33.7
09/07/2013	10	0.3	38.8	20.7	6.9	0.8	145.1	97.2	36.3	0.9	36.3	9.0	4.3
11/07/2013	11	0.3	54.4	27.2	16.4	0.8	41.4	68.7	50.1	1.3	38.8	73.8	5.1
13/07/2013	12	0	31.1	15.5	1.7	0.7	38.8	25.9	9.5	1.6	41.4	37.5	11.2
15/07/2013	13	0.3	46.6	10.3	10.3	0.7	199.6	31.1	61.3	1.4	18.1	67.4	116.6
17/07/2013	14	0.3	80.3	42.7	18.1	0.7	186.6	40.1	50.9	1.2	33.7	27.2	0.0
19/07/2013	15	0.3	49.2	28.5	6.0	0.5	33.7	66.1	26.7	1.0	51.8	24.6	15.5
21/07/2013	16	0.2	25.9	14.2	9.5	0.7	85.5	1.3	30.2	1.3	140.0	14.2	11.2

23/07/2013	17	0.5	10.3	12.9	11.2	1.0	272.2	133.5	17.2	0.9	119.2	31.1	49.2
25/07/2013	18	0.6	64.8	18.1	12.9	0.7	101.1	72.5	83.8	1.2	116.6	47.9	44.9
27/07/2013	19	0.4	57.0	38.8	22.4	0.7	90.7	68.7	45.8	1.2	101.1	36.3	59.6
29/07/2013	20	0.4	51.8	27.2	17.2	0.9	134.8	59.6	38.8	0.9	129.6	76.4	57.9
31/07/2013	21	0.5	33.7	41.4	17.2	0.7	116.6	40.1	46.6	1.2	137.4	53.1	48.4
02/08/2013	22	0.4	38.8	31.1	14.6	0.7	88.1	37.5	31.1	0.9	82.9	84.2	56.1
04/08/2013	23	0.4	44.0	31.1	18.1	0.6	54.4	22.0	39.7	0.9	137.4	42.7	34.5
06/08/2013	24	0.3	51.8	22.0	12.1	0.8	111.4	58.3	9.5	1.0	116.6	35.0	44.0
08/08/2013	25	0.3	41.4	23.3	20.7	0.6	41.4	33.7	32.8	1.4	228.1	35.0	47.5
10/08/2013	26	0.4	80.3	35.0	28.5	0.8	103.7	59.6	37.1	1.0	85.5	124.4	77.7
12/08/2013	27	0.5	70.0	45.3	31.1	0.5	80.3	20.7	50.9	1.2	142.5	71.3	42.3
14/08/2013	28	0.3	31.1	10.3	11.2	0.9	116.6	70.0	8.6	1.1	150.3	107.5	60.4
16/08/2013	29	0.4	62.2	25.9	20.7	0.6	77.7	45.3	47.5	1.2	165.9	76.4	57.9
18/08/2013	30	0.4	62.2	27.2	18.1	0.8	140.0	62.2	32.8	1.2	155.5	93.3	57.0
20/08/2013	31	0.4	75.1	31.1	22.4	0.8	98.5	31.1	45.8	1.2	160.7	88.1	28.5
22/08/2013	32	0.4	49.2	22.0	12.9	0.8	90.7	66.1	38.0	1.0	155.5	114.0	39.7

Datos del cálculo de la eficiencia de remoción de NAT (%) obtenidos durante la campaña de muestreo.

Fecha de toma del muestreo	No. de muestra	E% O 2.5	E% O 5	E% O 7.5	E% M 2.5	E% M 5	E% M 7.5	E% E 2.5	E% E 5	E% E 7.5
21/06/2013	1	40.0	57.5	60.0	6.3	30.0	31.3	36.7	85.0	71.7
23/06/2013	2	100.0	100.0	100.0	72.5	100.0	100.0	1.7	89.2	46.7
25/06/2013	3	25.0	25.0	12.5	23.5	68.8	18.8	21.1	60.6	14.1
27/06/2013	4	0	5.0	2.5	2.5	1.5	8.8	46.7	75.0	26.7
29/06/2013	5	12.5	17.5	50.0	21.3	80.0	67.5	40.0	7.5	17.5
01/07/2013	6	17.5	15.0	10.0	32.4	71.3	15.0	38.3	98.9	75.0
03/07/2013	7	37.8	35.6	28.9	3.2	52.4	43.8	0	0	0
05/07/2013	8	56.3	33.3	54.2	95.7	50.0	27.7	21.4	20.7	28.6
07/07/2013	9	71.1	42.1	63.2	90.6	60.9	87.0	13.6	0	33.1
09/07/2013	10	44.1	47.1	23.5	69.1	88.2	49.4	14.1	7.1	5.1
11/07/2013	11	63.6	63.6	57.6	20.0	65.4	71.6	11.3	42.9	4.5
13/07/2013	12	30.0	30.0	5.0	19.2	25.0	13.8	9.5	17.3	7.7
15/07/2013	13	48.6	21.6	32.4	100.0	30.8	91.0	4.7	35.1	91.2
17/07/2013	14	86.1	84.6	58.3	100.0	40.3	76.6	10.5	16.9	0
19/07/2013	15	55.9	64.7	20.6	22.8	70.8	43.1	18.5	31.7	30.0
21/07/2013	16	40.0	44.0	44.0	44.6	1.4	61.4	41.5	10.2	12.0
23/07/2013	17	7.5	18.9	24.5	100.0	98.1	27.0	51.1	18.5	43.8
25/07/2013	18	39.1	21.9	23.4	50.6	72.7	92.4	37.5	41.1	57.8
27/07/2013	19	50.0	68.2	59.1	46.7	70.7	68.8	30.2	23.3	57.5
29/07/2013	20	43.5	45.7	43.5	54.7	48.4	60.0	52.1	45.7	51.9
31/07/2013	21	25.0	61.5	38.5	59.2	40.8	56.8	44.2	42.7	58.3
02/08/2013	22	35.7	57.1	40.5	45.9	39.2	47.4	32.7	54.2	54.2
04/08/2013	23	34.7	49.0	42.9	34.4	27.9	62.2	54.6	33.7	40.8
06/08/2013	24	51.3	43.6	35.9	53.1	55.6	18.0	42.5	27.8	52.6
08/08/2013	25	45.7	51.4	68.6	25.8	41.9	46.9	62.4	25.5	51.9
10/08/2013	26	66.0	57.4	70.2	47.6	54.8	69.4	32.0	68.1	63.8
12/08/2013	27	50.9	66.0	67.9	57.4	29.6	70.2	43.7	53.4	47.6
14/08/2013	28	36.4	24.2	39.4	46.4	55.7	18.5	52.7	65.9	55.6
16/08/2013	29	53.3	44.4	53.3	48.4	56.5	56.7	53.3	53.6	60.9
18/08/2013	30	58.5	51.2	51.2	62.1	55.2	61.3	48.0	60.0	55.0
20/08/2013	31	61.7	51.1	55.3	47.5	30.0	60.9	49.2	54.4	26.4
22/08/2013	32	46.3	41.5	36.6	42.2	61.4	55.0	56.6	69.8	36.5