



**UNIVERSIDAD MICHOACANA
DE SAN
NICOLÁS DE HIDALGO**



**FACULTAD DE BIOLOGÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**ESTUDIO DE UN REACTOR DE LECHO MÓVIL, ACOPLADO A UN SISTEMA
ACUÍCOLA CON RECIRCULACIÓN**

TESIS

Para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

Alejandro Soto Castro

Ingeniero Civil

Director de Tesis:

Julio César Orantes Avalos

Doctor en Ingeniería de Procesos

Morelia, Michoacán, Febrero del 2015

CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	11
2	MARCO CONCEPTUAL DE LA INVESTIGACIÓN	13
2.1	Hipótesis.....	13
2.2	Objetivos	13
2.2.1	Objetivo general.....	13
2.2.2	Objetivos particulares	13
3	MARCO TEÓRICO.....	14
3.1	Acuicultura	14
3.1.1	Acuicultura	14
3.1.2	La acuicultura en México.....	15
3.1.3	El cultivo de tilapia en México.....	15
3.1.4	Producción acuícola	16
3.1.5	Tasas de alimentación en sistemas de cultivo intensivos de tilapia	19
3.1.6	Control de la calidad del agua para el cultivo de tilapia	20
3.1.7	Compuestos nitrogenados	22
3.1.8	Impacto de las aguas residuales desecho de la acuicultura.....	25
3.2	Procesos de tratamientos aplicados a RAS	26
3.2.1	Filtros biológicos.....	27
3.2.2	Reactor de lecho móvil.....	27
3.2.3	Tiempo de retención hidráulico (TRH)	30
3.2.4	Carga hidráulica.....	31
3.2.5	Carga orgánica.....	31
3.2.6	Tiempo de retención celular	32
3.3	Procesos de biopelícula.....	33
3.3.1	Materiales de soporte para procesos de biopelícula	34
3.3.2	Formación de la biopelícula	35
3.3.3	Características físicas de la biopelícula	37
3.3.4	Composición de la biopelícula.....	39
3.4	Remoción biológica de nitrógeno	40
3.4.1	Nitrificación	40

3.4.2	Factores que afectan la nitrificación	42
3.4.3	Cinética de nitrificación.....	44
3.4.4	Desnitrificación.....	45
3.5	Antecedentes de reactores MBBR aplicados en RAS.....	46
4	MATERIALES Y MÉTODOS.....	48
4.1	Evaluación preliminar del filtro biológico sumergido	48
4.2	Reingeniería del RAS	49
4.2.1	Sistema de tratamiento de agua	51
4.2.2	Diseño de reactor MBBR	52
4.2.3	Pruebas de biodegradabilidad de la materia orgánica del efluente acuícola	53
4.3	Inóculo del material de soporte	54
4.4	Seguimiento del reactor MBBR	55
4.5	Condiciones experimentales del reactor.....	56
4.6	Parámetros de operación hidráulica	57
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	60
5.1	Resultados de análisis preliminar.....	60
5.2	Pruebas de biodegradabilidad	61
5.3	Resultados del MBBR	65
5.3.1	Estadística básica.....	65
5.3.2	Para metros fisicoquímicos	67
5.3.3	Compuestos nitrogenados	75
5.3.4	Remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO)	87
5.3.5	Tasa de alimentación y crecimiento.....	89
6	CONCLUSIONES	91
7	REFERENCIAS.....	93

FIGURAS

Figura 3.1 Producción de pesca y acuicultura (Fuente: FAO, 2014).....	16
Figura 3.2 Principales países de producción acuícola (FAO, 2014)	17
Figura 3.3 Principales especies producidas mediante acuicultura de México en 2013 (CONAPESCA, 2013)	18
Figura 3.4 Principales productores de tilapia en mediante acuicultura en 2013. (CONAPESCA, 2013)	18
Figura 3.5 Principales especies de producción pesquera y acuícola de Michoacán en 2013. (CONAPESCA, 2013)	19
Figura 3.6 Esquema de un reactor de lecho móvil (Rusten <i>et al.</i> , 2006)	28
Figura 3.7 Estratificación de una biopelícula gruesa, sobre medio de soporte convencional (Tejero <i>et al.</i> , 2012)	34
Figura 4.1. a) Vista general del sistema de tratamiento;	51
Figura 4.2 Diagrama en planta y corte, del sistema de tratamiento de agua en el RAS	52
Figura 4.3 Diagrama del reactor de lecho móvil	53
Figura 4.4 Material inoculado con una relación C/N/P de 150/30/1	54
Figura 5.1 Comportamiento del NAT en las cuatro etapas del filtro biológico	60
Figura 5.2 Consumo del sustrato a diferentes cargas orgánicas.....	62
Figura 5.3 Velocidades de consumo de sustrato (r_s).....	63
Figura 5.4 Comportamiento de la biomasa para cada corrida de S/X	64
Figura 5.5 Comportamiento del OD, T, y pH en el reactor MBBR.....	67
Figura 5.6 Eficiencia de remoción de sólidos del pretratamiento	70
Figura 5.7 Comportamiento de la alcalinidad en el influente y efluente del reactor	73
Figura 5.8 Concentraciones promedio nitrógeno amoniacal medidas en el influente del reactor	75
Figura 5.9 Comportamiento de la concentración de NAT y NH ₃ en el RAS	76
Figura 5.10 Tasas de nitrificación expresadas como VTR en función de la carga amoniacal y eficiencia de remoción	78
Figura 5.11 Comportamiento de los nitratos para las diferentes cargas.....	83
Figura 5.12 Comportamiento del Nt para las diferentes cargas	85
Figura 5.13 Tasas de remoción de NAT contra la carga de nitrógeno amoniacal	85
Figura 5.14 Comportamiento de la biomasa con respecto a las cargas.....	86
Figura 5.15 Concentraciones de DQO _{tot} y DQO _{sol} en el sistema RAS	88
Figura 5.16 Alimentación suministrada al estanque de cultivo	90

TABLAS

Tabla 3.1. Recomendaciones del porcentaje de proteína requerida para el cultivo de tilapia (Jauncey, 2000)	20
Tabla 3.2. Parámetros de calidad del agua recomendados para cultivos intensivos de tilapia.....	24
Tabla 3.3. Parámetros típicos de diseño para reactores de lecho móvil	29
Tabla 4.1. Capacidad de los estanques de cultivo de tilapia en el laboratorio de biología acuática de la UMSNH	49
Tabla 4.2. Capacidad instalada del biofiltro y función de cada etapa en el sistema de tratamiento de agua	51
Tabla 4.3. Condiciones experimentales de cada corrida en Batch	53
Tabla 4.4 Relaciones de trabajo del inculo.....	54
Tabla 4.5. Parámetros de operación del reactor.....	55
Tabla 4.6. Métodos y equipo de medición utilizados para los diferentes parámetros.....	56
Tabla 4.7. Condiciones de trabajo de las corridas experimentales.....	57
Tabla 4.8 Gastos requeridos para mantener las concentraciones ideales de cultivo intensivo de tilapia.....	58
Tabla 4.9 Parámetros de operación hidráulica	58
Tabla 4.10 Porcentaje de recirculación en el RAS.....	59
Tabla 5.1 Velocidades de consumo de sustrato para diferentes S_0/X_0	63
Tabla 5.2. Parámetros medidos en el influente y efluente del reactor	65
Tabla 5.3 Parámetros medidos para cada carga en el reactor de lecho móvil y en el estanque de cultivo	66
Tabla 5.4 Promedio durante cada corrida.....	68
Tabla 5.5 Remoción entre el influente y efluente del MBBR y total de los sólidos en el RAS	71
Tabla 5.6 Relaciones C/N y eficiencia de remoción de NAT asociadas a cada una de las cargas de NAT	74
Tabla 5.7 Eficiencia de remoción de NAT del reactor de lecho móvil.....	75
Tabla 5.8 Concentraciones de NH_3 en influente y efluente del reactor.....	77
Tabla 5.9. Valores reportados por diferentes autores de tasas volumétricas de remoción de amonio	79
Tabla 5.10. Comparación de VTR y ATR reportados frente a los obtenidos en este estudio	81
Tabla 5.11. Datos reportados por Suhr y Pedersen, (2010) para MBBR en cultivo de trucha.....	81
Tabla 5.12 Comportamiento de la DQOt durante las cinco cargas de NAT	88
Tabla 5.13. Tasas de alimentación recomendadas (Adaptada de Saabedra, 2006)	90

NOMENCLATURA

N-NH ₃	Nitrógeno de amoniaco
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno de amonio
NAT	Nitrógeno Amoniacal Total
N-NO ₂ ⁻	Nitrógeno de nitritos
N-NO ₃ ⁻	Nitrógeno de nitratos
NT	Nitrógeno Total
NaHCO ₃	Bicarbonato de sodio
SS	Sólidos suspendidos
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SST	Sólidos Suspendidos Totales
ST _{biopelícula}	Sólidos totales de la biopelícula
S _{efluente}	Sólidos en el efluente del MBBR
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO _{tot}	Demanda Química de Oxígeno total
DQO _{sol}	Demanda Química de Oxígeno soluble
OD	Oxígeno Disuelto
S ₀	Sustrato inicial
X ₀	Biomasa inicial
°C	Grados centígrados
r _N	Tasa de nitrificación
n	constante del orden de la reacción
k	Constante de velocidad de reacción
S _N	Concentración de NAT en el reactor
pH	Potencial Hidrogeno
pKa	Constante de acidez
Q	Gasto de entrada al Reactor
V	Volumen del Reactor
A	Área específica superficial total del medio de soporte
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
C. H.	Carga Hidráulica
CO	Carga Orgánica
C	Concentración del sustrato que entra al reactor
TRC	Tiempo de Retención Celular
VTR	Remoción Volumétrica Total
ATR	Remoción Areal Total
HP	Caballos de fuerza
C/N	Relación Carbono/Nitrógeno

$C_5H_7NO_2$	Biomasa
H_2S	Ácido sulfhídrico
CO_2	Dióxido de Carbono
$C_2H_4O_2$	Ácido Acético
$C_{12}H_{22}O_{11}$	Sacarosa
$(NH_4)_2HPO_4$	Fosfato de amonio
CH_4N_2O	Urea
$CaCO_3$	Carbonato de calcio
RAS	Recirculating Aquaculture System
I.S.A.	Instituto Sinaloense de Acuicultura
UMSNH	Universidad Michoacana de san Nicolás de Hidalgo
SEPESCA	Secretaria de Pesca
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
CONAPESCA	Comisión Nacional de Pesca
I.A.U.S.	Instituto de Acuicultura de la Universidad de Stirling
PVC	Policloruro de vinilo
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
MBBR	Moving Bed Biological Reactor

RESUMEN

En las últimas décadas se ha trabajado en los Sistemas Acuícolas con Recirculación (RAS, por sus siglas en inglés: Recirculated Aquaculture Systems), los cuales tienen como objetivo disminuir la demanda de agua e incrementar la densidad de los organismos acuáticos. Para alcanzar estos objetivos es necesario contar con procesos de tratamiento para la remoción de compuestos nitrogenados, los cuales son tóxicos para los organismos acuáticos. Los procesos de tratamiento más ampliamente utilizados son los filtros biológicos. Estos existen en diversos tipos, sin embargo, los reactores de lecho móvil, por ser sistemas compactos que aprovechan al mismo tiempo las ventajas de los reactores completamente mezclados y de la biomasa adherida han mostrado gran potencial para la remoción biológica de nitrógeno en el tratamiento de aguas residuales.

Para este trabajo, se adaptó un sistema de estanques que funcionó como un RAS, integrado por: un conjunto de estanques, red de distribución, red de desagüe y el filtro biológico de lecho fijo para el tratamiento del agua. Para ello, el filtro biológico se transformó en un reactor de lecho móvil, para incrementar su capacidad de remoción de contaminantes, utilizando un material comercial de polietileno de alta densidad, llamado Kaldnes®. El comportamiento del reactor de lecho móvil, acoplado al RAS se evaluó con cinco cargas de nitrógeno amoniacal de 0.051, 0.056, 0.064, 0.067 y 0.081 gNAT/m².d. La densidad de cultivo de peces se mantuvo constante desde el inicio de cada corrida con 35 kg/m³, con lo cual se mantuvieron las concentraciones similares de nitrógeno amoniacal en el efluente a tratar, con porcentajes de llenado de 30, 35, 40, 45 y 50%, para evitar zonas muertas.

La calidad de agua permaneció estable y dentro de los límites requeridos para el cultivo de tilapia en el RAS. Las eficiencias estimadas de remoción de nitrógeno amoniacal, en las condiciones experimentales probadas están entre 61 y 84%. La mayor eficiencia de remoción se obtuvo para la carga de 0.081 gNAT/m².d. La recirculación del caudal fue mayor a 99%, lo cual demuestra que la implementación de los RAS es una alternativa para reducir la demanda de agua para uso acuícola (recambios para mejora de la calidad),

incrementar los niveles de producción y así mismo tener un desarrollo sustentable de esta actividad que continúa en crecimiento desde hace dos décadas.

PALABRAS CLAVE: acuicultura, MBBR, aguas residuales

ABSTRACT

In recent decades, working in Recirculating Aquaculture Systems (RAS) has been a constant, for which the goal is to reduce the water demand and increase the density of aquatic organisms. To achieve these purposes, treatment processes for the removal of nitrogen compounds are needed, which are toxic to the aquatic organisms. The most widely used processes are biological filters. These exist in various types, however, transportable layer reactors, being compact systems to simultaneously utilize the advantages of the completely mixed reactors and attached biomass have shown great potential for biological nitrogen removal in the treatment of wastewater.

For the present work, a system of ponds that functioned as a RAS was integrated by: A set of ponds, distribution network, drainage network and fixed biological layerfilters for water treatment. For that, the biofilter became a mobile bed reactor, to increase their capability to remove pollutants using a commercial material HDPE, called Kaldnes®. The behavior of the mobile bed reactor, coupled to RAS was evaluated with five loads of ammonia nitrogen 0051, 0056, 0064, 0067 and 0081 gnat / m².d. The fish farming density remained constant since the start of each run with 35 kg / m³, hereby, the similar concentrations of ammonia nitrogen in the effluent to be treated, remained with fill percentages of 30, 35, 40, 45 and 50% to avoid dead zones.

Water quality remained stable and within the limits required for tilapia farming in RAS. The estimated removal of ammonia nitrogen in the experimental conditions tested efficiencies are between 61 and 84%. The highest removal efficiency was obtained for loading 0.081 gNAT/m².d. The recirculation flow rate was increased to 99%, which shows that the implementation of the RAS is an alternative to reduce the water demand for aquaculture use (parts for quality improvement) increasing production levels and likewise, have a sustainable development of this activity that continues to grow since the last two decades.

1 INTRODUCCIÓN

La reutilización del agua para acuicultura surge en Alemania a fines del siglo XIX (Prein, 1988) y posteriormente en Calcuta, India, (1930). El desarrollo de la industria acuícola está limitado por recursos, como el agua, alimento para peces, espacio y otros factores, como contaminación ambiental (IWMI, 2000; Naylor *et al.*, 2000; Westers, 2000; Schneider *et al.*, 2005). Sin embargo, la acuicultura es una industria que ha incrementado su producción en 8.8% en los últimos 20 años (FAO, 2012) y se estima que seguirá esta tendencia, con el fin satisfacer la demanda alimentaria de la sociedad actual (Bosma y Verdegem, 2011).

El desarrollo de la acuicultura en México ha sido lento, en cuanto a la implementación de tecnologías que permitan el cultivo de peces de altas densidades (Engel, 2013) y aún hoy en día prevalecen, en su mayoría, los sistemas abiertos, con altas tasas de recambio de agua. La acuicultura, bajo los esquemas de producción tradicionales, tiene un impacto ambiental negativo (Crab *et al.*, 2007). Por otro lado, la calidad del agua, es uno de los principales problemas que enfrenta la acuicultura en los últimos años, debido al incremento de la contaminación de los cuerpos de agua superficiales y en menor grado de los mantos subterráneos.

La acuicultura inició con sistemas completamente abiertos, con un recambio continuo de agua, para proporcionar las condiciones ideales de oxígeno para los peces y drenar productos de desechos del metabolismo de los peces y evita su acumulación en el medio de cultivo (SAGPyA, 2006). Se estima que los sistemas abiertos requieren 50 m³/kg (metros cúbicos de agua por kilogramo de alimento suministrado), mientras que en los RAS se busca reducir esta demanda a 0.10 m³/kg (Martins *et al.*, 2010). Los RAS consisten en tratar los efluentes de las granjas acuícolas y recircularlos a los estanques de cultivo, haciendo de la acuicultura una actividad más factible y sustentable, reduciendo la demanda de agua en más del 95%. Por lo tanto, si en México se logra que el crecimiento de la acuicultura sea, usando sistemas RAS, la gran demanda de agua se verá disminuida. Las principales consideraciones sobre el manejo de estos sistemas son: el control del

nitrógeno total amoniacal (NAT), la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), los sólidos suspendidos totales (SST) y la temperatura del agua (°C).

Este trabajo se realizó, con la finalidad de evaluar la eficiencia de remoción del nitrógeno amoniacal en un sistema acuícola con recirculación, mediante un biofiltro de lecho móvil, bajo diferentes cargas de nitrógeno amoniacal. Con este proceso de tratamiento, se pretende reducir el consumo de agua y contribuir al desarrollo sustentable de la acuicultura en México.

Primeramente se realizó un análisis preliminar del estado en que se encontraba un sistema acuícola con recirculación de la Facultad de Biología de la UMSNH, con el filtro biológico de lecho fijo con el que contaba. Posteriormente se realizó una reingeniería del sistema, incluyendo (i) modificaciones al sistema de drenado de los efluentes, para incrementar la capacidad de flujo, (ii) controlando la temperatura del agua, para tener mejores condiciones de cultivo de los peces, (iii) incrementando la densidad de cultivo de peces y (iv) transformando el filtro de lecho fijo en un reactor de lecho móvil, incluyendo un sistema de aireación, para mantener completamente mezclado el reactor y, reemplazando el tezontle que tenía como material de soporte para el crecimiento de la biopelícula por material plástico, para incrementar el área disponible para el crecimiento de microorganismos.

2 MARCO CONCEPTUAL DE LA INVESTIGACIÓN

2.1 Hipótesis

Un reactor de lecho móvil es un sistema factible para remover el nitrógeno amoniacal en un sistema acuícola recirculado, con altas densidades de cultivo de tilapia.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo general

Analizar la capacidad de remoción de nitrógeno amoniacal, de un reactor de lecho móvil, operado con diferentes cargas amoniales y acoplado a un sistema acuícola con recirculación, con altas densidades de cultivo de peces.

2.2.2 Objetivos particulares

- ✓ Realizar un diagnóstico inicial de la eficiencia de remoción de amonio en el filtro sumergido usado en los estanques de cultivo acuícola del laboratorio de acuicultura de la UMSNH.
- ✓ Mejorar el sistema de tratamiento de agua de los estanques de cultivo acuícola del laboratorio de acuicultura de la UMSNH, mediante la implementación de un reactor de lecho móvil.
- ✓ Evaluar la eficiencia de remoción de amonio, bajo diferentes cargas de nitrógeno amoniacal del reactor de lecho móvil.

3 MARCO TEÓRICO

3.1 Acuicultura

La acuicultura es una actividad multidisciplinaria que combina diferentes aspectos científicos y tecnológicos, como la biología, la ingeniería y la ecología (Saavedra, 2006) para desarrollar el cultivo de organismos acuáticos vegetales y animales (FAO, 2013). El cultivo implica alguna forma de intervención en el proceso para incrementar la producción. Esta actividad económica ha alcanzado un desarrollo trascendental en la producción de alimentos de alto valor nutricional. Es el sector de más rápido crecimiento de producción de alimentos de origen animal del mundo, con una tasa de crecimiento anual de casi el 10% desde 1970 (Díaz *et al.*, 2012). La acuicultura es una actividad que surge como una alternativa sustentable de producción de alimentos para el hombre frente a la sobrepoblación mundial (Crab *et al.*, 2007).

3.1.1 Acuicultura

La acuicultura se puede clasificar en función del grado del control al que se somete el cultivo y se basa en la producción por unidad de volumen (m^3) o por unidades de área (m^2) (Lekang, 2007). La calidad y cantidad de agua, juegan un papel fundamental en la producción acuícola y partiendo de estos dos parámetros se determinara el grado de control que se pretenda alcanzar en el sistema. La práctica más simple de la acuicultura es la extensiva, que se practica en grandes cuerpos de agua como presas lagos, donde la alimentación es completamente natura y la producción baja (Lekang 2007). Por otro lado está la acuicultura intensiva donde existe un control total del proceso de producción. La acuicultura intensiva pretende incrementar los rendimientos (Conijeski, 2008) mediante la implementación de sistemas de reacondicionamiento del agua que se conocen como RAS. En estos sistemas se han alcanzado densidades hasta de $100 \text{ kg}/m^3$, lo que implica un control estricto de la calidad del agua.

3.1.2 La acuicultura en México

En México, el origen de la acuicultura se remonta al periodo prehispánico, a través de la cual los indígenas obtenían una gran diversidad de alimentos (Arredondo y Lozano, 2003). A pesar de los conocimientos que se tenían sobre piscicultura, durante la época de la independencia se pierde la idea del cultivo de peces, para posteriormente resurgir con el cultivo de trucha arcoíris, lisa y madre perla, entre otras especies (Arredondo y Lozano, 2003).

La acuicultura ha ido ganando importancia hasta nuestra época, pasando de ser una actividad de subsistencia a una actividad de tipo comercial, mediante la implementación de cultivos intensivos de peces y otros organismos acuáticos. Actualmente, es una de las principales actividades para la producción de alimentos. Sin embargo, las densidades de cultivo usadas en México, aún están lejos de las alcanzadas en países desarrollados. Por lo que es importante mejorar nuestras técnicas de cultivo e incrementar la producción, buscando también un desarrollo armónico de esta actividad con nuestros recursos naturales.

3.1.3 El cultivo de tilapia en México

Tilapia es el nombre común de la especie perteneciente a la familia Cichlidae. La tilapia es nativa de África y es una de las especies más comunes en la producción por acuicultura. En México su cultivo se inició en julio de 1964, con su importación de la Universidad de Alabama, EE. U.U., Las primeras tilapias llegaron a México (*Tilapia rendalli*, *Oreochromis mossambicus* y *Oreochromis aureus*) al centro de acuicultura tropical de Temascal, Oaxaca (Morales, 1974). En 1978 se introdujo en el mismo centro la tilapia nilótica procedente de Panamá (SEPESCA, 1988) y en 1976 se trajo la Tilapia nilótica roja procedente de la universidad de Stirling, con dos variedades: negra y roja (SEPESCA, 1988). Estas especies fueron distribuidas en todos los cuerpos de agua naturales y artificiales en las zonas tropicales, semi-tropicales y templadas del país.

En México, actualmente se cultiva la tilapia a escala extensiva, principalmente en grandes cuerpos de agua, como en presas y lagos con densidades de 500 a 1000 kg/ha. En

algunos estados se tienen sistemas de cultivo semi-intensivo con rendimientos de entre 4 y 6 t/ha. El cultivo intensivo se practica en jaulas y canales de corriente rápida y canales de riego con densidades de 10 a 40 kg/m³ (SAGARPA, 2012), si bien con sistemas altamente tecnificados se pueden alcanzar densidades hasta de 100 kg/m³ (Timmons, 2002). A nivel de investigación se han alcanzado hasta 112 kg/m³ (Guerdat *et al.*, 2010). Por lo que es importante implementar diversas tecnologías, que permitan desarrollar el cultivo intensivo a escala comercial, pero de manera sustentable.

3.1.4 Producción acuícola

❖ Producción acuícola y pesquera mundial

El último reporte de la FAO del estado mundial de pesca y acuicultura del 2014 reporta una producción de 91.3 millones de toneladas de la pesca (Figura 3.1), contra una producción de 63.60 millones de toneladas de la acuicultura en el 2012, no obstante la acuicultura tiene una tendencia creciente muy alta, a diferencia de la pesca que ha permanecido estancada en los últimos 22 años (Figura 3.1).



Figura 3.1 Producción de pesca y acuicultura (Fuente: FAO, 2014)

Datos de la FAO (2014) demuestran que la producción acuícola mundial de peces comestibles aumentó a una tasa media anual de 5.95 % en el periodo de 2007 a 2012. China es el mayor productor acuícola, no obstante en este periodo redujo 5.5% su producción.

❖ Producción acuícola nacional

De acuerdo a CONAPESCA, (2013) México se encontraba en 2013, en el lugar 22 de la producción de especies cultivadas a nivel mundial, que representa el 0.28% de la producción global según cifras de la FAO, por lo que México no está clasificado en el último reporte de la FAO del 2014 dentro de los 15 primeros lugares que reporta la FAO como principales productores del mundo (Figura 3.2). Solo China produce el 60% de la producción mundial en 2013, es decir alrededor de doscientas doce veces la producción nacional.

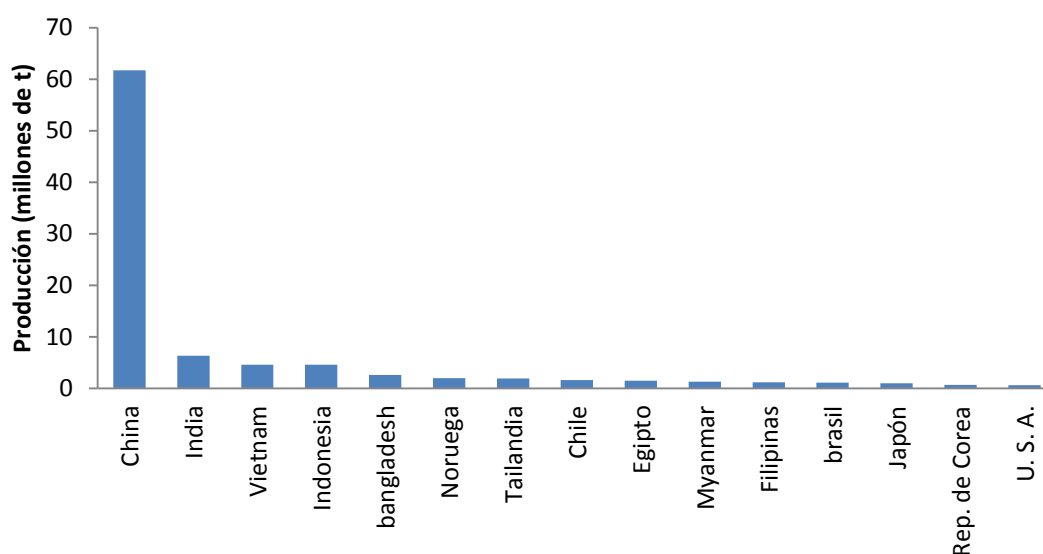


Figura 3.2 Principales países de producción acuícola (FAO, 2014)

Por otro lado la producción de tilapia mediante acuicultura creció un 33.04% de 2012 a 2013 en México (CANAPESCA, 2013) y es la principal especie de producción acuícola en México (CONAPESCA, 2013) (Figura 3.3), con una producción de 96827 t mediante acuicultura.

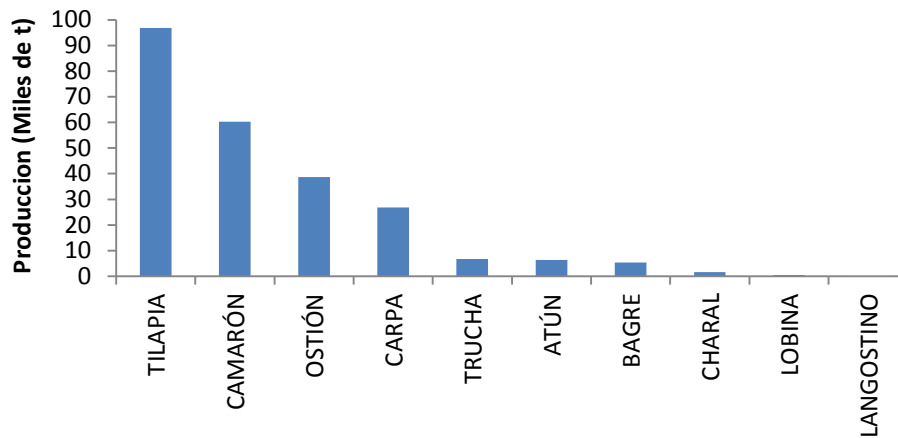


Figura 3.3 Principales especies producidas mediante acuicultura de México en 2013 (CONAPESCA, 2013)

❖ **Producción acuícola de Michoacán**

Michoacán ocupa el tercer lugar de producción de tilapia mediante acuicultura, con una producción de 9647 t en el 2013 (CONAPESCA, 2013) (Figura 3.5).

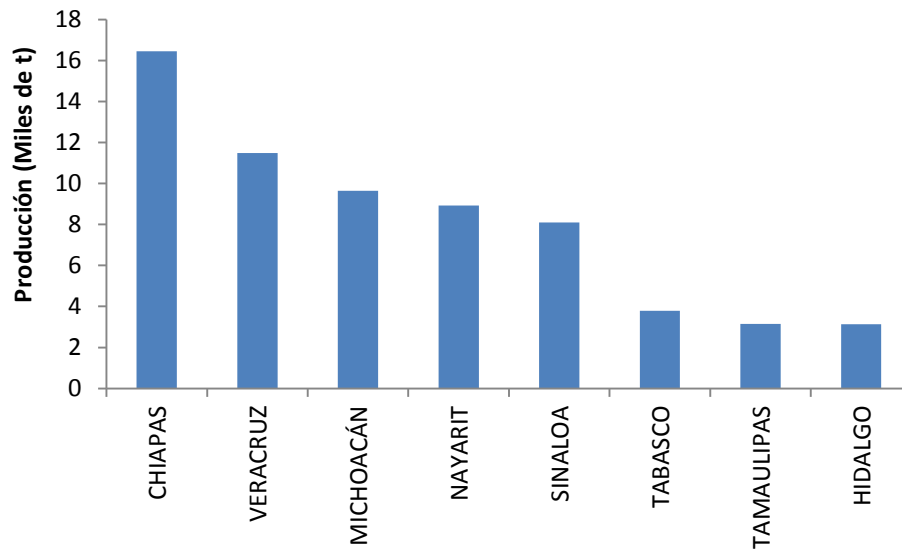


Figura 3.4 Principales productores de tilapia en mediante acuicultura en 2013. (CONAPESCA, 2013)

Por otro lado, la principal especie que se produce en Michoacán, tanto de producción pesquera, como acuícola, es la tilapia (Figura 3.5), con una producción de 9647 t, equivalente a 60% de la producción en 2013. En segundo lugar se encuentra la carpa, con

una producción de 1650 t, que representan un 10.38% del total de la producción y en tercer lugar está el bagre, con una producción de 1295 t, es decir 8.12% del total de la producción. (CONAPESCA, 2011).

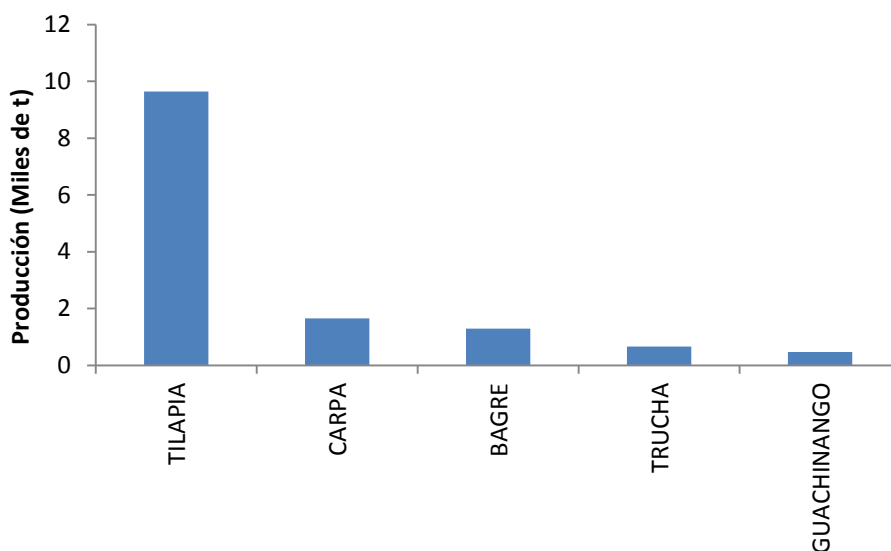


Figura 3.5 Principales especies de producción pesquera y acuícola de Michoacán en 2013. (CONAPESCA, 2013)

3.1.5 Tasas de alimentación en sistemas de cultivo intensivos de tilapia

La tasa de alimentación adecuada, así como un buen esquema de alimentación son claves para alcanzar un rendimiento máximo. Ambos factores varían en función de la edad y el peso de la tilapia. Las tasas de alimentación recomendadas comienzan cuando los peces pesan entre 1 y 5 g, con una tasa de alimentación de 7 a 10 % de su peso corporal y va disminuyendo a medida que aumenta el crecimiento. Para tilapia de entre 100 y 200 g, la tasa de alimentación es 2 a 2.5 % y en tilapias de 200 a 400 g de 1.5 a 2 % del peso corporal. La temperatura es un factor importante en la regulación de la cantidad de alimento; ya que el apetito decrece a bajas temperaturas (SAGARPA, 2012b).

El contenido de proteína (Tabla 3.1) y energía en las dietas son consideraciones primarias en la nutrición para la producción comercial de tilapia, así como en el diseño de los sistemas acuícolas con recirculación para el tratamiento del agua.

Tabla 3.1. Recomendaciones del porcentaje de proteína requerida para el cultivo de tilapia (Jauncey, 2000)

Peso aproximado (g)	Contenido de proteína (%)
Alevines a 0.5	30-56
0.5 a 10.0	30-40
10.0 a 30.0	25-30
30.0 a talla de mercado	25-31

3.1.6 Control de la calidad del agua para el cultivo de tilapia

La calidad del agua incluye parámetros físicos, químicos y biológicos (Conijeski, 2008). En todos los sistemas de acuicultura, la calidad del agua es determinante para la producción, pero en particular en los sistemas intensivos puede permitir alcanzar los óptimos de supervivencia y el crecimiento (Boyd, 1990). La pérdida de calidad del agua, puede traer consecuencias negativas para el cultivo, como la reducción de las tasas de crecimiento de los organismos, el aumento de la susceptibilidad a enfermedades, la interrupción de la maduración sexual o inclusive la muerte de los organismos cultivados (Conijeski, 2008). Los parámetros con mayor influencia en el cultivo de peces son:

a) Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es el parámetro más importante y el más crítico (Timmons *et al.*, 2002; Badiola *et al.*, 2012), por lo que requiere de un monitoreo continuo en sistemas intensivos de producción (Timmons *et al.*, 2010), ya que un incremento en la temperatura reduce su solubilidad y concentración de oxígeno en el agua. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto limitan la producción y pueden condicionar la densidad de siembra en los estanques. Aunque, la tilapia soporta bajas concentraciones (e.g. hasta 0.5 mg/L) durante periodos muy cortos, la cantidad ideal de oxígeno en un sistema intensivo es 6 mg/L (Muir *et al.*, 2000) con un intervalo óptimo de 3 a 10 mg/L (I. S. A. 2005).

❖ Temperatura

La temperatura del agua retrasa o acelera la actividad biológica, la absorción de oxígeno, la eficiencia de la alimentación y asimilación, la precipitación de compuestos, la

formación de depósitos, sedimentación y filtración. Múltiples factores, principalmente ambientales, pueden hacer que la temperatura del agua varíe continuamente. El valor mínimo aceptable para el cultivo de la tilapia es de 20 °C y máximo 32 °C y aunque la tilapia puede soportar temperaturas menores, no es recomendable cultivarlas a menos de 15 °C, ya que a esta temperatura se inhibe el crecimiento (I.S.A., 2005).

❖ **Potencial hidrógeno (pH)**

El pH es un parámetro que tiene efectos indirectos sobre la tilapia y directos sobre la productividad natural del estanque. Las tilapias son omnívoras y si el pH se mantiene de 7 a 8, se tendrá una fuente alimenticia para estas de mejor calidad y cantidad en sistemas extensivos. En sistemas intensivos es recomendable un pH de 6.5 a 9.

Los pH extremos pueden ser estresantes para los peces e incluso letales, ya que tiene incidencia en varias reacciones, entre ellas los cambios entre la forma ionizada y no ionizada del amoníaco, así como en el equilibrio de la solubilidad (Timmons *et al.*, 2002; Crab *et al.*, 2007; Díaz *et al.*, 2012), además de que influye también en la toxicidad del ácido sulfhídrico y de los metales tales como cobre, cadmio, zinc y aluminio.

❖ **Turbiedad**

La turbiedad es originada por las partículas en suspensión o coloidales, que por su tamaño se encuentran suspendidas y reducen la transparencia del agua. En los cultivos acuícolas, estas partículas son producto de alimento no ingerido, desechos y heces del cultivo y biomasa desprendida de los filtros biológicos (Timmons *et al.*, 2002). Cuando las partículas son provenientes de la fuente de agua que también es necesario eliminar (Lekang, 2007). Estas partículas se acumulan y producen irritación en las branquias y pueden causar algunas lesiones y enfermedades en los peces (Timmons *et al.*, 2002), retardan el crecimiento e incrementan la mortalidad (Chen *et al.*, 1994; Lekang, 2007). Por lo anterior es conveniente evitar niveles altos de turbidez (e.g. 75 mg/L). Los niveles elevados se pueden controlar separando los sólidos en suspensión, ya sea por medio de sedimentación o filtración; ambos procesos son ampliamente usados en la acuicultura

(Badiola *et al.*, 2012). Las concentraciones recomendadas de sólidos suspendidos deberían ser inferiores a 10 mg/L (Timmons *et al.*, 2002).

❖ **Alcalinidad**

La alcalinidad es una medida de la capacidad de neutralización del pH o la capacidad neutralizante ácida del agua. En los sistemas de cultivo el incremento de la densidad de peces y el tiempo de retención hidráulico del sistema, hacen necesario un monitoreo cuidadoso y ajuste del pH, la alcalinidad y la concentración de dióxido de carbono, tanto para las especies acuáticas, como para el biofiltro (Timmons *et al.*, 2002).

Durante el manejo de los sistemas de cultivo se recomiendan alcalinidades inferiores a 175 mg/L medidas como CaCO₃, concentraciones mayores pueden provocar formaciones calcáreas que afectan la productividad del estanque y las branquias de los peces. Esto ocurre porque una alta alcalinidad eleva la presión osmótica de la branquia y asfixia a los organismos.

3.1.7 **Compuestos nitrogenados**

Después del oxígeno los compuestos derivados del nitrógeno pasan a ser el siguiente factor limitante en un sistema de cultivo intensivo, tanto para los peces, como para los procesos biológicos (Lawson, 1995; Brazil, 2006; Díaz *et al.*, 2012). Estos compuestos son generados por descomposición de alimento no ingerido y por las excretas de los peces (Díaz *et al.*, 2012) y se integran al agua por difusión a través de las branquias y las heces (Timmons *et al.*, 2002).

❖ **Nitrógeno amoniacal (NAT)**

El nitrógeno amoniacal es el parámetro más crítico en cuanto a calidad de agua para cultivo de peces (Díaz *et al.*, 2012), debido a la toxicidad que presenta desde muy bajas concentraciones (*i.e.* 3 mg/L), por lo que es necesario su control en la acuicultura (Lekang, 2007). La nitrificación ha sido el proceso más empleado en sistemas de tratamiento de aguas residuales acuícolas para el control del nitrógeno amoniacal, en sistemas intensivos de cultivo acuícola (Crab *et al.*, 2007), en virtud de que los nitratos presentan baja

toxicidad (Boley *et al.*, 2000), incluso a altas concentraciones para las especies acuáticas (e.g. 300 mg/L) (Timmons *et al.*, 2002). La nitrificación normalmente se realiza por medio de filtros biológicos (Badiola *et al.*, 2012).

El nitrógeno amoniacal existe equilibrado en dos formas; ionizada, como amonio (N-NH_4^+) y no ionizada, como amoniaco (N-NH_3) (Díaz *et al.*, 2012); su equilibrio depende del pH, la temperatura (Timmons *et al.*, 2002; Crab *et al.*, 2007) y en menor medida de la salinidad (Yang *et al.*, 2001). La forma más tóxica es como amoniaco (N-NH_3) (Crab *et al.*, 2007), por lo que es el principal parámetro que limita la calidad del agua en sistemas intensivos de cultivo de peces (Lemarié *et al.*, 2004; Colt, 2006; Eshchar *et al.*, 2006; Díaz *et al.*, 2012).

La concentración total de nitrógeno en estas dos formas se denomina nitrógeno amoniacal total (NAT), en sistemas acuícolas (Zhu y Chen, 1999; Crab *et al.*, 2007; Guerdat *et al.*, 2011; Díaz *et al.*, 2012). Los niveles de tolerancia para las tilapias están en un intervalo de 0.6 a 3.0 mg/L, valores mayores son críticos para el cultivo de esta especie (I.S.A, 2005).

❖ Nitritos (N-NO_2^-)

Los nitritos son un producto intermedio, dentro del proceso de transformación de amoniaco a nitratos (Timmons *et al.*, 2010; Díaz *et al.*, 2012). La conversión de nitritos a nitratos, es un proceso relativamente rápido, dependiente de las concentraciones de oxígeno que se tienen en el sistema y la presencia de bacterias nitrificantes en los biofiltros. No obstante, la falta de oxidación biológica de los nitritos puede resultar en altas concentraciones, que incluso pueden llegar a ser tóxicos para los peces.

Los nitritos afectan la capacidad de transporte de oxígeno en la hemoglobina de la sangre. Cuando los nitritos ingresan al torrente sanguíneo, oxida el hierro de la molécula de hemoglobina desde el estado ferroso al férrico. El producto resultante se conoce como metahemoglobina, tiene un color café característico, de allí el nombre común de “enfermedad de la sangre café” (Timmons *et al.*, 2002). Valores de 0.1 mg/L de N-NO_2^-

pueden afectar a los peces, y exposiciones prolongadas inducen lesiones branquiales, alteración de la química sanguínea y dificultad respiratoria.

❖ Nitratos (N-NO₃⁻)

Los nitratos son el producto final del proceso de nitrificación. Este compuesto es la forma menos tóxica de los diferentes compuestos de nitrógeno inorgánico, para los peces. No obstante, en los sistemas de cultivo es recomendable controlarlo mediante una tasa de recambio diario de agua (Hargreaves, 1998; Rijn *et al.*, 2006; Singer *et al.*, 2008; Kessel *et al.*, 2010; Timmons, *et al.*, 2010; Díaz *et al.*, 2012) o en su defecto con reactor para la desnitrificación biológica (Rijn *et al.*, 2006; Sharrer *et al.*, 2007; Kuhn *et al.*, 2010). Los peces pueden soportar hasta 40 mg/L de N-NO₃⁻ en condiciones óptimas de bienestar de los mismos, aunque pueden variar de acuerdo a cada especie. En el caso de la tilapia el valor crítico para esta especie es mayor a 500 mg/L (Beveridge y McAndrew, 2000).

Los valores de los parámetros de calidad del agua, considerados como ideales para sistemas intensivos de cultivo de tilapia, de acuerdo a el Instituto de Acuicultura de la Universidad de Stirling (I. A. U. S) y el Instituto Sinaloense de Acuicultura (I. S. A., 2005) se resumen en la Tabla 3.2. Para obtener una mayor productividad se recomienda mantener las concentraciones señaladas como ideales, y evitar valores críticos que afecten el desarrollo adecuado del cultivo, ya que la tasa de conversión alimenticia disminuye en función del estrés al que se somete el cultivo.

Tabla 3.2. Parámetros de calidad del agua recomendados para cultivos intensivos de tilapia

Parámetro	Concentración			Unidad
	Critica (Beveridge y McAndrew, 2000)	Ideal (Beveridge y McAndrew, 2000)	Ideal (I.S.A, 2005)	
Oxígeno	<2	>6	3 - 10	mg/L
Salinidad	<40	<100	Sin dato	mg/L
Temperatura	13 - 35	28 - 32	20 - 28	° C
Nitrógeno amoniacal total	>15	<3	2	mg/L
NH ₃	>1	<0.2	0.05	mg/L

Parámetro	Concentración			Unidad
	Critica (Beveridge y McAndrew, 2000)	Ideal (Beveridge y McAndrew, 2000)	Ideal (I.S.A, 2005)	
Sólidos suspendidos	>200	<20	0 - 30	mg/L
DBO	<200	<5	Sin dato	mg/L
CO ₂	<20	<3	0 - 2	mg/L
NO ₂ ⁻	>5	<1	0 - 0.1	mg/L
NO ₃ ⁻	>500	<20	1.2 - 2	mg/L
H ₂ S,	<1	<1	0 - 0.15	mg/L
Metales pesados	<0.1	<0.1	Sin dato	mg/L

Otros parámetros que deben de vigilarse para lograr un desarrollo adecuado de la tilapia o su influencia sobre el comportamiento de otras variables son: el pH (intervalo entre 6.5-9.0) y la alcalinidad (expresada como CaCO₃ en un intervalo de 10 a 500 mg/L).

El control de la calidad del agua en sistemas de producción de tilapia implica mantener los niveles ideales para el cultivo. Este objetivo se puede conseguir mediante un recambio continuo de agua o la implementación de RAS, esta última opción es de utilidad para minimizar el impacto al ambiente (Dalsgaard *et al.*, 2013). Adicionalmente los RAS presentan menor demanda de agua para uso acuícola y una disminución de las descargas de materia carbonosa y nitrogenada a los cuerpos receptores hasta en 90% (Yang *et al.*, 2001).

3.1.8 Impacto de las aguas residuales desecho de la acuicultura

En los sistemas acuícolas convencionales, el recambio continuo de agua de los estanques ha sido la principal solución empleada por los acuicultores, para mantener el control de la calidad del agua, una solución poco favorable desde el punto de vista ambiental (Badiola *et al.*, 2012). Estas descargas contienen altos niveles de residuos derivados del alimento no consumido y heces de los organismos en cultivo (Crab *et al.*, 2007). Esos residuos contienen nutrientes, compuestos orgánicos e inorgánicos como amonio, fósforo, carbono orgánico disuelto y materia orgánica (Piedrahita, 2003; Sugiura

et al., 2006), que causan un deterioro ambiental de los cuerpos de agua receptores (Crab *et al.*, 2007). A pesar de los efectos ambientales provocados y al importante crecimiento que ha experimentado recientemente, se estima que la producción acuícola aún necesita aumentar cinco veces en las próximas dos décadas, para satisfacer el requisito mínimo de proteína para la nutrición humana (FAO, 2004; Crab *et al.*, 2007).

Para mitigar estos efectos al ambiente, y contar con una acuicultura sostenible se busca trabajar en el desarrollo de tecnologías que permitan un desarrollo más amigable (Gutierrez y Malone, 2006). Se pretende tener una acuicultura sostenible que considere: producir alimento y disminuir el efecto sobre los recursos utilizados (Martins *et al.*, 2010). El desarrollo e implementación de los sistemas acuícolas con recirculación (RAS) hacen que la producción intensiva de peces sea compatible del ambiente (Martins *et al.*, 2010), debido a que se reduce la demanda de volúmenes de agua (Goldburg *et al.*, 2001; Gutierrez y Malone, 2006; Lekang, 2007) y las concentraciones de nutrientes en las descargas de los efluentes acuícolas (Yang *et al.*, 2001). Estas dos últimas actividades distinguen los sistemas RAS de los sistemas de flujo continuo tradicionales (Lekang, 2007). La elección de un método de tratamiento conveniente depende del apropiado análisis costo-beneficio, y a factores directos o indirectamente relacionados con la ubicación del sistema, (Rijn, 2013).

3.2 Procesos de tratamientos aplicados a RAS

La implementación de sistemas de tratamiento de aguas en los efluentes acuícolas es consecuencia de la evolución de esta industria, debido a limitaciones en cuanto a cantidad y calidad de agua (Kristensen *et al.*, 2009), viabilidad y costo de tierra, limitaciones en las descargas de agua e impactos ambientales (Gutierrez y Malone, 2006). Los RAS se han convertido en la alternativa adecuada para la producción acuícola a escala intensiva. El tratamiento de efluentes acuícolas incluye procesos físicos, químicos y biológicos para mejorar la calidad del agua en niveles aceptables (Lekang, 2007). De estos procesos de tratamiento aplicados a los RAS, los más comunes son los procesos biológicos, ya que son más económicos que los métodos fisicoquímicos (Mook *et al.*, 2012). En los

RAS, los filtros biológicos han sido los más comúnmente usados (Chen *et al.* 2006; Crab *et al.*, 2007), además, se ha implementado la tecnología biofloc y los humedales para cultivo intensivo de peces (Mook *et al.*, 2012).

3.2.1 Filtros biológicos

Los sistemas de tratamiento utilizados comúnmente en los sistemas acuícolas con recirculación son los filtros biológicos (Chen *et al.* 2006), sin embargo también se han utilizado biodiscos, filtros percoladores, filtros de gránulos sintéticos, biofiltros de lecho fluidizado de arena (Crab *et al.*, 2007), y más recientemente se han empleado filtros lecho móvil, conocidos como MBBR (Rusten *et al.*, 2006).

❖ Filtro biológico sumergido

En el filtro biológico sumergido, el medio de soporte se encuentra totalmente sumergido fijo y en contacto con el agua residual (Tetzlaff y Heidinger, 1992) de forma continua. En estos reactores la degradación de contaminantes sucede al paso del agua a través del medio filtrante, para evitar problemas de acumulación de sólidos y de retrolavado se ha optado por incluir sistemas de aireación en estos sistemas. La remoción de contaminantes depende principalmente del área disponible que provea el medio de soporte para el crecimiento de la comunidad bacteriana.

3.2.2 Reactor de lecho móvil

El concepto de reactor de lecho móvil (MBBR) es una tecnología relativamente reciente. Fue concebido en Noruega, durante la década de 1980, en respuesta a los acuerdos por ocho países europeos para reducir las descargas de nitrógeno en el Mar del Norte (Ødegaard *et al.*, 1993^a; Ødegaard *et al.*, 1993^b; Rusten y Eliassen, 1993 y 1994; González, 2002; Weiss, *et al.*, 2005).

Con este fin, los noruegos se enfocaron en un sistema de crecimiento adherido y de bajo mantenimiento, que reduce al mínimo los problemas de operación y mantenimiento asociados a los filtros percoladores y los biodiscos. La primera instalación MBBR comenzó a funcionar en Lardnal, Noruega.

Esta la tecnología ha sido ampliamente utilizada para nitrificación (Hem *et al.*, 1994; Ødegaard *et al.*, 1994; Rusten *et al.*, 1995) y se ha implementado con éxito en RAS para el cultivo intensivo de peces, a pesar de ello, desde hace una década Drennan *et al.*, (2006) señalaban que los parámetros de diseño no estaban bien definidos, y era necesario uniformizar criterios, con el objetivo de hacer una comparación más particular en cuanto a la eficiencia de este proceso (Drennan *et al.*, 2006).

❖ Descripción del proceso del lecho móvil

El principio básico del proceso de lecho móvil es el crecimiento de la biomasa en soportes plásticos que se encuentran en suspensión en el interior de un reactor biológico, es un proceso de mezcla completa y flujo continuo que combina lo mejor de los procesos de crecimiento adherido y suspendido (Ødegaard, 1999; Brinkley *et al.*, 2013). Los MBBR han tenido una importante aceptación por su éxito en grandes plantas de tratamiento de aguas residuales, además de su bajo costo de fabricación, (Ling, 2005; Rusten *et al.*, 2006). Los soportes plásticos se mueven mediante la agitación generada por sistemas de aireación (reactores aerobios) o por sistemas mecánicos (en el caso de reactores anóxicos o anaerobios).

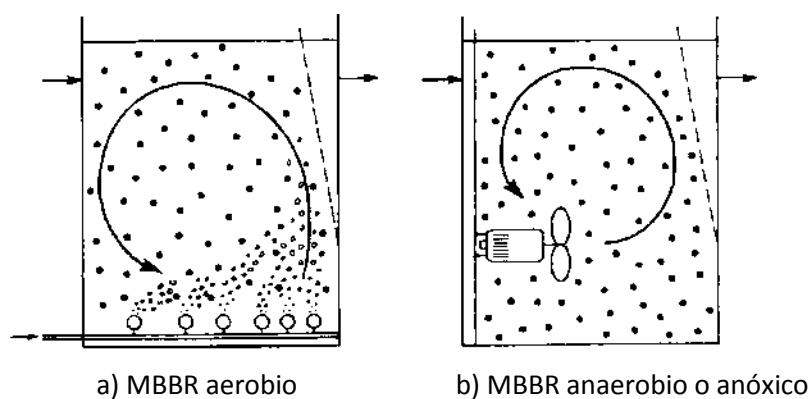


Figura 3.6 Esquema de un reactor de lecho móvil (Rusten *et al.*, 2006)

En el estanque se introducen piezas de plástico con densidades ligeramente inferiores a la del agua (*e.g.* 0.96 g/cm^3) especialmente diseñadas o algún medio plástico que tenga una alta área específica, que sirven como base para el crecimiento de los

microorganismos. El medio más utilizado en sistemas MBBR es Kaldnes K1, (AnoxKaldnes Company, Lund, Sweden; Pfeiffer y Wills, 2011). La turbulencia generada por las burbujas de aire permite que las piezas de plástico se encuentren en movimiento continuo junto con el líquido con lo cual se incrementa el contacto entre los microorganismos adheridos a ellas y los contaminantes del agua residual. Se suele llenar hasta un 70% del volumen del estanque con el material de soporte. En un MBBR se debe de buscar la turbulencia adecuada para evitar un desprendimiento temprano de la biopelícula (Asiedu, 2001). La extracción de lodos en exceso se hace a través de un sedimentador, el cual se diseña como un sedimentador primario convencional.

Los parámetros de diseño para reactores de lecho móvil para aguas residuales municipales están bien definidos (Tabla 3.3), pero para tratamientos de efluentes acuícolas, estos aún no se han uniformizado, debido a las variaciones en los resultados que se obtienen, ya que estas dependen principalmente de la operación de los sistemas de tratamiento.

Tabla 3.3. Parámetros típicos de diseño para reactores de lecho móvil (Rusten *et al.*, 2000, adaptado de Metcalf y Eddy)

Parámetros típicos de diseño para reactores de lecho móvil		
Parámetro	Rango de valores	Unidad
TRH anóxico	1.0-2.0	h
TRH aerobio	3.5-4.5	h
Área específica superficial	200-1200	m ² /m ³
DBO	1.0-1.4	kg/m ³ d
Velocidad de aplicación hidráulica al sedimentador secundario	0.5-0.8	m/h

❖ Ventajas de los reactores de lecho móvil

Los sistemas de reactores de lecho móvil presentan una serie de ventajas, entre las cuales destacan las siguientes:

- ✓ Reducción de volumen de la instalación global en función del área superficial específica del medio de soporte.

- ✓ Son de gran flexibilidad en cuanto al llenado del reactor. Para una operación adecuada del reactor se recomienda un llenado de soporte de 30 a 70%.
- ✓ En este sistema no es necesaria la recirculación de lodos al reactor biológico.
- ✓ Fácil operación y control del proceso.
- ✓ Estos reactores permiten la generación de una biomasa característica de cada tipo de reactor (aerobio, anóxico o anaerobio) dando lugar a la obtención de una biopelícula con una elevada actividad. Experimentalmente se ha constatado que las tasas de nitrificación y desnitrificación en este tipo de procesos son superiores a las obtenidas en los procesos convencionales.
- ✓ Recuperación rápida del proceso ante inhibiciones por la formación de una biopelícula estratificada.

Para la correcta operación de los reactores biológicos, es importante controlar parámetros de operación como: tiempo de retención hidráulico, carga hidráulica, carga orgánica y tiempo de retención celular.

3.2.3 Tiempo de retención hidráulico (TRH)

El tiempo de retención hidráulico, es el tiempo en el cual el líquido permanece en el estanque de aireación de un proceso biológico aerobio, anaerobio o anóxico.

El TRH se expresa como una relación entre el volumen del reactor y el flujo volumétrico de entrada al sistema. El cálculo se realiza de acuerdo a la siguiente ecuación 1:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

TRH - tiempo de retención hidráulico en días (d)

Q - caudal que entra al sistema en m³/d

V - volumen del reactor en m³

Se ha probado que una disminución del tiempo de retención hidráulico afecta de manera significativamente la nitrificación y la remoción de DBO soluble y coloidal, y

disminuye la eficiencia de los sistemas. Cuando se emplean mayores tiempos de retención hidráulica las tasas de remoción se incrementan (Sutton y Mishra 1990; Ocheng *et al.*, 2002; Saucedo *et al.*, 2007).

3.2.4 Carga hidráulica

La carga hidráulica se refiere al caudal aplicado por unidad de superficie del medio de soporte, para sistemas de biopelícula tiene un efecto directo sobre otros parámetros como el Tiempo de Retención Hidráulico y el Tiempo de Retención Celular. Este último influye directamente en la eficiencia del reactor, ya que a mayores TRC las comunidades de bacterias son más abundantes, así como también a mayores TRH las eficiencias de remoción mejoran.

Para procesos de biopelícula la carga hidráulica se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación 2:

$$C.H. = \frac{Q}{A} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

C.H. - carga hidráulica en $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

Q - caudal que entra al reactor en m^3/d

A - área específica superficial total del medio de soporte en m^2

3.2.5 Carga orgánica

La carga orgánica es la cantidad de sustrato o alimento que se les proporciona a los organismos por unidad de tiempo, y tiene una influencia sumamente importante en la remoción y la transformación de nitrógeno, ya que influye directamente en la edad de la biopelícula o tiempo de retención celular. Altas cargas orgánicas inducen un desprendimiento temprano de la biopelícula, las bacterias nitrificantes, al ser de crecimiento lento, no alcanzan a formar comunidades favorables para la remoción de nitrógeno. Para procesos de biopelícula la carga orgánica se calcula mediante la siguiente ecuación 3:

$$CO = \frac{CxQ}{A} \quad (\text{Ec. 3})$$

CO - carga orgánica como gDQO/m²d ó gN-NH₄⁺/m²d

C - concentración del sustrato que entra al reactor en gDQO/m³ ó gN-NH₄⁺/m³

Q - caudal que entra al reactor en m³/d y

A - área total del medio de soporte en m².

Además de calcular la carga orgánica, mediante la ecuación anterior también se puede determinar la carga amoniacal que entra al reactor, en cuyo caso C es la concentración de nitrógeno amoniacal.

3.2.6 Tiempo de retención celular

El tiempo de retención celular es el tiempo promedio que los organismos permanecen en el reactor biológico. En el caso de las biopelículas, al aumentar el tiempo de retención celular aumenta el número de especies que pueden interactuar en el sistema, y se enriquecen las posibilidades de mejorar la eficiencia de remoción de contaminantes.

En el sistema Kaldnes® el tiempo de retención celular para lograr un desarrollo efectivo de bacterias nitrificantes es de 12 y 13 días, para lograr concentraciones en el efluente inferiores a 2.0 mg/l de nitrógeno amoniacal en aguas residuales domésticas (Rusten et al., 1998; Gonzales, 2012). También se ha observado que el crecimiento de las bacterias nitrificantes se inhibe con TRC inferiores, entre 4 y 6 días, dependiendo de la temperatura. Con tiempos de retención celular entre 4 y 13 días se obtuvo nitrificación parcial (Rusten y Eliassen, 1993; Gonzales, 2012).

En este tipo de procesos, la nitrificación y desnitrificación se realizan a bajas cargas orgánicas, ya que se ha demostrado que a altas cargas orgánicas la bacterias nitrificantes se ven inhibidas (Crab *et al.*, 2007; Guerdat *et al.*, 2011), se modifica la estructura de la biopelícula y la comunidad microbiana que forma la biopelícula, hay mayor desprendimiento de la biopelícula y las bacterias nitrificantes no alcanzan un desarrollo óptimo para la nitrificación (Orantes, 2001).

Para sistemas de biopelícula el TRC se determina a partir de la siguiente ecuación:

$$TRC = \frac{ST_{biopelícula} \cdot A}{S_{efluente} \cdot Q} \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde:

$ST_{biopelícula}$ - masa de sólidos en el sistema en mg/m² (Sólidos en la biopelícula)

$S_{efluente}$ - masa de sólidos del efluente en mg/L

A - área del material de soporte en m²

3.3 Procesos de biopelícula

Las biopelículas pueden ser definidas como una estructura compleja coherente de células y productos celulares, como polímeros extracelulares (Characklis y Marshall, 1990), que se forman espontáneamente como grandes gránulos densos o que crecen en superficies sólidas estáticas o soportes suspendidos (Nicolella *et al.*, 2000).

El primer estudio sobre biopelículas sugirió dos etapas para el proceso de colonización microbiana (Characklis y Marshall, 1990). Una de las más prominentes aplicaciones de estas biopelículas ocurre el tratamiento de aguas residuales. En estos procesos, los microorganismos se encuentran adheridos a una superficie sólida mineral, metálica, polimérica u orgánica, denominada medio de soporte, unidos por material extracelular propio (Figura 3.6); esta es funcional siempre que haya materia orgánica y humedad suficientes (Toole *et al.*, 2000; Stoodley *et al.*, 2002). La biopelícula se debe mantener en contacto con el agua residual, ya sea de manera continua o intermitente y los microorganismos van degradando los contaminantes presentes en el agua residual (Iwai y Kitao, 1994).

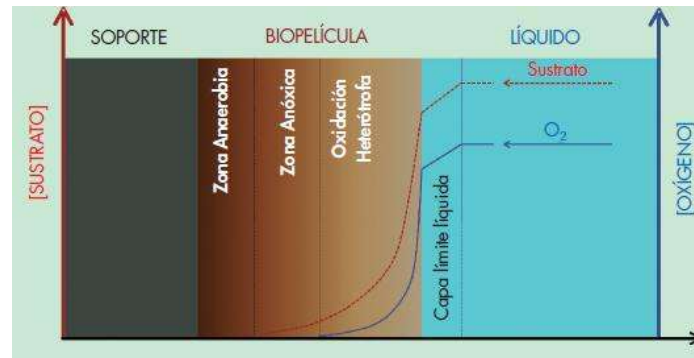


Figura 3.7 Estratificación de una biopelícula gruesa, sobre medio de soporte convencional (Tejero *et al.*, 2012)

La eficiencia de remoción de las biopelículas está en función del área superficial del medio de soporte, de las características del agua residual, las condiciones de operación del sistema y de los procesos de formación y estabilización de la biopelícula.

De manera general estos sistemas se clasifican en dos tipos: los filtros sumergidos y los filtros emergentes (Malone *et al.*, 2000; Crab *et al.*, 2007). Dentro de estos, una variante de los biofiltros sumergidos, son los reactores de lecho móvil o MBBR (por sus siglas en inglés: moving bed biofilm reactors). Estos combinan las ventajas de la estabilidad y capacidad de degradación de la biopelícula, con las ventajas del transporte convectivo de contaminantes hacia la biopelícula, dado por las condiciones de mezcla total del reactor biológico (Iwai y Kitao, 1994).

3.3.1 Materiales de soporte para procesos de biopelícula

Los materiales de soporte son los que proporcionan la superficie para el crecimiento de la biopelícula, por lo que es importante que la superficie proporcionada sea la óptima para el biofiltro (Lekang, 2007). Se recomienda que los materiales a utilizar para procesos de biopelícula cumplan con las siguientes características (Iwai y Kitao 1994; Winkler, 2006):

- ✓ Gran superficie
- ✓ Alta porosidad
- ✓ Estabilidad química y biológica
- ✓ Resistencia mecánica a la presión y abrasión

- ✓ Baja resistencia al flujo de agua
- ✓ Durabilidad
- ✓ Densidad adecuada según el tipo de filtro
- ✓ Precio bajo
- ✓ Fácil abastecimiento
- ✓ Fácil de fabricar y de transportar

Los materiales más utilizados en los procesos de tratamiento de aguas residuales domésticas son los materiales pétreos, sin embargo en sistemas RAS los soportes plásticos son los más comunes.

Para los filtros de lecho móvil se han utilizado medios de soporte especialmente diseñados con elevada superficie específica y una densidad menor que la del agua, como son el AMB® y el Kaldnes®, con áreas específicas van desde 500 y hasta 1200 m²/m³ respectivamente.

3.3.2 Formación de la biopelícula

La formación de la biopelícula es un proceso dinámico y complejo, resultado de la interacción entre una serie de factores físicos, químicos y biológicos (Characklis y Marshall, 1990), en el que los microorganismos crecen y se adhieren fuertemente a una superficie (Deibel *et al.*, 2003; Gonzáles 2012). Las principales etapas de formación de una biopelícula se describen a continuación:

❖ Colonización o inducción

Las bacterias u organismos presentes en el agua residual deben entrar en contacto con la superficie y adherirse a ella para realizar una colonización incipiente y posteriormente reproducirse (Characklis y Marshall, 1990). La primera adhesión puede darse por secreción de polímeros o por fijación con flagelos (Mitchell, 1978). La fijación inicial se efectúa en las zonas más rugosas del medio de soporte (Donlan, 2002; Gonzáles 2012) y

dependerá de factores ambientales, como la temperatura, el pH, así como de la naturaleza del soporte y del sustrato.

❖ **Adherencia**

Una vez que algunos organismos logran adherirse a la superficie, se inicia el desarrollo de las primeras capas de bacterias. Este proceso de adhesión al soporte está compuesto por dos fases, una primera fase reversible y posteriormente una fase irreversible. La fase reversible consiste en una unión débil de la bacteria con el medio de soporte, mediante fuerzas de van der Waals, fuerzas electrostáticas, e interacciones hidrofóbicas. En cambio la fase irreversible, está determinada por las propiedades físicas de las moléculas en la superficie celular y la formación de puentes de polímeros extracelulares responsables del anclaje de las células al medio de soporte (Lopes *et al.*, 1999). Los EPS se componen de una amplia variedad de proteínas, glicoproteínas, glicolípidos y ADN extracelular. Los biopolímeros en los EPS están altamente hidratados y forman una matriz que mantiene unida la biopelícula, retiene el agua y además interactúa con el medio para proveer nutrientes para los organismos de la biopelícula (González, 2012).

❖ **Estabilización**

Esta fase se lleva a cabo cuando, desde un punto de vista teórico, se tienen todas las especies presentes y se ha alcanzado un equilibrio trófico (González, 1998). Desde el punto de vista ecológico, es el tiempo de maduración que el sistema biológico, requiere para que se establezcan las relaciones entre los diferentes organismos y que el número de individuos de cada grupo no cambie con respecto al tiempo. Desde el punto de vista práctico, el número de individuos de cada especie cambiará de acuerdo los factores (i) abióticos, que son los ambientales y los efectos que ocasionen sobre la biopelícula, los nutrientes y otras sustancias contenidas en el agua residual y (ii) los bióticos, que son los generados por la relación entre los diferentes organismos que forman la biopelícula.

❖ **Desprendimiento**

El desprendimiento debe ser considerado como una etapa más del ciclo de vida de la biopelícula (Hall-Stoodley y Stoodley, 2005) y puede ser causado por (a) la hidrólisis de PHB en condiciones anaerobias, (b) acción mecánica del movimiento de macroinvertebrados, (c) la acción del agua sobre la superficie de la biopelícula (Characklis y Marshall, 1990; Chaudhry y Beg, 1998; Gavrilesco y Macoveanu, 2000; Nicolella *et al*, 2000; Cassey *et al*, 2000) y (d) la depredación (Characklis y Marshall, 1990). Aunque bajo las condiciones en las que se trabajan los biofilms en procesos de tratamiento de aguas residuales, su desprendimiento es periódico y en este caso dependerá principalmente de las condiciones hidrodinámicas causadas por la velocidad del líquido o del mecanismo de mezclado a que este sometido el sistema (González 2012).

3.3.3 Características físicas de la biopelícula

Las biopelículas presentan diferentes características en cuanto a la densidad, espesor y forma, que dependen de las condiciones de operación de los sistemas (Nicolella *et al.*, 2000), no obstante, se debe de buscar una turbulencia óptima del sistema (Odegaard, 1999), debido a que altas turbulencias inducen al desprendimiento de la biopelícula sin alcanzar una estabilización. Además de la turbulencia generada, ya sea por la aireación o por las condiciones de mezclado, las características de la biopelícula también dependen de la cantidad y características del agua residual, así como de factores ambientales.

❖ Color

Al inicio del proceso el color de la biopelícula es gris o gris marrón, con una biopelícula filamentosa, y cuando el proceso ha avanzado este se vuelve amarronado o rojizo, amarronado gelatinoso y menos filamentoso (Welter *et al.*, 2013). Si la biopelícula es gris indica la presencia de materia orgánica carbonosa y cuando el color cambia a amarronada rojiza es característica de que predominan microorganismos nitrificantes (Welter *et al.*, 2013).

❖ Densidad

La densidad de la biopelícula estará en función de la densidad de las células, los exopolímeros, el sustrato, la cantidad de agua, los productos residuales (Wood y Whitaker, 1999) y del oxígeno disponible para los microorganismos. Las mayores densidades en una biopelícula se alcanzan cuando se presentan cargas orgánicas más bajas (Wäsche *et al.*, 1999). Además, se debe de tomar en cuenta que el crecimiento de la biomasa modifica las condiciones de mezclado, debido a que la biopelícula tiene una mayor densidad que la del soporte (Nicolella *et al.*, 2000). La densidad de la biopelícula fluctúa entre 30 y 100 mg/cm³ (Tyagi y Vembu, 1990). Es importante notar que la densidad puede variar entre las capas que forman la biopelícula, siendo mayor en las zonas profundas de la misma, debido a la porosidad presente en la superficie.

❖ **Espesor**

El espesor de la biopelícula indica la cantidad de biomasa sobre el medio de soporte y en el reactor. Este parámetro es considerado un factor importante en la eficiencia del proceso (Lazarova y Manem, 1994; Nikov *et al.*, 1999; Orantes, 2001). El espesor de la biopelícula depende de varios factores como las condiciones hidrodinámicas dentro del reactor, las características del medio de soporte, la edad de la biopelícula y las condiciones de operación del reactor. Comúnmente las biopelículas en los reactores de tratamiento de agua tienen un espesor que va desde 0.07 hasta 2mm. El espesor de la biopelícula es uno de los parámetros que controla la forma y los perfiles de difusión de nutrientes al interior de la biopelícula (Beyenal y Lewandowsky, 2000), por lo que una película delgada, activa y estable, ofrece más ventajas para el tratamiento del agua residual, ya que permite un mejor intercambio de nutrientes (Lazarova y Manem, 1994; Larsen y Harremöes, 1994). Una biopelícula con mayor espesor, permite llevar a cabo una combinación de metabolismos aerobio y anaerobio que podrían darle una mayor eficiencia al sistema (Orantes, 2001). En este tipo de biopelícula se distinguen dos zonas; una de bacterias activas que se encuentran en la superficie que obtienen nutrientes por difusión y una de bacterias que se encuentran en la zona profunda con una actividad metabólica limitada,

mediante procesos de fermentación ácida, oxidación de la materia orgánica y reducción de los iones nitritos y nitratos formados en la capa aerobia (Orantes, 2001).

3.3.4 Composición de la biopelícula

La composición de la biopelícula depende principalmente del tipo de sistema (Characklis y Marshall, 1990). Las bacterias y la matriz de sustancias poliméricas extracelulares de origen microbiano son los dos componentes de mayor importancia (Characklis y Marshall, 1990; Lazarova y Manem, 1995).

❖ Bacterias

En las biopelículas, las bacterias son los microorganismos más abundantes, constituyen entre un 80 y un 90 % de la biomasa expresadas como masa seca. Las bacterias que podemos encontrar son: *Alcaligenes spp.*, *Beggiatoa spp.*, *Escherichia spp.*, *Flavobacterium spp.*, *Pseudomonas spp.*, *Sphaerotilus spp.* y *Zoogloea spp.*; por otro lado, si las condiciones son favorables y hay nitrógeno amoniacal presente, entonces también se encuentran bacterias autótrofas: *Nitrosomonas spp.*, *Nitrobacter spp.*, y *Nitrospira spp.* (Hoang *et al.*, 2014), las cuales habitan dentro de la matriz gelatinosa formada por las heterótrofas, fundamentalmente las *Zoogloea sp.* (Habeck-Tropfke, 1980). En condiciones de baja carga orgánica, se van a tener altos tiempos de retención celular, en esas condiciones se va a favorecer el crecimiento de las bacterias autótrofas (Akker *et al.*, 2011). En el caso de los filtros biológicos aplicados a la acuicultura ambos grupos de bacterias, dado que se tienen bajas cargas orgánicas y una presencia importante de nitrógeno amoniacal.

❖ Algas

Las algas son importantes componentes de las biopelículas expuestas a la luz (Characklis y Marshall, 1990), y se encuentran en lugares donde la iluminación es adecuada para su metabolismo. Las algas son comunes en cualquier parte de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, pero su participación en la degradación de compuestos es despreciable. Estos organismos son responsables de la mayoría de la

producción primaria, en hábitats acuáticos forman el mayor componente, a pesar de ello no son los primeros colonizadores de biopelículas en agua expuestas a la luz.

❖ **Protozoarios**

En las biopelícula se pueden encontrar diversos grupos de protozoarios: los ciliados, las amebas, (también llamados depredadores primarios) y los flagelados, los cuales se alimentan de material orgánico disuelto. Se han observado un número bajo de amebas y flagelados, por lo tanto su actividad depredadora es despreciable. A diferencia, los ciliados tienen una función importante ya que se alimentan principalmente de bacterias y su número puede llegar a valores hasta 5 % determinado como materia seca.

❖ **Macroinvertebrados**

Los macroinvertebrados, también son denominados depuradores secundarios, ya que se alimentan no sólo de bacterias, sino también de otros microorganismos, como protozoarios y de partículas de materia orgánica. Además, participan en el proceso de desprendimiento de la biopelícula. Los macroinvertebrados más comunes son los rotíferos, así como algunos nematodos, insectos y sus larvas.

3.4 **Remoción biológica de nitrógeno**

La remoción biológica de nitrógeno en sistemas RAS se da en dos etapas; la nitrificación y la desnitrificación. No obstante, las condiciones de los efluentes acuícolas no son favorables para realizar el proceso de desnitrificación, debido a que las concentraciones de oxígeno de los efluentes acuícolas son muy altas para la concentración en que se realiza el proceso. Además de la falta unificar conceptos de diseño y operación de sistemas desnitrificantes aplicados a RAS (Rijn *et al.*, 2006)

3.4.1 **Nitrificación**

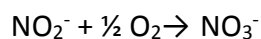
El proceso de nitrificación consiste en la oxidación del amoníaco o amonio hasta nitratos (NO_3^-), y se realiza por medio de bacterias nitrificantes autótrofas, bajo condiciones estrictamente aerobias. La nitrificación puede ser afectada por la temperatura, el pH, la penetración de oxígeno en la biopelícula, la relación C/N y el TRC

(Rusten y Eliassen, 1993; Orantes, 2001). La presencia de oxígeno es vital para este proceso, de otra forma se realizará parcialmente, como consecuencia de la inhibición de la actividad catalítica de las bacterias nitrificantes. Este proceso es realizado por dos tipos de bacterias principalmente (*Nitrosomonas spp.* y *Nitrobacter spp.* aunque se pueden encontrar otras especies) y se realiza con mayor eficiencia a temperaturas por arriba de los 10 °C.

La primera etapa la realizan *Nitrosomonas europea* y *monocella* y *Nitrosococcus* y consiste en la oxidación del amoniaco o amonio hasta nitritos (NO_2^-), de acuerdo a las siguientes reacciones:



La segunda etapa es la oxidación de nitritos a nitratos realizado por las bacterias *Nitrobacter winogradskyi* y *Nitrobacter nitrocystis* (Winkler, 2006), de acuerdo a la siguiente reacción:



La siguiente ecuación representa la reacción global del proceso de nitrificación.

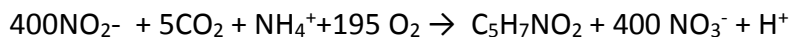


Para que este proceso se realice de forma completa se requiere una concentración de oxígeno disuelto mayor a 1 mg/L, pero en la práctica se recomienda que la concentración de oxígeno disuelto esté por encima de 2 mg/L (Metcalf y Eddy, 1995), con un pH cercano al neutro. Durante la oxidación del amonio a nitratos se genera biopelícula, ya que las bacterias crecen y se dividen, por lo que la masa celular aumenta. Esta biomasa puede ser descrita como $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$. A continuación se describen los procesos de generación de biomasa.

En la primera etapa se utilizan bacterias *Nitrosomonas spp.*:



Y en la segunda etapa *Nitrobacter spp.*:



Las bacterias autótrofas tienen bajas tasas de crecimiento, comparadas con las bacterias heterótrofas, por lo que, cuando hay condiciones favorables para las heterótrofas, generalmente se reduce la tasa de nitrificación. La tasa de crecimiento de las bacterias autótrofas es de 0.2 gSSV/gN, lo cual las hace vulnerables frente a proporciones altas de relación C/N, ya que las bacterias heterótrofas tienen tasas de crecimiento mayores.

Por lo anterior, es importante conocer la carga orgánica y la relación C/N, ya que para tener altas eficiencias en la remoción de amonio se requieren bajas cargas orgánicas y relaciones C/N menores que cinco, aunque idealmente menores que dos.

3.4.2 Factores que afectan la nitrificación

Los organismos nitrificantes son muy sensibles a factores ambientales como temperatura, pH, concentración de oxígeno disuelto (OD), presencia de sustancias inhibitoras o falta de micronutrientes (Winkler, 2006). Las tasas de nitrificación se pueden ver disminuidas ante una alteración de estos factores.

❖ Efecto del potencial hidrogeno (pH)

Existe un amplio rango de valores de pH reportados bajo los cuales se realiza el proceso. Esto sugiere que las condiciones bajo las cuales se cultivan las bacterias pueden afectar su respuesta al pH (Kaiser y Wheaton, 1983; Timmons *et al.*, 2000). No obstante, investigaciones recientes sugieren que el intervalo óptimo de pH es de 7.2 a 7.8 (Antoniou *et al.*, 1990; Timmons *et al.*, 2000) aunque los filtros nitrificantes han operado en un rango mucho más amplio, entre 6 y 9 alcanzando tasas máximas de nitrificación con pH alrededor de 8.5 (Grady *et al.*, 1999).

❖ Efectos de la alcalinidad

La alcalinidad es una medida de la capacidad amortiguadora de un sistema acuático. De acuerdo a la literatura se ha determinado que para cada gramo de nitrógeno de amonio reducido a nitrógeno de nitratos se consumen 7.14 gramos de alcalinidad expresada como CaCO_3 . La pérdida de alcalinidad durante el proceso de nitrificación, se puede recuperar fácilmente mediante la adición de bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o algún otro bicarbonato. Como regla general se recomienda adicionar 0.25 kg de bicarbonato de sodio por kg de alimento (Timmons *et al.*, 2000).

❖ Efectos de la Temperatura

La temperatura rige el sistema y se selecciona en función de la temperatura en la que se desarrollan los peces en cultivo, al mismo tiempo es uno de los factores más influyentes en las reacciones químicas, por lo cual requiere especial atención. En general, las velocidades de reacción de nitrificación siguen una relación de Arrhenius, es decir, con una disminución de 10 °C (Timmons *et al* 2000).

❖ Efectos del oxígeno disuelto

El oxígeno es un factor imprescindible en el proceso de nitrificación, ya que al ser un proceso aerobio, es un factor limitante que en su ausencia hay competencia con las bacterias heterótrofas. Para cada gramo de nitrógeno de amonio oxidado se requieren 4.57 gramos de oxígeno y se debe mantener una concentración de al menos 2 mg/L para iniciar el proceso de nitrificación.

❖ Efectos de la relación C/N en la nitrificación

La relación DQO/N del influente provoca la competencia en el crecimiento de las diferentes poblaciones microbianas, y consecuentemente, define la composición de la biopelícula (Fdz-Polanco *et al.*, 2000; Carrera, 2001). Esta competencia se da entre las poblaciones de microorganismos autótrofos y heterótrofos (Crab *et al.*, 2007), la cual ha sido claramente observada en los sistemas de crecimiento adherido.

Si los valores de esta relación son altos, indican que la materia orgánica está en exceso con respecto a las formas reducidas del nitrógeno, por lo cual se verán favorecidas las bacterias heterótrofas en detrimento de las autótrofas encargadas del proceso de nitrificación (Harremoës y Sinkjaer, 1995).

Con relaciones $C/N > 5$, se considera que hay una combinación de procesos de oxidación del carbono y nitrificación (Barajas, 2002). Por otro lado, con una relación $C/N < 3$ utilizando glucosa como fuente de energía es necesaria para que se realice el proceso de nitrificación (Akunna *et al.*, 1994). Otras investigaciones observaron que cuando se alcanzan relaciones $C/N < 0.5$ el proceso puede considerarse exclusivamente a la eliminación de nitrógeno (Barajas, 2002).

3.4.3 Cinética de nitrificación

La capacidad de nitrificación de un biofiltro está determinada por la biopelícula (Malone y Pfeiffer, 2006). Debido a los efectos de difusión en biopelículas, las tasas de nitrificación son muy dependientes de las concentraciones de NAT y oxígeno disuelto (Rusten *et al.*, 2005). Normalmente, a altas concentraciones de NAT el oxígeno será el sustrato limitante de la velocidad de nitrificación, aunque a bajas concentraciones el sustrato limitante será el NAT. En los sistemas acuícolas las concentraciones de NAT deben de mantenerse bajas, por lo que el para fines prácticos el NAT será sustrato limitante de la velocidad o tasa de nitrificación.

Para reactores MBBR se desarrolló hace algunos años un modelo para predecir las tasas de nitrificación, (Rusten *et al.*, 1995). El modelo está representado por la siguiente ecuación:

$$r_N = k(S_N)^n \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde:

r_N - tasa de nitrificación como $\text{g N-NH}_4^+ / \text{m}^2\text{d}$

k - constante de velocidad de reacción

S_N - concentración de TAN en el reactor como $\text{mg N-NH}_4^+ / \text{L}$

n - constante del orden de la reacción

Hem *et al.*, (1994) estableció para MBBR un valor para $n=0.7$ y la velocidad de reacción dependerá de las características del agua residual, temperatura y otros parámetros que influyen en el crecimiento de organismos nitrificantes (Rusten *et al.*, 2005).

Rusten *et al.*, (2006) encontró un valor para $k = 0.5$ para mejor ajuste del modelo presentado anteriormente.

Además del modelo anterior, la relación de Monod también ha sido usada para predecir las tasas de nitrificación. Esta se usa para describir la relación entre tasa de utilización del sustrato y el sustrato. La cinética de Monod se basa en la cinética enzimática de Michaelis-Menten (Knowles *et al.*, 1965; Malone *et al.*, 1993), que presupone la limitación de sustrato en el contexto de una reacción enzimática.

3.4.4 Desnitrificación

La desnitrificación biológica es una parte integral de la remoción biológica de nitrógeno, en tratamiento de aguas residuales y en acuicultura es uno de los procesos más importantes, particularmente en sistemas RAS (Suhr *et al.*, 2012). La desnitrificación consiste en la transformación biológica de los nitratos en gas nitrógeno. Este proceso se realiza bajo condiciones anóxicas, en las cuales el oxígeno de los nitratos, en ausencia de oxígeno disuelto, es usado como aceptor de electrones para la respiración (Brock y Medigan, 1991; Suhr *et al.*, 2012). Pero en sistemas acuícolas esta condición es difícil de alcanzar, ya que los efluentes tienen altas concentraciones de oxígeno disuelto. En el cultivo de peces es de vital importancia mantener altas concentraciones de oxígeno disuelto (*e.g.* 5 mg/L), ya que bajas concentraciones limitan la actividad metabólica y por consiguiente el crecimiento de los peces. Adicionalmente, los reactores desnitrificantes no son usados extensivamente (Suhr *et al.*, 2012), debido principalmente a los altos requerimientos de electricidad y otras inversiones, no obstante, su implementación se podría ver reflejado en la reducción de la demanda de agua y la sostenibilidad ambiental (Martins *et al.*, 2010). Las bacterias encargadas de este proceso pueden ser autótrofas

aeróbicas o heterótrofas que pueden transformarse para tener un crecimiento anaeróbico cuando se usa el nitrato como aceptor de electrones (Bitton, 1994).

Las bacterias desnitrificadoras pertenecen a varios géneros, no obstante, las más frecuentemente encontradas en el agua y en las aguas residuales son: *Pseudomonas fluorescens*, *P. Aeruginosa*, *P. denitrificans* y *Alcaligene ssp.* (Bitton, 1994).

3.5 Antecedentes de reactores MBBR aplicados en RAS

Los RAS surgen en base a los conceptos desarrollados por Lio y Mayo, (1972), como una respuesta las regulaciones ambientales en naciones con limitado acceso a tierras y agua (Zhang et al., 2011). Estos sistemas permiten un desarrollo sustentable de la acuicultura mediante la reducción del consumo de agua y la gestión de residuos (Martins et al., 2010; Badiola et al., 2012; Pedersen et al., 2012)

Los MBBR se han usado en sistemas acuícolas recirculados, para evaluar la eficiencia de estos sistemas en la remoción de nitrógeno. De acuerdo a la literatura, se demuestra que estos sistemas son altamente eficientes para la remoción de nutrientes, aunque algunos estudios se han centrado en la evaluación de los tipos de materiales existentes en el mercado para la remoción de nitrógeno, evaluando las tasas de remoción. Pfeifer y Wills, (2011) evaluaron tres tipos de materiales disponibles en el mercado para MBBR (K1 Kaldnes®, MB3®, AMB®). Estos autores demostraron que el MB3 presenta mejor eficiencia que K1 Kaldnes® y AMB®, con una tasa volumétrica de remoción de nitrógeno amoniacal de 186.4 g-NAT /m³d contra 172 g-NAT /m³d y 139 g-NAT /m³d para AMB® y K1 Kaldnes®.

Así mismo se ha demostrado que los filtros de lecho móvil son más eficientes que los filtros de lecho fijo, ya que se obtienen tasas volumétricas de remoción de nitrógeno amoniacal de 231 g-N /m³d y 92 g-N /m³d respectivamente, aun en condiciones de menor área superficial específica para el filtro de lecho móvil (Suhr y Pedersen, 2010).

Recientemente la evaluación de las tasas de nitrificación bajo tres diferentes cargas de nitrógeno amoniacal de 0.084, 0.112 y 0.187 g-NAT/m²d, variando las concentraciones del influente del MBBR (0.31, 0.37, 0.62 mg/L) evidenciaron que la eficiencia de remoción de

nitrógeno amoniacal, disminuyó con el incremento de la carga de NAT de 90.32% a 83.87%, pero se lograron mantener las concentraciones de NAT dentro de los límites permitidos (Terjesen *et al.*, 2013), esto muestra que los MBBR podrían ser eficientes para la remoción biológica de nitrógeno, por lo que su aplicación en RAS se percibe muy prometedora, pero como ya se señaló, se deben estudiar para estandarizar sus criterios y parámetros de diseño.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se realizó en el Laboratorio de Acuática de la Facultad de Biología de la UMSNH. Se partió del (i) un análisis preliminar del filtro biológico sumergido, que era usado como proceso de tratamiento de agua en las unidades de cultivo acuícola. Posteriormente se hizo (ii) la reingeniería del sistema para adaptar e implementar un sistema acuícola de cultivo intensivo, completamente recirculado, con un reactor de lecho móvil para el tratamiento de agua residual. Finalmente (iii) se evaluó la factibilidad de usar el reactor de lecho móvil para el tratamiento de agua, enfocándose principalmente a la remoción de nitrógeno amoniacal.

4.1 Evaluación preliminar del filtro biológico sumergido

El filtro biológico sumergido, que se encontraba instalado en el Laboratorio de Acuática de la Facultad de Biología fue evaluado en términos de su eficiencia de remoción de contaminantes (Viveros-Viveros *et al.*, 2013). Este sistema estaba integrado con 15 estanques, con cultivos de tilapia (*Oreochromis niloticus*) con diferentes tallas. El volumen total de cultivo era de 83.8 m³, y se trabajó con densidades de cultivo de 1.25 hasta 20 peces/m³, equivalente a una densidad de cultivo de 0.5 a 8 kg/m³.

Para el análisis del biofiltro se realizó un muestreo de los parámetros más significativos relacionados con la calidad del agua, para determinar la eficiencia del sistema de tratamiento. Los parámetros seleccionados para este análisis fueron: oxígeno disuelto (OD), temperatura (T), nitrógeno total (N_T), nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos (N-NO₂⁻), nitratos (N-NO₃⁻), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST). Para llevar a cabo el muestreo se seleccionaron sitios estratégicos, tanto para verificar la calidad del agua de los estanques, como para determinar la eficiencia de remoción de nitrógeno del reactor biológico. De cada sitio seleccionado de muestreo se tomaron tres muestras para cada análisis durante dos meses con una frecuencia de muestreo de dos veces por semana.

4.2 Reingeniería del RAS

El laboratorio Biología Acuática de la UMSNH cuenta con sistema acuícola con recirculación, integrado por 10 estanques (Tabla 4.1), un filtro biológico, una red de distribución del agua a los estanques y una red de drenaje de agua de los estanques hacia el filtro biológico. Además cuenta con un sistema de aireación mediante 4 aireadores que suministran oxígeno a los estanques de cultivo y tratamiento.

❖ Tanques de cultivo

El RAS está integrado por 11 estanques de cultivo, construidos de concreto armado, con diferentes capacidades de almacenamiento (Tabla 4.1). Cada estanque cuenta con dos líneas de suministro de agua: una de agua recirculada, que proviene del sistema de tratamiento y una de agua limpia o de recambio. También cuentan con una red de drenaje hacia el sistema de tratamiento y una a la red de alcantarillado sanitario, únicamente para lavado y mantenimiento de los estanques.

Tabla 4.1. Capacidad de los estanques de cultivo de tilapia en el laboratorio de biología acuática de la UMSNH

Número de estanques	Capacidad (m ³ /tanque)	Capacidad total (m ³)
4	5.4	21.60
3	3	9.00
4	2	8.00
Total =		38.60

Para el presente estudio se utilizó sólo un estanque, con capacidad de 5.40 m³. Se trabajó con una densidad de cultivo de peces de aproximadamente 35 kg/m³ (*i.e.* 190.93±1.60 kg de tilapia en el sistema), al inicio de cada corrida experimental. A este sistema se le suministró una tasa de alimentación promedio de 2.79 kg_{alimento}/d, aproximadamente equivalente al 1.5 % del peso vivo total diariamente.

❖ Red de distribución

La red de distribución de agua a los estanques (Figura 4.3) se integró por una línea principal y líneas secundarias con diámetro de 3" y 2" respectivamente. El sistema cuenta con válvulas de bola, para regular el flujo en cada estanque. También se tiene un cárcamo de bombeo para bombear el efluente del sistema de tratamiento a los estanques de cultivo. Esta red contó con una serie de piezas especiales, que generan grandes pérdidas de energía (Soto *et al.*, 2013), disminuyendo la eficiencia del sistema de bombeo.

Se calcularon los caudales mínimos necesarios para evitar la acumulación y consecuente aumento en las concentraciones de CO₂, SST, OD y NAT en los estanques de cultivo de tilapia. También se tomó en consideración la variación de caudal derivado de la eficiencia de las bombas y el sobrecalentamiento del equipo de bombeo a caudal bajo. Con base en estos análisis, se decidió trabajar con el caudal de 0.932 L/s. Se utilizaron dos bombas marca Siemens® una de 2 HP y otra de 1.5 HP para bombear el efluente del sistema de tratamiento a los estanques de cultivo de peces.

❖ Red de drenaje

El sistema cuenta con una red de tuberías para coleccionar el agua y enviarla al sistema de tratamiento (Figura 4.1). Esta red de drenaje no tenía la capacidad hidráulica suficiente para desalojar el caudal necesario para una densidad del cultivo a 35 kg/m³ en los estanques. Se colocaron cuatro sifones, uno por estanque, con capacidad necesaria drenar un flujo de 3.43 L/s.

❖ Instalación de la línea de aire y difusores

Se instaló una línea de abastecimiento de aire, para el reactor de lecho móvil. La línea de aireación se conecta a 4 difusores de plato circular de 9 pulgadas de diámetro (Figura 4.1). Los difusores son de membrana, de burbuja fina, marca FlexAir®, que permitieron tanto abastecer de oxígeno a las bacterias nitrificantes, manteniendo siempre concentraciones superiores a los 2mg/L, como mantener el material de soporte en movimiento.

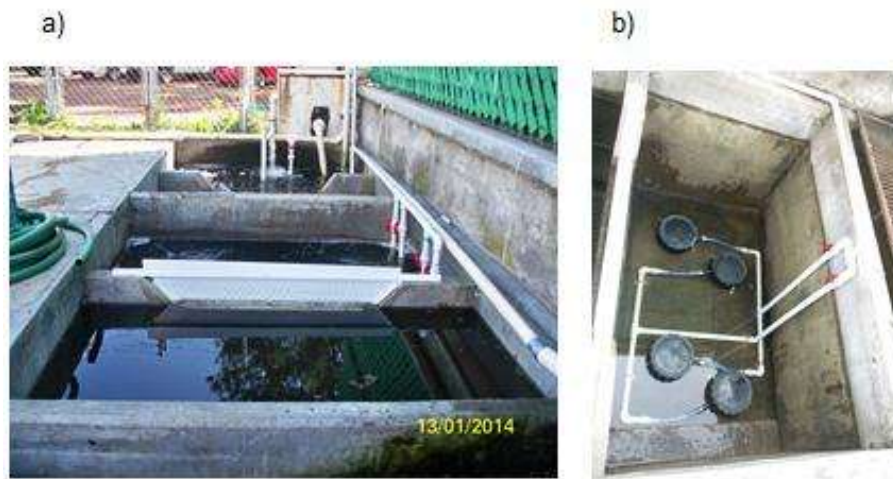


Figura 4.1. a) Vista general del sistema de tratamiento; b) Instalación del sistema de aireación del reactor de lecho móvil

❖ **Instalación de un calentador eléctrico**

Se instaló un sistema termoregulador de paso, para controlar la temperatura del agua a 25° C, dado que es una temperatura adecuada para el cultivo de la tilapia. El termoregulador se conectó a través de una tubería de 1 pulgada y se reguló su flujo para mantener un caudal máximo de 2.5 L/s.

4.2.1 Sistema de tratamiento de agua

El sistema de tratamiento de agua se alojó en los cinco tanques en los que originalmente estaba alojado el filtro biológico. Estos tanques fueron modificados para instalar el sistema de tratamiento de agua con procesos de: filtración, sedimentador primario, reactor de lecho móvil, sedimentador secundario y tanque de rebombeo (Tabla 4.2; Figura 4.2)

Tabla 4.2. Capacidad instalada del biofiltro y función de cada etapa en el sistema de tratamiento de agua

Tanque	H (m)	h (m)	L (m)	B (m)	Vol (m ³)	Función
T-1	1.05	0.85	1.10	2.00	1.87	Filtración
T-2	1.05	0.85	1.10	2.00	1.87	Sedimentación
T-3	1.05	0.83	1.10	2.00	1.82	Reactor de lecho móvil
T-4	1.05	0.83	1.10	2.00	1.82	Sedimentación
T-5	1.05	0.80	1.10	2.00	1.76	Rebombeo

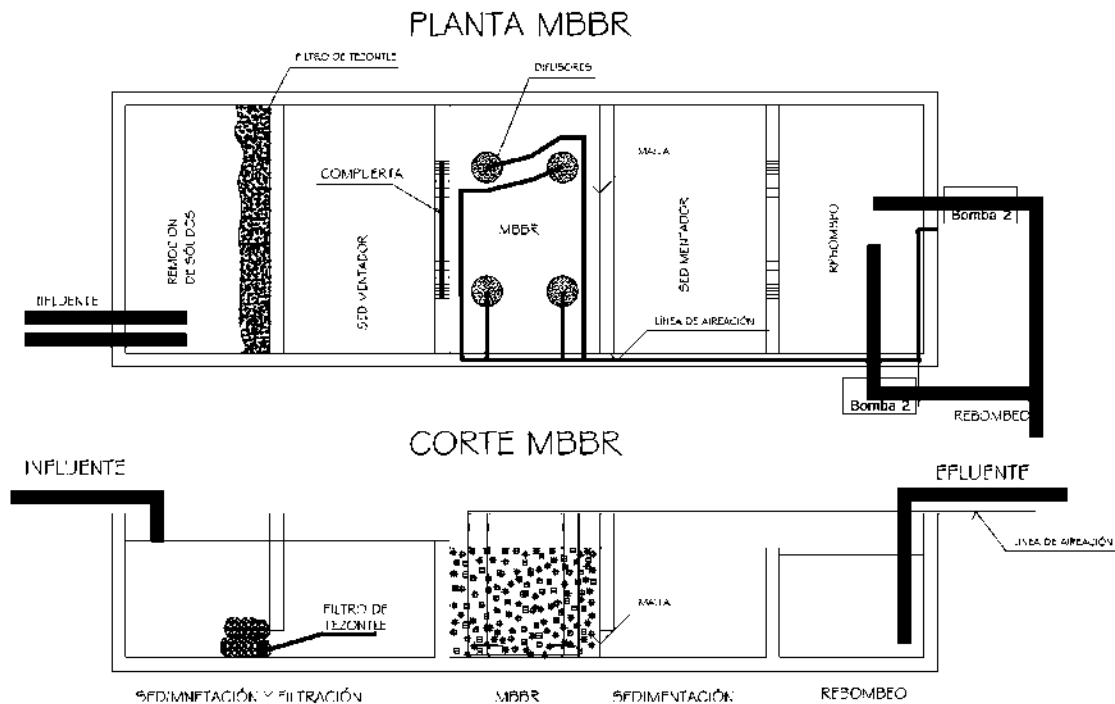


Figura 4.2 Diagrama en planta y corte, del sistema de tratamiento de agua en el RAS

4.2.2 Diseño de reactor MBBR

El diseño del reactor de lecho móvil se basa tanto en la metodología de Remoción volumétrica total (VTR por sus siglas en inglés, Volumetric total removal) (Timmons *et al.*, 2010), como en la metodología de Remoción total superficial (ATR, por sus siglas en inglés Areal Total Removal) (Metcalf y Eddy Inc., 2003).

Se determinó trabajar con porcentajes de llenado de material de soporte que van de 30 a 50% del volumen del reactor. El medio de soporte utilizado fue el Kaldes®, con densidad de masa 0.96 g/cm^3 y densidad de área superficial de $50 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Sus medidas son 7.1 mm de longitud, 9.1 mm de diámetro.

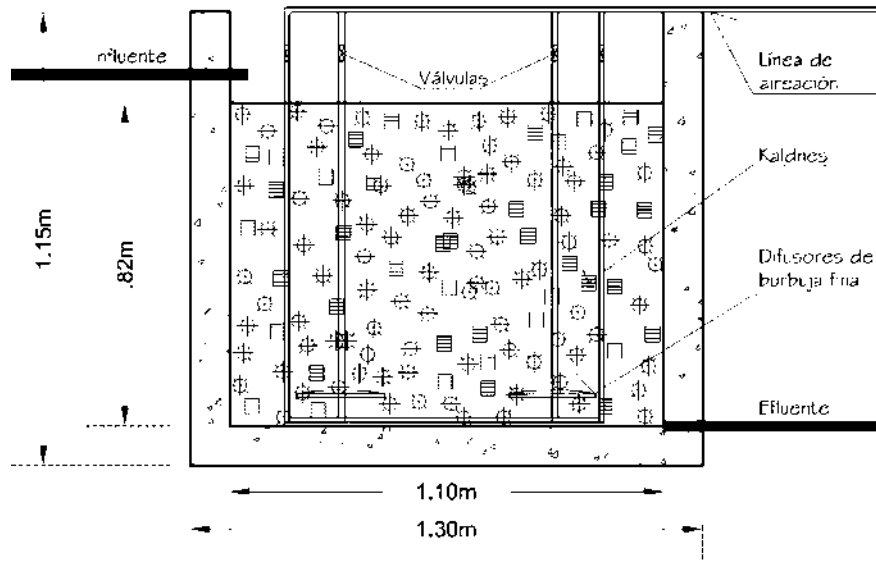


Figura 4.3 Diagrama del reactor de lecho móvil

4.2.3 Pruebas de biodegradabilidad de la materia orgánica del efluente acuícola

Adicionalmente a la reingeniería del reactor de lecho móvil, se determinó la biodegradabilidad de la materia orgánica del efluente acuícola, tanto para poder establecer las relaciones C/N, como para estimar el intervalo de carga orgánica en el que sería conveniente operar el reactor de lecho móvil. Para el análisis de la biodegradabilidad del sustrato del efluente acuícola se realizaron 5 corridas en Batch (Cázarez y Orantes, 2014).

Tabla 4.3. Condiciones experimentales de cada corrida en Batch

FUENTE DE BIOMASA	Corrida	S_0/X_0 (mgDQO/mgSSV)	SSV ₀ (mgSSV/L)	DQO ₀ (mgDQO/L)	Sustrato exógeno C ₂ H ₄ O ₂ (mL)
Lodos activados	I	0.05	750	84	0
	II	0.1	800	75	0.5
	III	0.3	825	118	2.95
	IV	0.5	1150	101	6.37
	V	0.7	1100	115	9.35

Las pruebas de biodegradabilidad se realizaron biomasa de una planta de tratamiento en operación ya estabilizada, para garantizar una actividad bacteriana degradativa de efluentes con contaminantes diversos.

4.3 Inóculo del material de soporte

Para arrancar un sistema de tratamiento, primero se inoculó el material alimentando, según la metodología propuesta por Lekang (2007), un sustrato a base de sacarosa ($C_{12}H_{22}O_{11}$), fosfato de amonio ($(NH_4)_2HPO_4$) y urea (CH_4N_2O) en tres etapas (Tabla 4.4).

Tabla 4.4 Relaciones de trabajo del inóculo

Etapa de inoculación	C/N	Sacarosa	Urea	Bacterias que colonizan el material de soporte
	(mg _C /mg _N)	(g/L)	(g/L)	
1	10	15.14	15.97	heterótrofas
2	5	89.06	19.40	transición
3	1	44.53	46.37	autótrofas

Una vez colonizado el material de soporte (Figura 4.4), éste era trasladado al reactor para que la biomasa empezara a degradar el efluente de los estanques de cultivo de peces. El reactor inició operación y se dejó un tiempo, equivalente a 5 TRC (i.e. aproximadamente un mes) para permitir la adaptación de la biopelícula al nuevo sustrato.



Figura 4.4 Material inoculado con una relación C/N/P de 150/30/1

4.4 Seguimiento del reactor MBBR

Para el seguimiento del comportamiento del reactor durante el periodo experimental, se analizaron muestras en tres puntos (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Parámetros de operación del reactor

Parámetro	Frecuencia de muestreo	Influyente	MBBR	Efluente
DQO	3 x semana	si	no	si
NT		si	no	si
NAT (N-NH ₃ + N-NH ₄ ⁺)		si	no	si
N-NO ₂ ⁻		si	no	si
N-NO ₃ ⁻		si	no	si
SST		si	no	si
SSV		si	no	si
Alcalinidad	diario	si	no	si
T		si	si	no
pH		si	si	no
OD		si	si	no

Al inicio de cada corrida se hizo un recambio de la totalidad del agua del sistema y se ajustó la densidad de cultivo de peces a 35 kg/m³. Se realizó un muestreo para determinar las condiciones iniciales de calidad el agua, en cada corrida.

Después de haber ajustado la densidad de cultivo, se dio un tiempo de transición de dos semanas, antes de iniciar los análisis correspondientes a cada condición experimental, para permitir que los peces recuperaran su actividad normal, después del estrés causado por la biometría y el movimiento de los peces. Posteriormente, se realizaron los análisis correspondientes a cada condición experimental, empleando para ello diversos métodos de análisis (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Métodos y equipo de medición utilizados para los diferentes parámetros.

Parámetros	Unidades	Equipos y métodos de análisis
pH		Potenciómetro Orion Star AZ11, Thermo Scientific NMX-AA-008-SCFI-2001
Oxígeno disuelto	(mg/L)	Sonda para determinación de oxígeno disuelto YSI125 modelo: 55-25 FT Método electrométrico NMX-AA-012-SCFI-2001
Temperatura	(°C)	Termómetro integrado Hach-Sension
DQO	(mg/L)	Método de digestión en reactor y colorimetría, espectrofotómetro DR800, Hach (0-1,500 mg/L).
SSV	(mg/L)	Método por gravimetría (Métodos estandarizados) ^a
Nitrógeno Total (NT)	(mg/L)	Método de digestión con persulfato ^c
Nitrógeno amoniaco (N-NH ₃)	(mg/L)	Método del salicilato ^c
Nitrógeno de nitratos (N-NO ₃ ⁻)	(mg/L)	Método de reducción con cadmio ^c
Nitrógeno de nitritos (N-NO ₂ ⁻)	(mg/L)	Método de diazotación ^c
Alcalinidad	(mg/L)	NMX-AA-036-SCFI-2001

^a(APHA, 1992).; ^bLa muestra del sustrato corresponde los lodos generados en el sistema acuícola.

^cEspectrofotómetro DR2800 Hach Co. Colorado, US.

4.5 Condiciones experimentales del reactor

Las condiciones experimentales del reactor fueron determinadas con base en los resultados del análisis de biodegradabilidad de la materia orgánica del efluente acuícola, de la capacidad determinada en la ingeniería del reactor y en las recomendaciones de operación de los reactores de lecho móvil.

Se trabajó con cinco condiciones experimentales, en las que la variable independiente fue la carga amoniacal de operación del reactor (*i.e.* gasto másico de nitrógeno amoniacal suministrado por superficie de biopelícula sobre el material de soporte). El ajuste de las cargas orgánicas amoniales se realizó retirando material de soporte, para ajustar el área de crecimiento de la biopelícula y así evitar la necesidad de dejar un periodo de adaptación de la biopelícula a cada condición experimental.

Tabla 4.7. Condiciones de trabajo de las corridas experimentales

CORRIDA*	Carga amoniacal (mg/m ² d)	Área necesaria (m ²)	Volumen de material (m ³)	Volumen de llenado con material de soporte (%)
1	0.318	273.00	0.546	30%
2	0.273	318.50	0.637	35%
3	0.239	364.00	0.728	40%
4	0.212	409.50	0.819	45%
5	0.191	455.00	0.910	50%

* Todas las corridas experimentales se realizaron con una densidad de cultivo de peces de 35 kg/m³, que corresponde a una producción teórica de 86.94 g_{NAT}/d .

4.6 Parámetros de operación hidráulica

Los gastos calculados de acuerdo a la metodología presentada por Timmons *et al.*, (2010) para el RAS fueron los presentados en la tabla 5.5, no obstante, se determinó trabajar con el gasto calculado para mantener la concentración de NAT en condiciones ideales, debido a que el sistema de bombeo no tiene la capacidad para bombear el gasto máximo calculado que se requiere para mantener la concentración OD, sin embargo, este gasto requerido por el NAT no fue suficiente para remover los sólidos producidos en el sistema, provocando la acumulación de sólidos y por consiguiente un descenso considerable en la concentración de OD, aun con el sistema de aireación, por lo que se alcanzaron niveles por abajo de 2 mg/L, los cuales son considerados como estresantes para el cultivo. Debido a lo anterior se decidió incrementar el caudal a 0.932 L/s, con lo que se consiguió mantener la concentración de OD por arriba del límite inferior del intervalo de concentración ideal (Tabla 3.3) requerido para el cultivo intensivo de Tilapia, por lo que no

se presentaron problemas asociados a la concentración de OD. Así mismo, la concentración de OD en el reactor de lecho móvil siempre se mantuvo en un nivel óptimo para sistemas aerobios, como es el caso de estudio.

Tabla 4.8 Gastos requeridos para mantener las concentraciones ideales de cultivo intensivo de tilapia

Parámetro	Q calculado (l/s)	Q operación (l/s)
CO ₂	2.57	0.932
Oxígeno	2.21	
SST	1.22	
Amoniaco	0.63	

El tiempo de retención hidráulico se mantuvo en 32 minutos durante las cinco cargas, con un tiempo de recambio total del agua del sistema de 4.92 horas, con lo cual se alcanzó una tasa de recambio total de 4.88 veces por día. Bajo las condiciones mencionadas se obtuvieron cargas hidráulicas entre 0.1766 y 0.2943 m³/m².d (Tabla 4.9).

Tabla 4.9 Parámetros de operación hidráulica

Presente estudio		
Función de tanque	Vol (m ³)	TRH (min)
Filtración/Sedimentación	3.74	66.88
MBBR	1.82	32.55
Sedimentación	1.82	32.55
Rebombeo	1.76	31.47
Tiempo de recambio de todo del sistema (h)		4.92 h
Recambios por día del todo el sistema (veces/d)		4.88
Carga hidráulica (m ³ /m ² .d)		0.1766-0.2943

El RAS funcionó con una recirculación del gasto mayor a 99% (Tabla 4.10), lo anterior demuestra el potencial de estos sistemas para reducir la demanda de agua, además de que el espacio requerido es relativamente inferior al espacio requerido para acuicultura tradicional extensiva.

Tabla 4.10 Porcentaje de recirculación en el RAS

Corrida	Gasto recirculado (%)	Recambio (%)
C-1	0.996	0.004
C-2	0.994	0.005
C-3	0.995	0.005
C-4	0.991	0.008
C-5	0.995	0.005

El caudal del sistema fue de 0.932 L/s para las 5 corridas, con un recambio que dependió de la pérdida de niveles en los estanques, ya sea por evaporación, o por el sifoneo de sólidos de la unidad de filtración y sedimentación.

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Resultados de análisis preliminar

Los resultados del análisis preliminar muestran que la remoción de amoníaco era nula en el sistema original (Figura 5.1), ya que las variaciones entre la entrada y la salida del filtro biológico son prácticamente iguales (R0 es la entrada y R3 es la salida del filtro biológico).

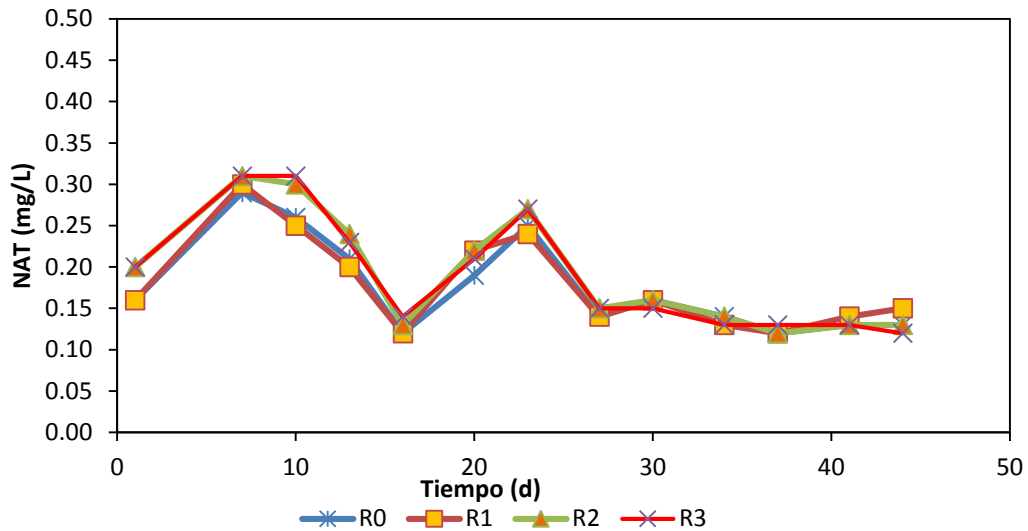


Figura 5.1 Comportamiento del NAT en las cuatro etapas del filtro biológico

La concentración de oxígeno disuelto y la temperatura se mantuvieron en los intervalos deseables para un proceso de nitrificación, por lo que se descarta que estos parámetros hayan sido los limitantes del proceso. La concentración de nitratos también demuestra la deficiencia del proceso, ya que los niveles son muy bajos y no se observa una tendencia creciente, de acuerdo a un comportamiento típico de un proceso nitrificante como el presentado por Timmons *et al.*, (2002).

Una de las causas de la nula eficiencia del sistema se podría atribuir al tipo de material utilizado como medio de soporte, debido a que no tiene una granulometría uniforme, además de tener un área superficial específica muy baja ($\leq 180 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Adicionalmente el sistema se manejaba bajo una operación inadecuada. El proceso de

nitrificación se ve favorecido a relaciones bajas de C/N, lo cual no se presentó en este caso, en cambio se tuvieron altas relaciones C/N, las cuales afectan el proceso, disminuyendo las poblaciones nitrificantes.

Otro aspecto relevante es el suministro de alimento, el cual fue de mantenimiento y en ningún momento se sometió el cultivo a condiciones intensivas (alta densidad). Por ello cual las concentraciones de NAT siempre fueron bajas, dado que la densidad de peces en los estanques fue menor a 8 kg/m^3 , lo que limita también el crecimiento de bacterias nitrificantes.

5.2 Pruebas de biodegradabilidad

El análisis preliminar de biodegradabilidad del sustrato del efluente se realizó para saber si el agua tratada mediante procesos biológicos (Jiménez, 2002) lograba tener la calidad adecuada para el cultivo de tilapia. De acuerdo a los resultados obtenidos, se observaron dos etapas; la primera etapa ó exógena en donde es consumido el sustrato exógeno adicionado al reactor y la segunda que corresponde a la etapa endógena, en la cual las bacterias carecen de un sustrato exógeno.

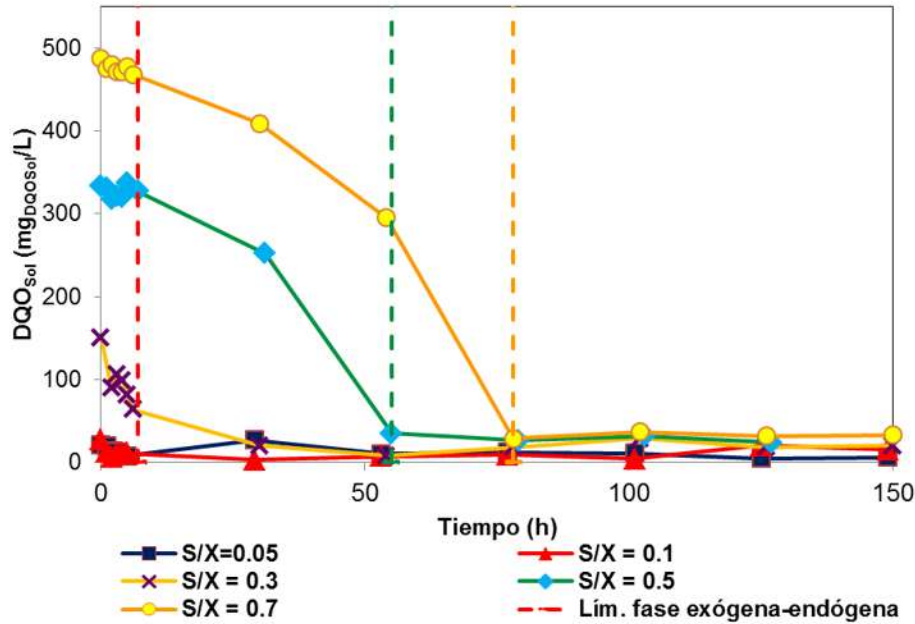


Figura 5.2 Consumo del sustrato a diferentes cargas orgánicas

Se puede observar que la etapa exógena se alcanzó a diferentes tiempos, se presentó un tiempo menor para S_0/X_0 de 0.05, 0.1, y 0.3, mientras que para 0.5 y 0.7 alcanzó duraciones 55 y 78 h respectivamente. Estas son comunes para cargas orgánicas altas ($S_0/X_0 \geq 1$) (Villalón, 2008). Por otra parte en las corridas de 0.5 y 0.7 la concentración de sustrato se mantuvo constante en un periodo de 10 horas, con lo cual se favoreció la acumulación de sustancias de reserva en la biomasa, por ello las concentraciones de sustrato disminuyeron lentamente. Luego se puede observar que en las relaciones S_0/X_0 de 0.5 y 0.7 la biomasa presentó una inhibición por el exceso de sustrato, por lo que se presentó un periodo de adaptación a las nuevas condiciones del sistema para luego alcanzar la fase endógena. Lo anterior se vio reflejado en la velocidad de consumo de sustrato, ya que en ausencia de sustrato exógeno la velocidad de consumo fue menor que para las relaciones S_0/X_0 donde se adicionó un sustrato exógeno fácilmente biodegradable, aunque no de manera directamente proporcional con el incremento de la carga (Tabla 5.1 y Figura 5.3), ya que la velocidad de consumo disminuyó para las cargas más altas ($S_0/X_0=0.5$ y 0.7). Por esta razón, se puede inferir que el efluente acuícola posee sustancias complejas cuya velocidad de degradación es muy lenta, no obstante mediante

este análisis se demostró que es factible la degradación de estos compuestos mediante un proceso biológico, ya que para la relación de $S_0/X_0=0.05$ las concentraciones disminuyeron en las primeras 10 horas del experimento.

Tabla 5.1 Velocidades de consumo de sustrato para diferentes S_0/X_0

	CO (S_0/X_0)	S_0	r_s
	($\text{kg}_{\text{DQO}}/\text{kg}_{\text{SSV}}$)	($\text{kg}_{\text{DQO}}/\text{L}$)	($\text{kg}_{\text{DQOsol}}/\text{L}\cdot\text{h}$)
Corridas experimentales	0.05	84	2.7703
	0.1	75	10.5
	0.3	118	15.571
	0.5	101	9.0417
	0.7	115	11.083

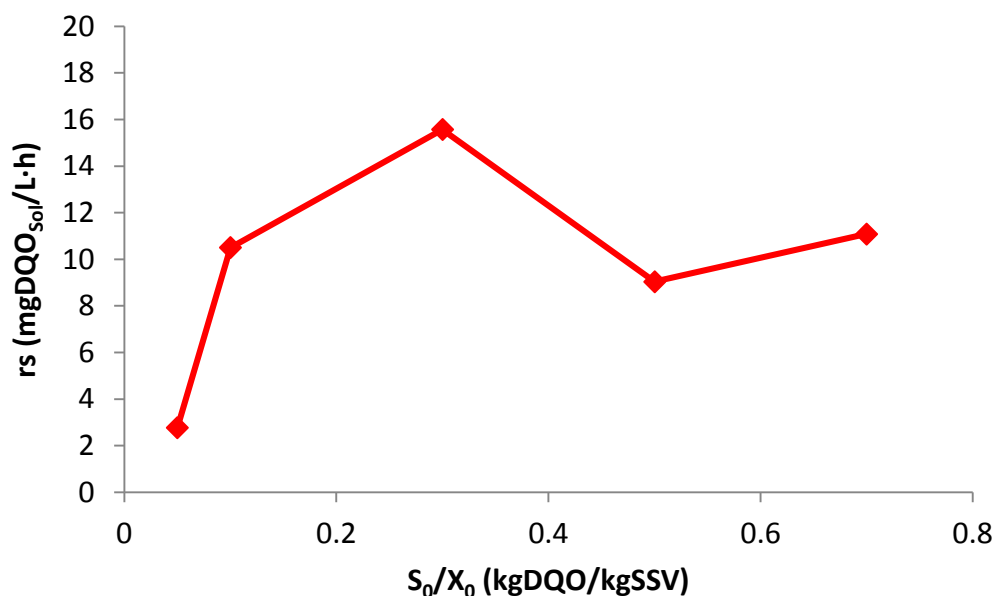


Figura 5.3 Velocidades de consumo de sustrato (r_s)

Por otro lado durante la fase endógena se puede ver que las concentraciones de DQOsol se mantuvieron por debajo de las concentraciones iniciales de DQO (DQO_0) para $S_0/X_0=0.05$ donde no se agregó sustrato exógeno, esto indica que si se presentó un consumo de sustrato del efluente acuícola, y fue esta fase donde se realizó la degradación de compuestos lentamente biodegradables que permanecen después de la fase exógena y que podrían estar constituidos por SMP asociados al consumo del sustrato, así como de la fracción más lentamente biodegradable del sustrato exógeno, (Azami *et al.*, 2012). En

cambio para S_0/X_0 de 0.5 y 0.7 la DQO_{sol} se mantuvo por arriba de la DQO₀ durante la fase endógena, lo cual indica que el sustrato poseía una serie de compuestos difícilmente biodegradables y que persisten en forma soluble en el reactor. Esto es común cuando se trabaja a cargas orgánicas altas ($S_0/X_0 > 1$ kgDQO/kgSSV) (Villalón, 2008).

En relación con la biomasa se puede observar (Figura 5.4) que durante la fase exógena hay un ligero incremento de los SSV prácticamente insignificante, sin embargo este aumento podría haberse llevado a cabo sin multiplicación celular, (Chudoba et al., 1991; Villalón, 2008). Esto puede ser debido a que durante la fase exógena para cargas orgánicas bajas el proceso más importante es la síntesis de polímeros de reserva de energía y no la multiplicación celular, ya que esta requiere una mayor cantidad de energía en comparación con la síntesis de productos de reserva de energía (Villalón, 2008).

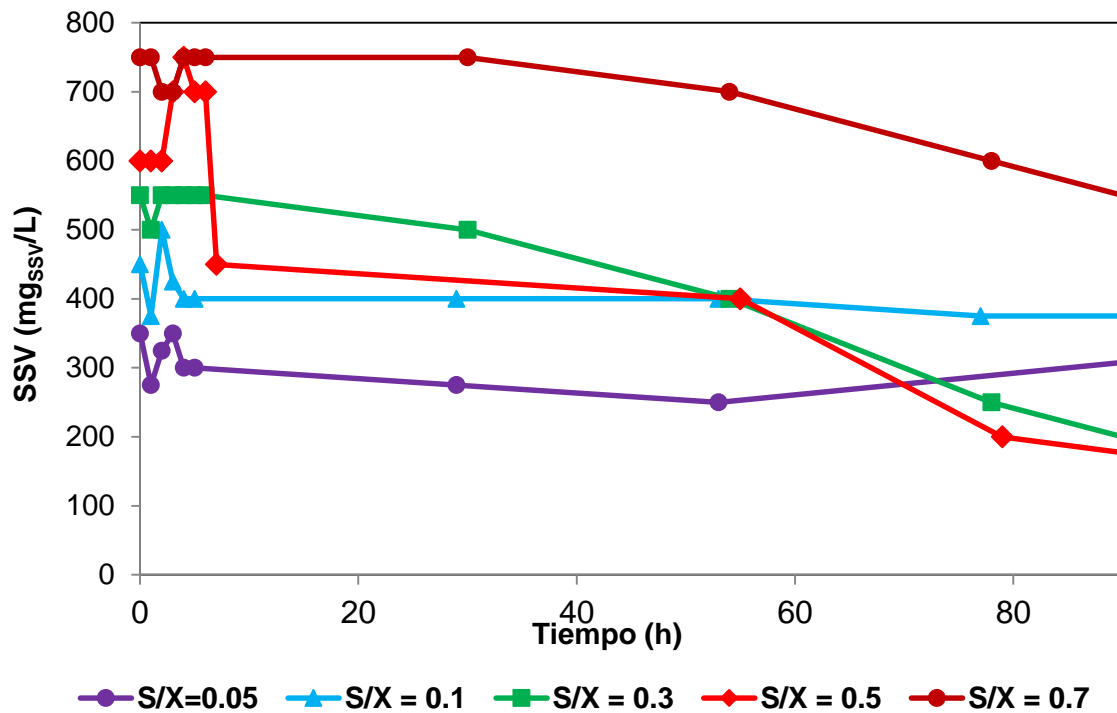


Figura 5.4 Comportamiento de la biomasa para cada corrida de S/X

Recapitulando estos resultados se puede concluir que en los RAS es mejor trabajar con cargas de nitrógeno amoniacal bajas, debido a que una falla, ya sea por un proceso de adaptación de los microorganismos ante un cambio en las cargas de nitrógeno amoniacal

podría provocar la pérdida de un cultivo, lo cual tendría como consecuencia una pérdida económica. Además es importante considerar que dado que el sistema estará en recirculación, la acumulación de compuestos tóxicos en el sistema será de manar rápida, lo cual dificulta tener tiempos de adaptación para el filtro biológico.

5.3 Resultados del MBBR

5.3.1 Estadística básica

La primera etapa (cada etapa se trabajó en dos etapas) se consideró como el periodo de estabilización, (tabla 4.7). La segunda etapa fue el periodo que se consideró como ya estabilizado el sistema,. Los resultados muestran la variación entre el inicio de cada corrida y el periodo al cual se alcanzó la estabilización. Para este estudio se consideró tomar dos semanas como periodo de estabilización en cada carga, lo que equivale a dos tiempos de retención celular, pero se recomienda que sean al menos tres tiempos de retención celular, lo cual se consideró en la primera carga. Lo anterior, debido a que una vez ya estabilizado el sistema, después de la inoculación, solo se extrajo material para incrementar la carga de nitrógeno amoniacal.

Los resultados muestran los valores máximos y mínimos de cada parámetro para las cinco corridas realizadas. El valor mínimo corresponde al inicio de cada corrida, por lo que se puede observar en los datos obtenidos, que todos parámetros muestran un incremento con respecto al tiempo hasta alcanzar la estabilización de su variación (Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Parámetros medidos en el influente y efluente del reactor

Parámetro		Carga 1		Carga 2		Carga 3		Carga 4		Carga 5	
		Infl.	Efl.	Infl.	Efl.	Infl.	Efl.	Infl.	Efl.	Infl.	Efl.
NAT (mg/L)	Max	0.55	0.14	0.30	0.09	0.29	0.08	0.38	0.12	0.29	0.10
	Min	0.27	0.08	0.11	0.01	0.18	0.02	0.21	0.04	0.07	0.04
	Estabilizado	0.29	0.11	0.29	0.08	0.29	0.08	0.30	0.05	0.28	0.05
NO ₃ ⁻ mg/L)	Max	8.10	8.20	12.20	12.60	16.30	11.20	11.20	10.70	10.90	10.40
	Min	4.30	4.90	5.00	4.50	4.20	3.60	4.20	4.80	2.70	2.50
	Estabilizado	6.85	5.80	11.00	12.10	14.25	10.45	9.83	10.40	9.70	9.80
NO ₂ ⁻ mg/L)	Max	0.33	0.16	0.18	0.05	0.18	0.07	0.30	0.09	0.19	0.07

	Min	0.10	0.04	0.03	0.02	0.03	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01
	Estabilizado	0.10	0.04	0.17	0.05	0.15	0.05	0.24	0.07	0.17	0.07
	Max	24.50	23.40	26.00	23.60	27.00	29.30	38.00	41.00	20.30	21.10
NT (mg/L)	Min	11.00	12.40	11.00	13.00	5.00	5.10	7.90	8.80	3.30	3.90
	Estabilizado	18.30	18.70	21.67	16.33	25.40	24.30	29.90	30.93	19.35	20.35
	Max	86.00	64.00	60.00	46.00	47.00	43.00	48.00	36.00	35.00	30.00
DQO	Min	52.00	40.00	0.00	10.00	5.00	1.00	11.00	10.00	15.00	9.00
	Estabilizado	67.00	55.00	54.33	43.33	39.33	36.67	46.00	32.00	34.33	27.00

Los parámetros que se midieron en el reactor y los estanques fueron pH, OD y temperatura (Tabla 5.3). De acuerdo a los resultados, se puede ver que estos parámetros se mantuvieron dentro de los valores recomendados para procesos de nitrificación, así como para cultivo de peces, por lo que no representaron algún problema en el RAS.

Tabla 5.3 Parámetros medidos para cada carga en el reactor de lecho móvil y en el estanque de cultivo

	Parámetro	Carga	Promedio	Min	Max
REACTOR DE LECHO MOVIL	pH	C-1	8.07	7.89	8.21
		C-2	7.67	7.30	8.12
		C-3	7.80	7.56	7.97
		C-4	7.90	7.61	8.32
		C-5	7.78	8.24	7.61
	T (°C)	C-1	24.52	20.6	25.9
		C-2	25.31	22.1	26.3
		C-3	25.58	22.2	28.8
		C-4	25.76	24.5	26.4
		C-5	25.50	24.1	26.6
	O (mg/L)	C-1	3.80	2.90	5.07
		C-2	3.98	3.20	4.95
		C-3	3.93	3.09	5.62
		C-4	4.14	3.35	5.58
		C-5	4.34	3.73	5.18
ESTANQUE	T (°C)	C-1	25.02	21.60	26.10
		C-2	25.62	25.40	26.10
		C-3	25.83	22.80	28.80
		C-4	25.93	24.40	26.90

	C-5	25.73	25.30	26.20
O (mg/L)	C-1	3.24	2.09	4.92
	C-2	3.59	3.20	4.70
	C-3	3.63	2.60	5.42
	C-4	3.90	3.16	5.32
	C-5	4.03	2.95	4.80
Alim. (kg/d)	C-1	3.15	1.50	5.60
	C-2	2.97	2.80	3.00
	C-3	2.73	1.75	3.05
	C-4	2.65	0.95	3.20
	C-5	2.80	1.95	3.20

5.3.2 Para metros fisicoquímicos

Los parámetros con los cuales se evaluó la eficiencia del sistema se muestran en las tablas 5.2 y 5.3.

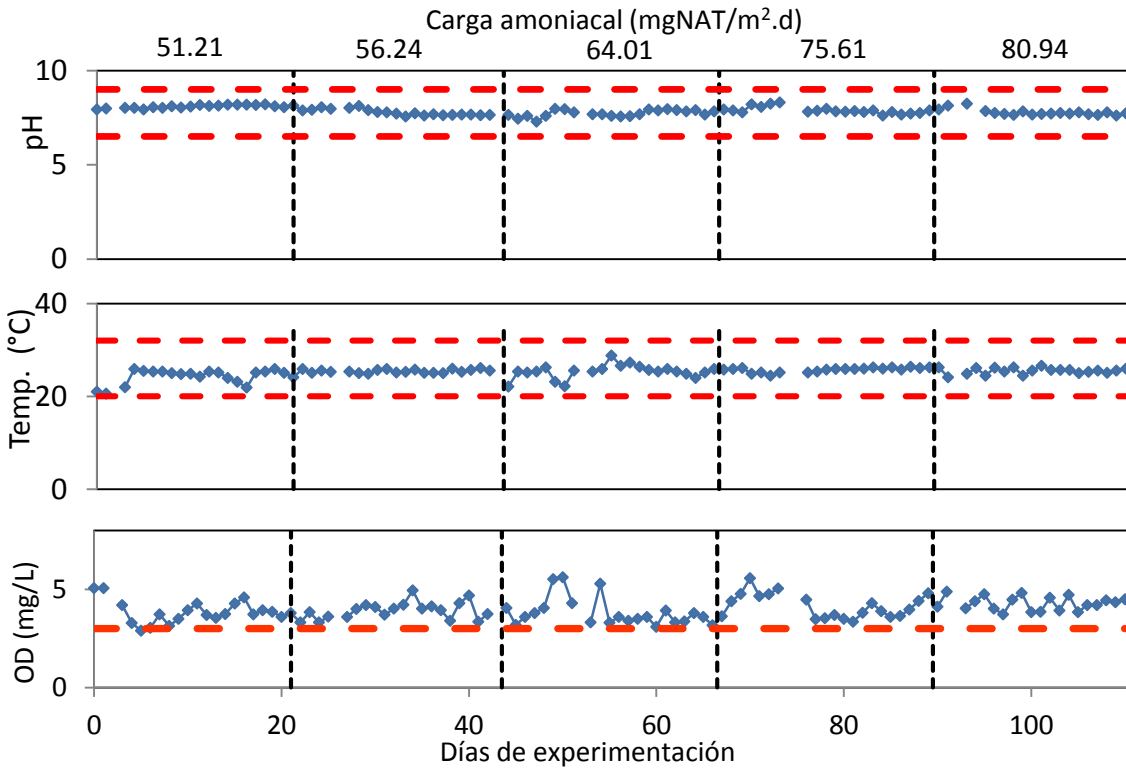


figura 5.5 Comportamiento del OD, T, y pH en el reactor MBBR

a) Potencial hidrogeno (pH)

Durante las cinco cargas de NAT que se valoraron en el sistema el valor de pH se mantuvo dentro del intervalo recomendado para cultivo de tilapia (Tabla 3.3) y para sistemas aerobios nitrificantes, con un mínimo de 7.67 y con un máximo de 8.07, por lo que en ningún momento hizo falta ajustar este parámetro y por lo tanto no hubo efectos que pudieran afectar el funcionamiento de RAS en general.

Tabla 5.4 Promedio durante cada corrida

Cargas	PH
C-1	8.07
C-2	7.67
C-3	7.80
C-4	7.90
C-5	7.78
PROMEDIO	7.84
Máximo	8.07
Mínimo	7.67

El pH es un parámetro que tiene un efecto indirecto en la actividad de bacterias nitrificantes, sin embargo, aún no existe una concertación sobre cuánto y en qué momento el pH comienza a afectar las tasas de nitrificación (Biesterfeld *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2006). Chen *et al.*, (2006) reporta desde 7.2 hasta 8.8 dentro de un intervalo de valores reportados por varios autores, los cuales han arrojado buenos resultados en sistemas nitrificantes. En este caso no fue necesario estabilizar este parámetro, ya que se mantuvo en el intervalo deseable tanto para el cultivo de tilapia, como para el proceso de nitrificación. No obstante, es importante un análisis con un periodo más largo para cada carga, con el fin de evaluar el efecto de la alcalinidad consumida durante la nitrificación.}

a) Temperatura

La temperatura es un parámetro esencial en un RAS, tiene incidencia directa en la tasa metabólica de la Tilapia, así como en aclimatación y crecimiento bacteriano. Durante el periodo de experimentación se mantuvo dentro del intervalo ideal para el cultivo de tilapia (20-28°C) (Figura 5.5). No obstante, se presentaron ligeras variaciones debido a la presencia de lluvias y los recambios de agua durante la experimentación, las cuales no tuvieron un efecto significativo en la eficiencia del RAS. Aunque hasta la fecha aún no se ha establecido bien el efecto que tiene este parámetro en sistemas nitrificantes debido a la poca información disponible (Zhang et al., 2014). En este aspecto, algunos autores afirman que la nitrificación no tiene dependencia de la temperatura al analizar variaciones pequeñas, no obstante Zhang et al (2014) establece que a temperaturas inferiores a 5 se presentan efectos inhibitorios sobre la nitrificación.

b) Oxígeno

El oxígeno es un parámetro de similar importancia a la temperatura, sin embargo, su variabilidad (Figura 5.5) tiene más influencia en la especie de cultivo que en las bacterias del reactor del lecho móvil. Durante el periodo experimental el OD se mantuvo dentro del intervalo aceptable para cultivo de tilapia (Tabla 3.2) y para el proceso de nitrificación en. Aunque la tilapia puede vivir con niveles muy bajos de oxígeno no es lo recomendable, pues tiene serios efectos en su desarrollo, como es el retardo del crecimiento, aumento de la tasa de conversión alimenticia, susceptibilidad a enfermedades, disminución de la capacidad reproductiva (ISA, 2005; Chacón, 2012). Para este trabajo se mantuvo controlada la concentración de oxígeno, evitando que se alcanzaran niveles estresantes para los peces, a pesar de ello, no se alcanzó el máximo ideal, no obstante, bajo estas condiciones se obtuvieron resultados aceptables en cuanto al crecimiento de los peces. Por otro lado en el reactor MBBR se mantuvo una concentración por arriba de los 2 mg/L considerada como deseable para el proceso de nitrificación.

b) Sólidos suspendidos totales

Los resultados muestran un eficiencia de remoción de sólidos de 58.50% entre el influente y efluente del pretratamiento del sistema. La eficiencia de remoción de sólidos total del sistema fue en promedio 72.62% (Tabla 5.5), debido a que el cuarto tanque del filtro tuvo la función de sedimentador, aunque este es un porcentaje bajo, según las recomendaciones para Sistemas Acuícolas con Recirculación.

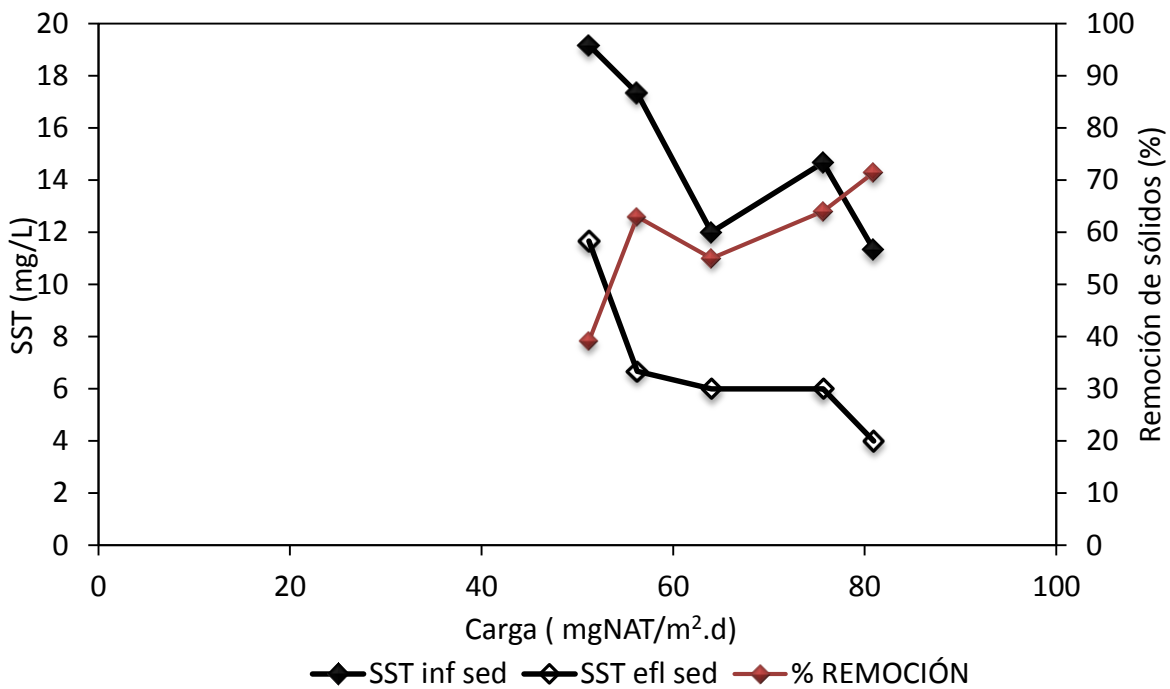


Figura 5.6 Eficiencia de remoción de sólidos del pretratamiento

De acuerdo a los resultados (Figura 5.6) se puede observar que los sólidos del efluente del sistema de tratamiento son inferiores a 10 mg/L, no obstante, es importante notar que en el influente al sistema se tienen concentraciones mayores a 10 mg/L que corresponde a la concentración del tanque de cultivo, lo cual podría causar enfermedades a los peces al ingresar estos sólidos a sus branquias (Timmons *et al.*, 2010).

Tabla 5.5 Remoción entre el influente y efluente del MBBR y total de los sólidos en el RAS

Carga (mgNAT/m ² d)	SST inf sed/filt (±S) [mg/L]	SST efl _{MBBR} (±S) [mg/L]	Remoción entre el infl. y el efluente del MBBR (%)	Remoción total de sólidos del RAS (%)
51.211	19.17 ±6.87	10.42 ±6.72	39.13	45.652
56.247	18.00 ±4.00	3.33 ±1.15	62.96	81.481
64.014	13.33 ±1.15	3.33 ±1.15	55.00	75.000
75.681	16.67 ±8.08	3.33 ±1.15	64.00	80.000
80.937	14.00 ±3.46	2.67 ±1.15	71.43	80.952
		Promedio =	58.50	72.617

Por otro lado, el incremento de los sólidos en el sistema los parámetros de calidad del agua son modificados y causan estrés tanto en los peces, como en las bacterias nitrato oxidantes (Malone y Pfeiffer, 2006; Emparanza, 2009; Badiola *et al.*, 2012), lo que dificulta su rendimiento debido a su susceptibilidad a situaciones cambiantes, y por ende se presenta una inhibición del proceso de nitrificación, por lo que los sólidos deben ser removidos tan pronto como sea posible del RAS para evitar la inhibición (Díaz *et al.*, 2012). Para este caso de estudio, se obtuvo un promedio de remoción de sólidos del 54.89% (Tabla 5.7), el cual fue un porcentaje relativamente bajo frente al 95 % que es deseable alcanzar en estos sistemas (Ling y Chen, 2005; Rijn *et al.*, 2006; Martins *et al.*, 2010; Badiola *et al.*, 2012; Díaz *et al.*, 2012; Rijn, 2013).

La concentración de sólidos esperada en la salida del sistema tratamiento de acuerdo al diseño fue de 1 mg/L de acuerdo a la metodología presentada por Timmos *et al.*, (2010), no obstante, en ninguna corrida se alcanzó esta concentración, lo cual dio resultado a una baja remoción de sólidos. Es importante mencionar también que cuando se suministró una tasa de alimentación mayor a 4 kg/día la eficiencia de remoción fue considerablemente menor que con una tasa de alimentación de 2.78 kg/día. Este fenómeno fue observado antes de iniciar las corridas debido a que se tenía una densidad mayor a 50 k/gm³, esto demuestra que el sistema adaptado en este estudio para la remoción de sólidos no soporta altas cargas de sólidos.

Otro aspecto de relevancia en la remoción de sólidos es la arquitectura, tanto de los tanques, como de las unidades centrales de retención, debido a que una pobre arquitectura puede influir fuertemente en la hidrodinámica (Rasmussen y McLean, 2004). De acuerdo a lo anterior ha sido aceptado que los sistemas RAS han sido diseñados para obtener altas tasas de remoción de compuestos de nitrógeno, pero no para el manejo de los sólidos (Martins *et al.*, 2010), además, es importante mencionar que este caso toda la infraestructura fue adaptada, aunque se obtuvieron resultados favorables comparados con valores reportados por otros investigadores (Sánchez y Matsumoto, 2012), los cuales se puede mejorar al trabajar con estructuras propiamente diseñadas para RAS.

Estas evidencias muestran la necesidad de trabajar en la búsqueda de alternativas de remoción sólidos más eficientes, en caso contrario se podrían alcanzar concentraciones que tendrían un efecto negativo en el sistema de cultivo y el desplazamiento de las bacterias autótrofas por bacterias heterótrofas.

c) Alcalinidad

Para este caso de estudio la alcalinidad no representó ningún problema en el RAS, ya que se mantuvo dentro de los intervalos recomendados tanto para cultivo de tilapia, como para sistemas nitrificantes, con un consumo de alcalinidad menor al teórico calculado.

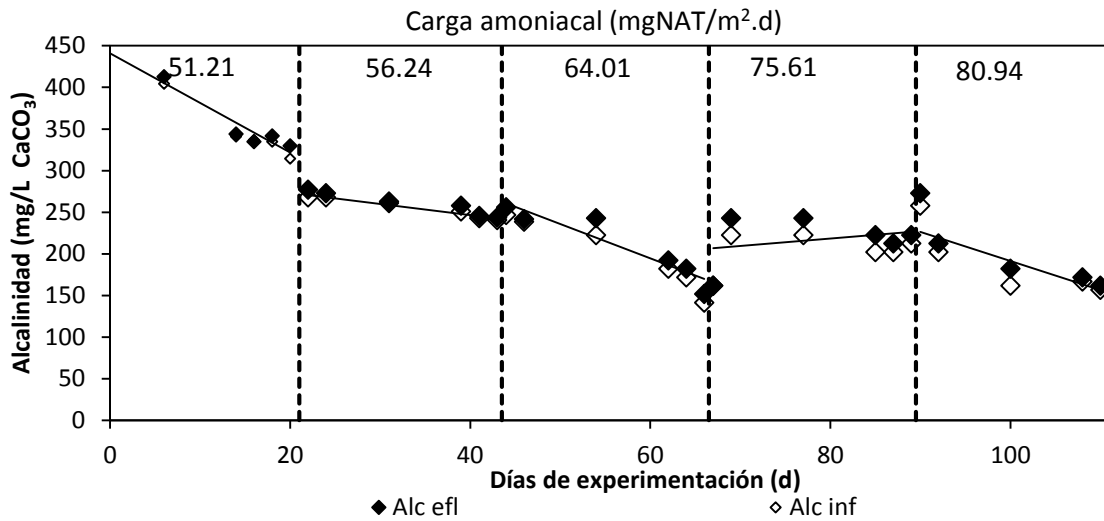


Figura 5.7 Comportamiento de la alcalinidad en el influente y efluente del reactor

En aguas residuales la alcalinidad es producto de hidróxidos, carbonatos, bicarbonatos de elementos como el calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio (Metcalf y Eddy, 2014). En el caso de sistemas acuícolas, los carbonatos e hidróxidos representan la mayor parte de la alcalinidad (Lekang, 2007), la cual se puede ver disminuida por procesos biológicos como la nitrificación. En el caso de la nitrificación se consumen $7.14 \text{ mgCaCO}_3/\text{mgNAT}$, que de forma contraria, cuando se presenta la desnitrificación se genera alcalinidad en el orden de $3.57 \text{ mgCaCO}_3/\text{mgNO}_3^-$ (Rijn *et al.*, 2006). Recapitulando lo anterior, el proceso de nitrificación produce ácidos y por la tanto el pH se verá afectado con una disminución que puede inhibir la actividad nitrificante. Para el caso de este estudio de acuerdo a los resultados se puede apreciar diferencia entre la alcalinidad medida y la teórica, lo cual podría deberse a la presencia de desnitrificación pasiva en el reactor (Rijn *et al.*, 2006). La desnitrificación se puede presentar debido a la zonificación de la biopelícula, donde existen zonas en las cuales la difusión del oxígeno disminuye, generando las condiciones para que se realice el proceso de desnitrificación y por ende la generación de un porcentaje de la alcalinidad pérdida, con lo cual se compensa el pH. No obstante, el proceso que prevaleció fue la nitrificación, ya que aunque no se tiene una tendencia uniforme se puede apreciar que la alcalinidad disminuye con el tiempo (Figura 5.7).

d) Relación C/N

La relación C/N es un parámetro que tiene una fuerte influencia en la eficiencia de nitrificación. Los resultados obtenidos en las cinco cargas muestran una relación C/N variable entre 2.77 y 5.6 como DQOt/NT y entre 1.39 y 2.86 como DQOt/NTK, cuyos valores pueden considerarse bajos con respecto a sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales domésticas a los reportados por la literatura.

Tabla 5.6 Relaciones C/N y eficiencia de remoción de NAT asociadas a cada una de las cargas de NAT

Carga (mgNAT/m ² d)	DQOt/NT	DQOt/NTK	Remoción (NAT) (%)
51.211	2.86	5.55	61.65
56.247	2.07	5.60	72.12
64.014	1.42	3.05	74.14
75.681	1.39	2.77	82.66
80.937	1.24	3.54	83.69

Según varios autores el proceso de nitrificación tiene una mayor eficiencia a bajas relaciones C/N, con lo cual se incrementan las tasas de conversión de amonio a nitratos, en caso contrario se presenta competencia entre las poblaciones de microorganismos autótrofos y heterótrofos (Crab *et al.*, 2007), en consecuencia, resultan favorecidas las bacterias heterótrofas, debido a que tienen una tasa de crecimiento mayor que las autótrofas. De acuerdo a lo anterior para mejorar la eficiencia de la nitrificación es necesario bajas cargas de materia orgánica. En el presente estudio se pudo comprobar lo referido anteriormente, ya que derivado de los resultados, se pudo observar que cuando baja esta relación, las tasas de nitrificación se incrementan. En esta investigación se favoreció la eficiencia del sistema para la remoción del nitrógeno amoniacal, debido a que se presentaron bajas relaciones C/N. Varios estudios reportan resultados favorables y similares en cuanto a la nitrificación bajo condiciones de baja carga orgánica, tal es el caso de Ling y chen, (2005) y Michaud *et al.*, (2006). En este sentido, se ha propuesto que esta relación sea uno de los principales parámetros en el diseño de procesos biológicos para la

remoción de nitrógeno en tratamiento de aguas industriales (Ling y chen, 2005), afortunadamente esta relación es baja en los procesos de tratamiento aplicados a sistemas acuícolas con recirculación.

5.3.3 Compuestos nitrogenados

Las cargas que se manejaron se muestran en la tabla 4.7, se calcularon de acuerdo a la metodología presentada por Timmons *et al.*, (2010). Los resultados del comportamiento del reactor en cuanto a las concentraciones NAT se evaluaron en función de la carga suministrada y la cantidad de nitrógeno transformado a NO_3^- .

a) Nitrógeno amoniacal total (NAT)

La eficiencia de transformación de NAT que se obtuvo en el reactor bajo las cinco cargas de NAT fue entre 61.6 y 83.7%, con valor promedio de 74.9% (Tabla 5.7).

Tabla 5.7 Eficiencia de remoción de NAT del reactor de lecho móvil

Carga (mgNAT/m ² d)	NAT in ($\pm S$) [mgL]	NAT out ($\pm S$) [mgL]	Remoción NAT [%]
51.21	0.290 \pm 0.028	0.110 \pm 0.014	62
56.25	0.287 \pm 0.015	0.080 \pm 0.010	72
64.0	0.290 \pm 0.000	0.075 \pm 0.007	74
75.68	0.300 \pm 0.072	0.053 \pm 0.023	83
80.93	0.275 \pm 0.021	0.045 \pm 0.007	84

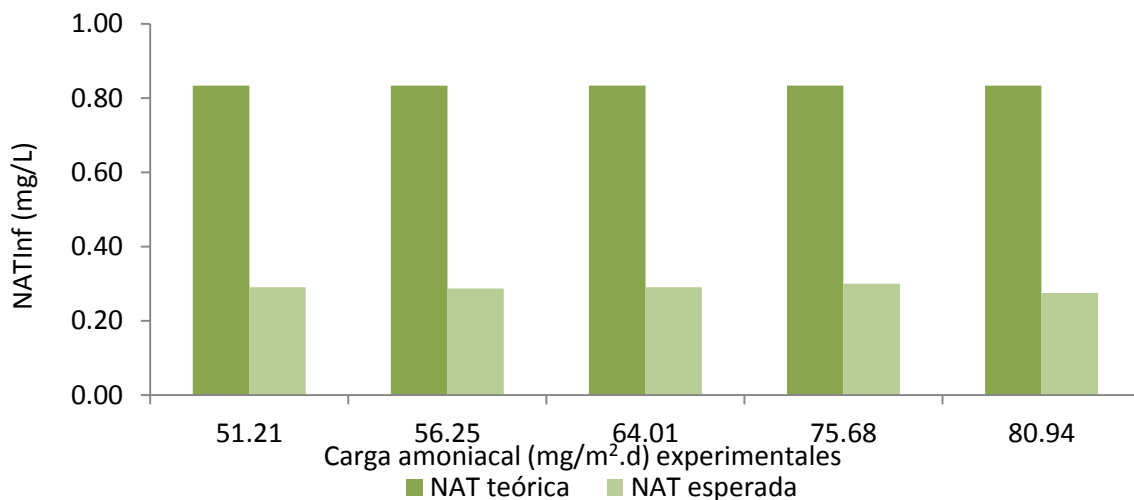


Figura 5.8 Concentraciones promedio nitrógeno amoniacal medidas en el influente del reactor

Los resultados obtenidos (Figura 5.9) muestran que la concentración de NAT se mantuvo por debajo del máximo recomendado para cultivo intensivo de tilapia (Tabla 3.2) durante las cinco cargas que se analizaron, lo cual indica que en ningún momento de la experimentación se tuvieron condiciones estresantes para los peces. Por otro lado, es importante hacer notar que el amonio no ionizado se encuentra en un porcentaje de la concentración del NAT en función de la temperatura y el pH.

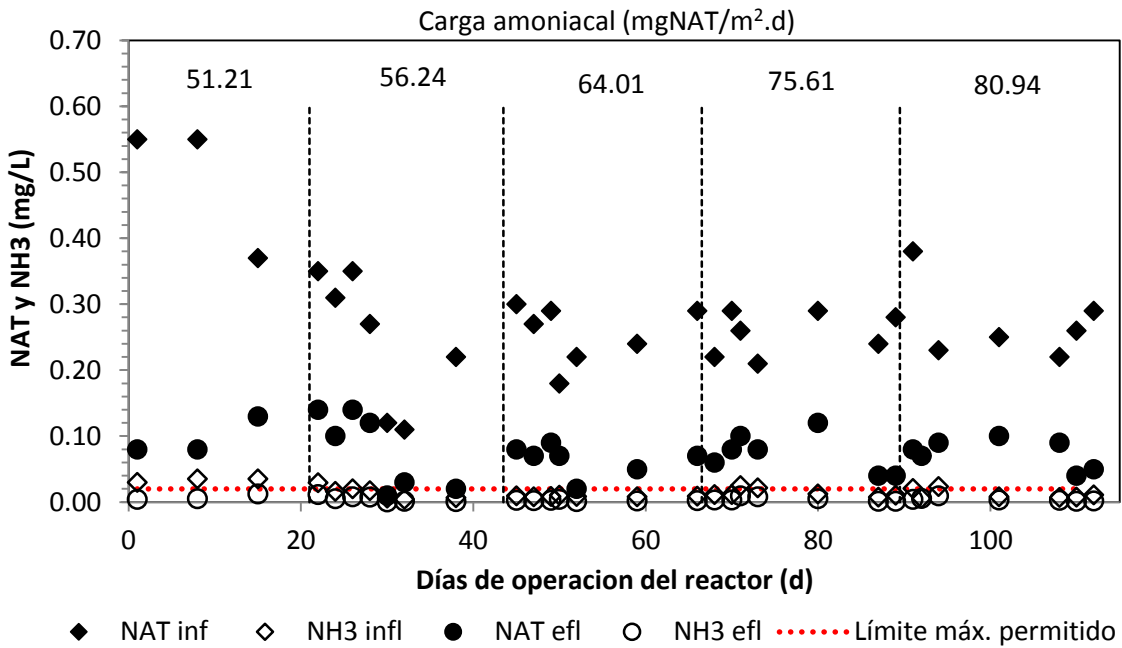


Figura 5.9 Comportamiento de la concentración de NAT y NH₃ en el RAS

Para determinar el porcentaje de N-NH₃ en función del NAT existen curvas como las presentadas por Lawson, (1995) y Timmons., *et al.*, (2010). Para este caso se ajustó una ecuación a estas curvas las cuales varían de acuerdo a la temperatura y el pH. En este trabajo la temperatura promedio fue 25 °C. Los datos de N-NH₃ se calcularon a partir de las concentraciones de NAT (Figura 5.8). En términos de N-NH₃ se puede observar que las concentraciones del tanque de cultivo se mantuvieron siempre dentro del límite del máximo recomendado para cultivo de tilapia (Línea punteada roja figura 5.9), con valores desde 0.009 hasta 0.017 mg/L, con un valor promedio de 0.011 ±0.003 mg/L (Tabla 5.8). Teniendo en cuenta el porcentaje de remoción de NAT, se puede observar que se

presenta de manera simultánea la disminución de las concentraciones de N-NH₃ entre el influente y efluente del reactor.

Tabla 5.8 Concentraciones de NH₃ en influente y efluente del reactor

Carga (mgNAT/m ² d)	NH ₃ in (± S) [mgL]	NH ₃ out (± S) [mgL]	Remoción NH ₃ [%]
51.211	0.017 ± 0.001	0.008 ± 0.003	53
56.247	0.009 ± 0.001	0.002 ± 0.00	82
64.014	0.010 ± 0.002	0.003 ± 0.001	76
75.681	0.013 ± 0.007	0.005 ± 0.002	61
80.937	0.009 ± 0.002	0.004 ± 0.001	56

Para el presente estudio la tasa de nitrificación se evaluó de acuerdo a la siguiente ecuación tomada de Díaz *et al.*, (2012), similar a la ecuación presentada por Colt *et al.* (2006)

$$VTR = \frac{([N - NH_4^+]_{in} - [N - NH_4^+]_{out}) Q}{V_{SOPORTE}}$$

Donde:

VTR es la cantidad de NAT removido por m³ del medio del soporte por día.

[N-NH₄⁺]_{in} y [N-NH₄⁺]_{out} la concentración de amonio medida en el influente y efluente del reactor de lecho móvil en g/m³.

Q es el gasto que pasa a través del filtro en m³/s.

V es el volumen de medio de soporte.

De acuerdo a los datos obtenidos (Figura 5.16) se puede observar que la VTR tiene una tendencia lineal con una pendiente positiva, con un comportamiento directamente proporcional a la carga de nitrógeno amoniacal, e inversamente proporcional al área disponible para la biopelícula, no obstante, los valores obtenidos son muy bajos en comparación con los reportados por otros autores. Se puede observar que el reactor

presento una buena capacidad de transformación de nutrientes (Figura 5.10), con lo cual se alcanzaron tasas de remoción desde 15.89 hasta 33.84 gNAT/m³d, con una eficiencia de transformación de nitrógeno entre 61.64 y 83.687% para la carga más baja y más alta respectivamente, con un promedio de 74.85%, lo cual permitió mantener las concentraciones de NAT por debajo de los máximos recomendados para sistemas acuícolas con recirculación en cultivo intensivo de tilapia.

Así mismo las tasas de remoción de NAT se pueden evaluar en función de la tasa de remoción por unidad de área y unidad de tiempo, conocida como ATR, con lo cual es más factible hacer comparaciones directas entre diferentes sistemas de tratamiento de biopelícula y diferentes medios de soporte. Para el presente estudio se obtuvieron ATR's desde 0.032 hasta 0.068 gNAT/m²d valores que son más factibles comparar con otros estudios, ya que la VTR depende del área específica del material de soporte y de la carga hidráulica que entra al reactor.

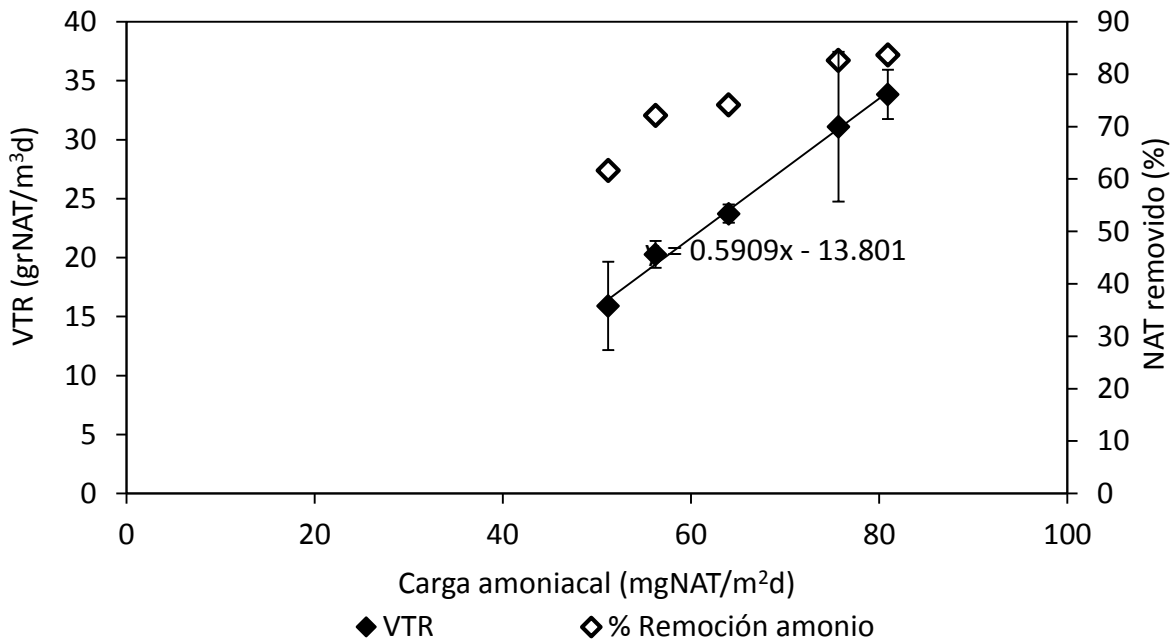


Figura 5.10 Tasas de nitrificación expresadas como VTR en función de la carga amoniacal y eficiencia de remoción

Según datos obtenidos (Tabla 5.11) de las VTR, se puede observar gran variabilidad en los valores reportados por diversos investigadores, esto se debe a diferencias en el diseño, así como estrategias de manejo de los biofiltros (Ling y Cheng, 2005; Díaz *et al.*, 2012). Simultáneamente, las tasas de nitrificación también se ven influenciadas por la hidrodinámica del reactor de acuerdo al medio de soporte, el flujo de agua y la fracción de llenado con el medio de soporte (Mann *et al.*, 1998; Rusten., 2006; Pfeiffer y Wills, 2011).

Tabla 5.9. Valores reportados por diferentes autores de tasas volumétricas de remoción de amonio

Referencia	Reactor	TAN _{in} [mg/L]	VTR (±Desvest) [g/m ³ d]
Presente estudio	MBBR	0.290	15.89
	MBBR	0.287	20.28
	MBBR	0.290	23.73
	MBBR	0.300	31.11
	MBBR	0.275	33.85
B.F. Terjesen <i>et al.</i> , 2013	MBBR	0.31	76.19
	MBBR	0.37	89.79
	MBBR	0.62	141.49
Guerdat <i>et al.</i> , 2011	Low Sapce bioreactor (LSP)	0.76	137.6 ±68.9
	PlyGeyser (PG)		322.5 ±73.4
T. Pfeiffer, P. S. Wills, 2011	MBBR		54.1-113.1
	MBBR		267 ±123
Guerdat <i>et al.</i> , 2010	MBBR		51.0-109.5
	MBBR		49.3-101.6
T. Pfeiffer y Malone, 2006	Filtro sumergido		100.9 ±48.0
Zhu y Cheng, 1999	MBBR		374
Sumerfelt <i>et al.</i> , 2004		1.07-168.00	140 ±170

Por lo que se refiere a la eficiencia del reactor de lecho móvil estudiado, globalmente se obtuvo un desempeño aceptable, con un promedio global de 74.85% de remoción de NAT, no obstante se pueden obtener mejores resultados si se trabaja con sistema diseñado especialmente para remoción de nitrógeno, ya que para el presente estudio solo se adaptó un sistema ya existente. Se puede destacar además que con el incremento de la

carga amoniacal se incrementaron también tasas de nitrificación (VTR), manteniendo en todas las corridas una concentración de NAT y NH_3 por debajo de los máximos permitidos para el cultivo de tilapia.

Por otro lado, es importante mencionar que de acuerdo a los resultados obtenidos, la disminución tanto del área disponible, así como el porcentaje de llenado del medio soporte no se reflejó de forma negativa en la eficiencia del sistema, por el contrario se incrementaron las tasas de nitrificación, mejorando la eficiencia del reactor. Resultados similares se han reportado en cuanto al llenado del reactor, tal es el caso de Wang et al., (2005) quien trabajó con rango de llenado de 10 a 75% de llenado, obteniendo un mejor rendimiento en el rango de 10 a 50%. Así mismo, Martín-Pascual (2011) obtuvo altas tasas de remoción con un 50% de llenado. Lo anterior se debe principalmente al incremento de las fuerzas de colisión y abrasión entre las piezas del medio de soporte (Calderón *et al.*, 2012) ya que a porcentajes mayores al 50% de llenado estas fuerzas inducen al desprendimiento de la biopelícula (Gjaltema *et al.*, 1995; Calderón *et al.*, 2012).

Datos reportados por Terjesen *et al.*, (2013), en un estudio bajo diferentes concentraciones de NAT muestran un comportamiento similar a los resultados obtenidos bajo cargas amoniacales similares. Este investigador trabajo diferentes cargas bajo la misma área superficial, variando la concentración de NAT en el influente, con lo cual la eficiencia del sistema fue disminuyendo frente al incremento de carga.

De acuerdo a los datos obtenidos, se puede apreciar que frente a los incremento de las cargas se incrementó la eficiencia del reactor, esto se debió a que en este estudio se trabajaron bajas cargas de nitrógeno amoniacal, por lo que en este caso, el sustrato limitante fue el nitrógeno amoniacal, pues datos reportados por Terjesen *et al.*, (2013) demuestran que a cargas mayores la eficiencia del proceso nitrificante es completamente inversa, y el oxígeno se convierte en el sustrato limitante. Según Ødegaard, (1999), el oxígeno es el parámetro más importante en un proceso nitrificante, ya que requiere de 2 a 3 mg/L para iniciar la nitrificación. Para el presente estudio se mantuvo una concentración promedio de oxígeno disuelto de 4.04 ± 0.21 mg/L, por lo que la concentración de oxígeno

del reactor se mantuvo dentro del rango recomendado, aunque no en el ideal. Lo anterior demuestra que el sistema en que se trabajo estuvo sobredimensionado, por lo que se puede trabajar con cargas mayores sin rebasar las condiciones de calidad para el cultivo de peces y con un sistema más eficiente de aireación que permita elevar la concentración de oxígeno disuelto.

Tabla 5.10. Comparación de VTR y ATR reportados frente a los obtenidos en este estudio

Fuente	NAT in (mg/L)	Carga (gNAT/m ² .d)	VTR (gNAT/m ³)	ATR (gNAT/m ²)	Remoción (%)
Presente estudio	0.290	0.051	15.893	0.032	61.65
	0.287	0.056	20.275	0.041	72.12
	0.290	0.064	23.729	0.047	74.14
	0.300	0.076	31.113	0.062	82.66
	0.275	0.081	33.846	0.068	83.69
B.F. Terjesen <i>et al.</i> , 2013	0.310	0.094	76.19	0.085	90.32
	0.370	0.112	89.79	0.100	89.19
	0.620	0.187	141.49	0.157	83.87

De acuerdo a los datos reportados por Terjesen *et al.*, 2013 (Tabla 5.12), se puede observar que bajo las cargas del mismo valor, se obtuvo una eficiencia de remoción similar. Datos reportados por Suhr y Pedersen, (2010), (Tabla 5.11) se puede observar que bajo cargas mayores a 0.5 g/m²d, tanto las VTR, como las ATR se mantienen constantes, lo cual demuestra que los sistemas son estables frente al incremento de la carga.

Tabla 5.11. Datos reportados por Suhr y Pedersen, (2010) para MBBR en cultivo de trucha

Q (L/s)	Carga (g/d)	Carga (g/m ² d)	VTR (g/m ³ d)	ATR (g/m ² d)
0.5	418	0.259	144	0.17
1	526	0.326	196	0.23
2	714	0.443	215	0.25
3	953	0.591	231	0.27
4	1480	0.918	248	0.29
0.5	760	0.471	167	0.2
1	741	0.460	188	0.22
2	815	0.506	227	0.27
3	940	0.583	226	0.27

4	1733	1.075	207	0.24
---	------	-------	-----	------

Brevemente se puede concluir que el reactor de lecho móvil tuvo una eficiencia aceptable en comparación con estudios similares y otros tipos sistemas de biopelícula, debido a que las concentraciones de NAT y NH_3 se mantuvieron dentro de los límites reportados para el cultivo intensivo de tilapia (Tabla 3.3 y Figura 5.7). Además, es importante mencionar que los parámetros ambientales, así como la estrategia de manejo de los RAS tienen un efecto en el comportamiento de las tasas de remoción de nitrógeno amoniacal (Suhr y Pedersen, 2010), por lo cual, es importante determinar un esquema estandarizado que permita facilitar la comparación de las tasas de remoción de los diferentes medios de soporte utilizados en filtros biológicos (Drennan II *et al.*, 2006). Es de destacar también, que lo más importante es que el RAS estudiado cumple con el objetivo de incrementar la producción de tilapia disminuyendo el consumo de agua y los requerimientos de espacio, como lo han planteado varios investigadores (Ling y Chen, 2005; Rijn *et al.*, 2006; Lekang, 2007; Martins *et al.*, 2010; Prehn *et al.*, 2012; Badiola *et al.*, 2012; Díaz *et al.*, 2012; Pedersen *et al.*, 2012; ; Rijn, 2013; Dalsgaard *et al.*, 2013).

b) Remoción de nitritos (NO_2^-)

Para el presente trabajo no se presentaron problemas asociados a la toxicidad de nitritos, ya que no se presentó acumulación de nitritos, por lo que se mantuvo en el intervalo recomendado para cultivo intensivo de tilapia. Los niveles alcanzados en este trabajo fueron entre 0.122 y 0.242 mg/L, con una remoción entre 60.96 y 71.90% entre el influente y el efluente del reactor. Como se puede ver las, concentraciones en el efluente del reactor son muy bajas, con una mínima de 0.048 y una máxima de 0.068 mg/L. En efecto los resultados obtenidos muestran una concentración por debajo de los límites máximos recomendados para tilapia (<1 mg/L), con lo cual se demuestra que el sistema funciono adecuadamente bajo diferentes cargas de NAT

c) Remoción de nitratos (NO_3^-)

De forma similar, a lo largo del periodo experimental y bajo las diferentes cargas de nitrógeno amoniacal las concentraciones de se mantuvieron por abajo del límite máximo recomendado (menor a 20 mg/L). Si bien se puede apreciar una tendencia creciente con el paso del tiempo (Figura 5.10). La concentración mínima fue de 6.85 mg/L y la máxima de 14.25 mg/L, ambos por debajo del ideal. De acuerdo a los resultados no se aprecia un tendencia uniforme en las cinco cargas, se puede apreciar una acumulación de los nitratos en el sistema (Figura 5.10), lo cual demuestra que si hubo nitrificación en el reactor.

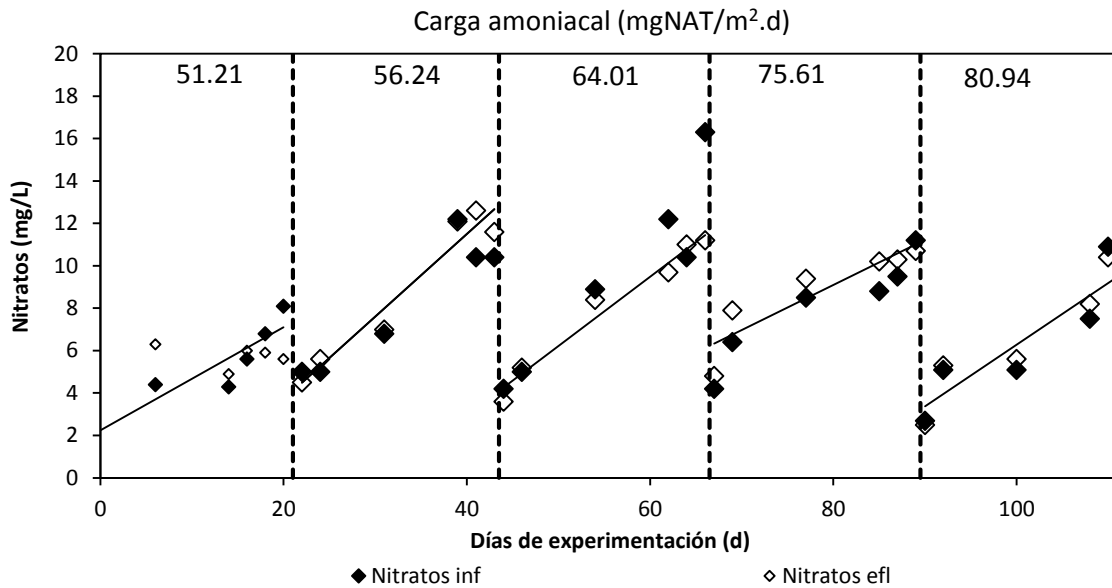


Figura 5.11 Comportamiento de los nitratos para las diferentes cargas

d) Nitrógeno total

El nitrógeno total incluye todas las formas de nitrógeno presentes en el agua. De acuerdo a los resultados se puede apreciar que la variación es despreciable en 4 de las cinco cargas entre el influente y el efluente del reactor, aunque, se observa que se presentó una acumulación de Nt con respecto al tiempo (Figura 5.12) para cada carga de NAT, y se obtuvo una concentración máxima de 41 mg/L.

Los nitratos son el compuesto menos tóxico de los compuestos derivados del nitrógeno en sistemas acuícolas. Este presenta una menor toxicidad que los nitritos y el amoníaco, como resultado de su baja permeabilidad, lo cual hace que su absorción a través de las branquias sea más limitada (Camargo y Alonso, 2006).

Los niveles tolerables dependen de la especie de peces en cultivo y se pueden alcanzar altas concentraciones en RAS diseñados solo para nitrificación, dado que su acumulación es inevitable al no existir un biofiltro desnitrificante. La tilapia soporta altas concentraciones de nitrato, con niveles estresantes por arriba de los 500 mg/L. Sin embargo, se recomienda que se mantenga por debajo de los 20 mg/L, con el fin de evitar someter a condiciones estresantes a los peces.

Dado que el sistema se diseñó especialmente para nitrificación se esperaba que las concentraciones de NO_3^- tendieran a incrementarse rápidamente, debido a que la única forma para bajar su concentración en el sistema es mediante recambios de agua (Rijn *et al.*, 2006), o mediante la implementación de reactores desnitrificantes (Kuhn *et al.*, 2010). Sin embargo, se puede constatar que las concentraciones tanto del influente, como del efluente se mantienen con una ligera variación (Figura 5.14). Lo anterior puede ser debido que se esté presentando una desnitrificación pasiva de acuerdo a lo descrito por Rijn *et al.*, (2006). Este autor indica que pueden existir micrositios de la estructura de la biopelícula en condiciones anóxicas, en donde, en presencia de carbono orgánico y compuestos de nitrógeno inorgánico ocurra la desnitrificación. Para detectar este fenómeno se utilizaron sensores y se midió esta actividad a una profundidad de 0.2 y 0.3 mm debajo de la superficie de la biopelícula, esto podría ser una de las causas de la lenta acumulación de nitratos, lo cual podría demostrar la presencia de estos micrositios donde se realice el proceso de desnitrificación. Sin embargo, la presencia de altos niveles de nitratos induce la eutrofización de los cuerpos de agua reactores (Gregory *et al.*, 2012), por lo cual es importante buscar alternativas para su remoción de las aguas de los efluentes acuícolas.

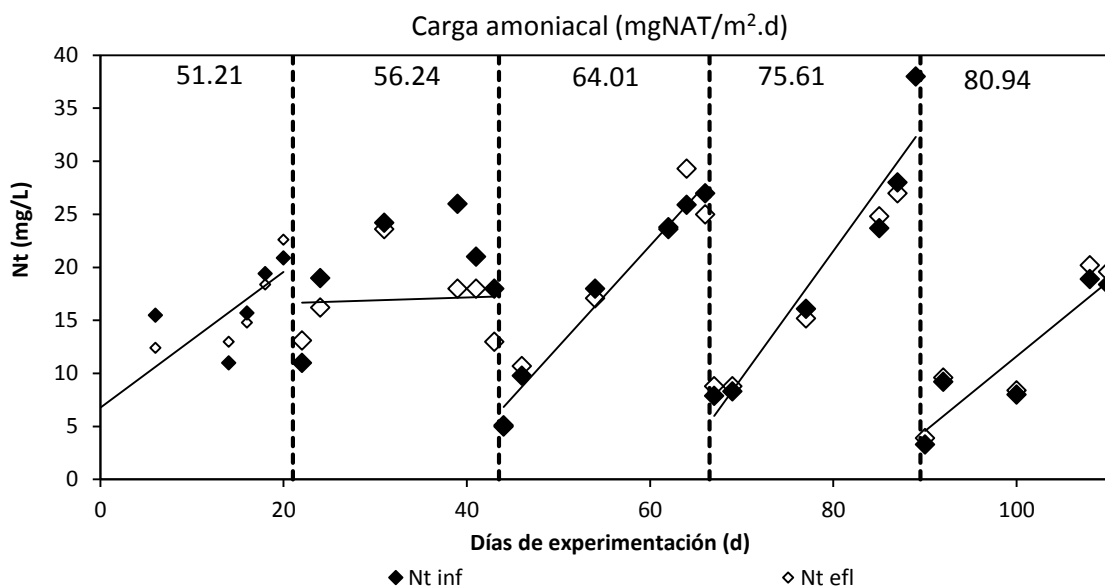


Figura 5.12 Comportamiento del Nt para las diferentes cargas

e) Tasas de remoción como ATR

Para el presente estudio se obtuvieron tasas de conversión de amonio a nitratos como ATR fueron de 31.78 a 67.69 mgNAT/m³.d, se puede observar de acuerdo a los datos obtenidos que a mayores cargas la ATR se incrementó (Figura 5.13), junto con el incremento de la eficiencia del reactor para las transformación del NAT.

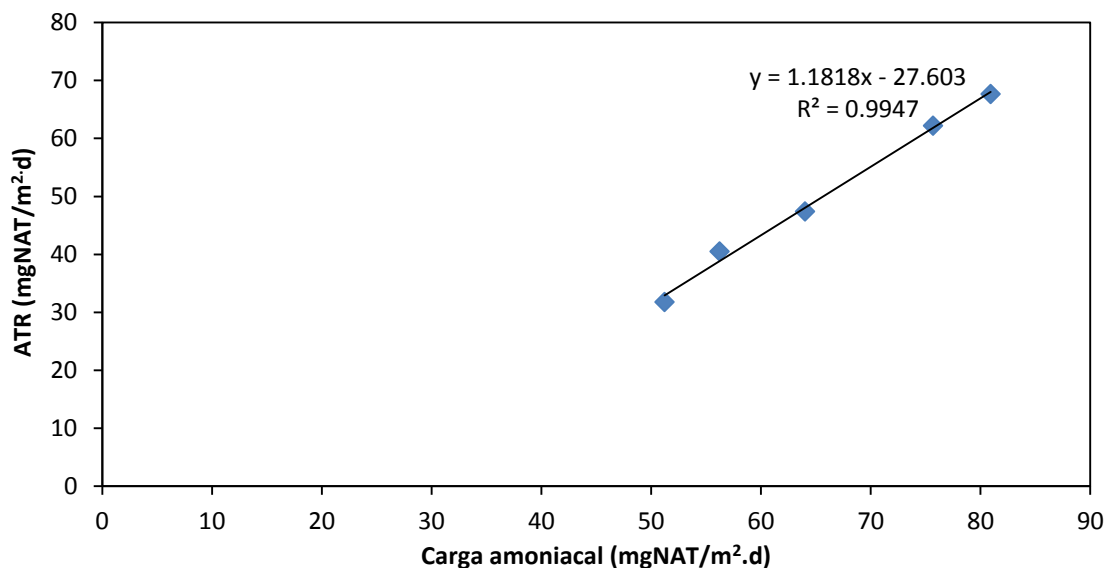


Figura 5.13 Tasas de remoción de NAT contra la carga de nitrógeno amoniaca

La variación de la carga fue en función del área disponible, por lo que la concentración en el influente se mantuvo constante y se disminuyó el área para poder incrementar la carga. Esto trajo consigo que se incrementaran los sólidos por unidad de superficie y al mismo tiempo se incrementará la eficiencia del reactor (Figura 5.13).

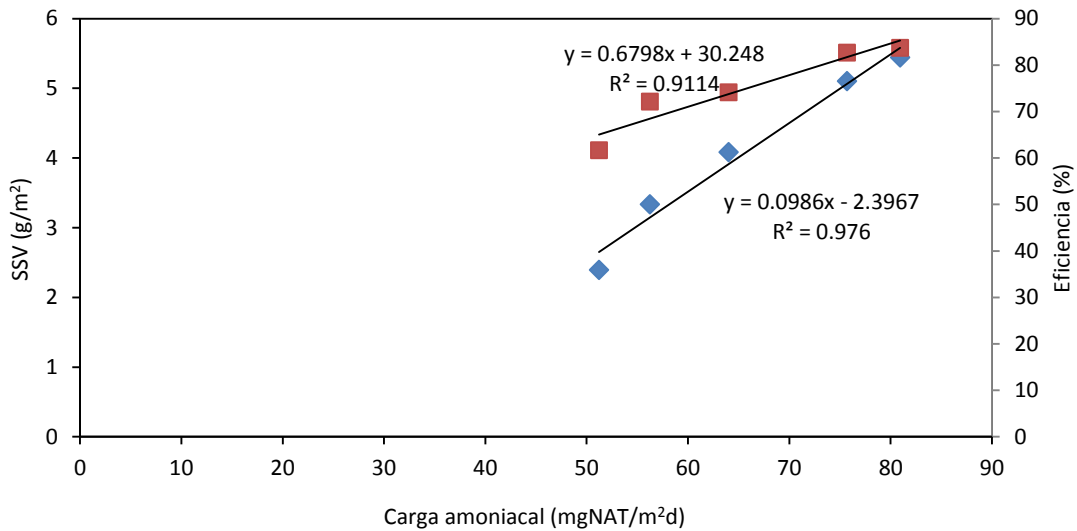


Figura 5.14 Comportamiento de la biomasa con respecto a las cargas

El principal modelo para predecir las tasas de remoción de NAT es el propuesto por Rusten et al (2006), el cual ha sido utilizado para sistemas MBBR aplicados a sistemas acuícolas con recirculación. La ecuación del modelo es la siguiente:

$$r_N = kS^n$$

Resultados presentados por Rusten et al., (2006), aplicados a un RAS muestran que las variables de este modelo se pueden ajustar a los siguientes valores: $k=0.5$ y $n=0.7$, considerando S como la concentración de concentración de NAT en el reactor en mg NAT/L y r_N la tasa de nitrificación como g NAT /m²d.

De acuerdo esta ecuación, bajo las condiciones de operación del reactor se tiene que para las concentraciones que se presentaron en el reactor, la tasa de nitrificación que se debió alcanzar es de 0.209 gNAT/m²d, sin embargo, solo se alcanzó promedio de 0.049 ± 0.014 gNAT/m²d, un valor muy por debajo de la capacidad de este material bajo condiciones

ideales de un reactor de lecho móvil. Por lo que los datos obtenidos no se ajustan a este modelo.

Por otro lado, para poder evaluar la cinética del reactor se probó el modelo de Stover – Kincannon para un reactor completamente mezclado, con lo que se obtuvieron los siguientes parámetros: $m = 160.70$ (rapidez máxima de eliminación de sustrato en $\text{mgNAT/m}_2\text{d}$); $K = 70.47$ (Constante cinética de saturación), aun así, al ajustar los datos obtenidos, con los calculados a partir de la ecuación de Michaelis-Menten no se logró un ajuste aceptable. Por lo que se decidió ajustar a la ecuación siguiente (Figura 5.10):

$$ATR = 1.118CA - 27.60$$

Donde:

ATR es la velocidad de remoción en $\text{mg/m}^2\cdot\text{d}$

CA es la carga amoniacal ($\text{mg/m}^2\cdot\text{d}$)

Esta ecuación describe los datos obtenidos con un coeficiente $R = 0.99$, sin embargo, es importante tomar esta ecuación con reserva, debido a la condición de sustrato limitante.

5.3.4 Remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En el presente estudio se presentó una remoción de sustrato carbonado muy limitada, dado que se favorecieron las condiciones para el proceso de nitrificación. De acuerdo a los resultados obtenidos (Figura 5.14), se puede apreciar que prácticamente no existe diferencia significativa entre la entrada y la salida del reactor. Por otro lado, la DQO es un parámetro que no está regulado por algún criterio para cultivo intensivo de peces, pero tiene especial importancia cuando se presentan concentraciones elevadas, ya que podrían estar asociadas con altos contenidos de materia orgánica o a una sobrealimentación del cultivo. En el presente estudio se alcanzaron valores de hasta 60 mg/L como DQOs a la salida de los estanques de cultivo y hasta 77 mg/L como DQOt.

Tabla 5.12 Comportamiento de la DQOt durante las cinco cargas de NAT

Carga (gNAT/m ² .d)	DQOt inf (±S) [mg/L]	DQOt efl (±S) [mg/L]	Remoción [%]
0.051	56.33 ±4.51	53.33 ±6.51	17.91
0.056	44.00 ±1.00	37.67 ±4.73	20.25
0.064	35.00 ±5.66	30.50 ±3.54	6.78
0.076	35.50 ±3.54	27.00 ±5.66	30.43
0.081	24.00 ±5.20	20.67 ±2.89	21.36

Los resultados obtenidos muestran una remoción máxima de DQOs de 23.94% en el reactor de lecho móvil, la cual es muy baja comparada con sistemas de tratamiento convencionales para tratamiento de aguas residuales domésticas. Sin embargo, en sistemas de tratamiento aplicados a sistemas acuícolas con recirculación la remoción de DQO ha pasado desapercibida, ya que no se han tenido problemas asociados con este parámetro por lo cual no se le ha dado relevancia en los sistemas acuícolas.

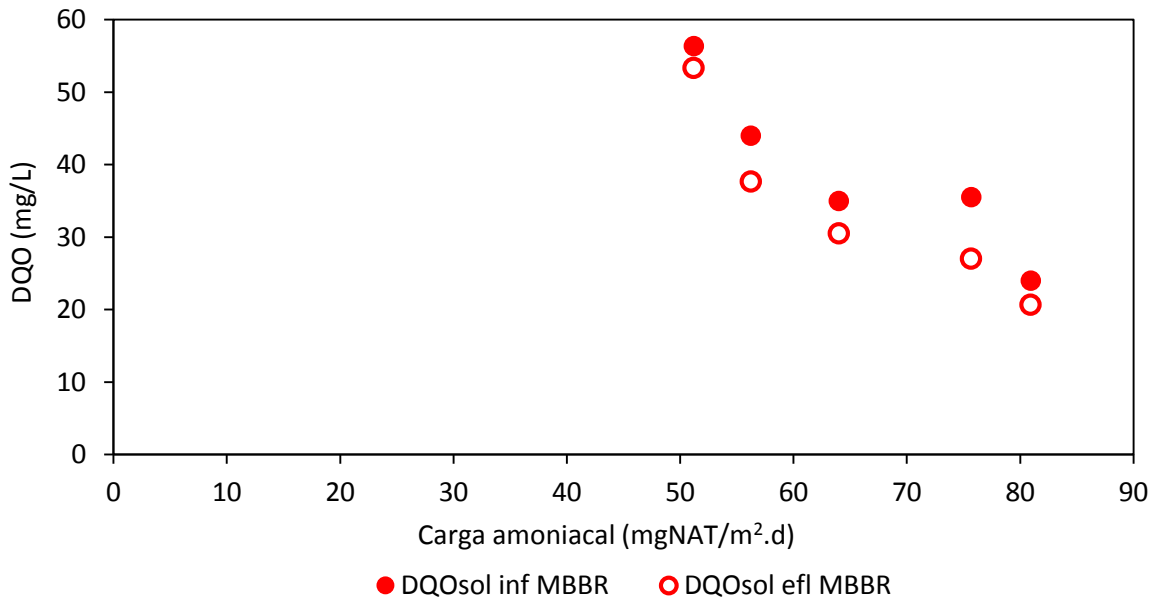


Figura 5.15 Concentraciones de DQOt_{tot} y DQOsol en el sistema RAS

En el presente estudio se puede observar una disminución de la DQO tanto la soluble como la total durante las cinco cargas. Este comportamiento acentuado en la

última corrida se debe principalmente a la presencia de fuertes lluvias durante la experimentación. En el caso de la primera corrida se realizó un ajuste de la intensidad de cultivo, sin embargo, no se recambio el agua, y por consiguiente las cargas tanto de NAT, como DQO fueron mayores a las que se presentaron en las corridas posteriores. Por otro lado el filtro biológico está expuesto a la intemperie, por lo que con las lluvias se presentaron recambios diarios no cuantificados. Sin embargo, en este caso la disminución favoreció disminuyendo la relación C/N, con lo cual, de acuerdo a datos reportados por varios autores esta condición favorece el incremento de las tasas de remoción de nitrógeno (Ej. Akunna et al., 1994; Carrera, 2001; Barajas, 2002; Ebeling et al., 2006; Michaud et al., 2006; Crab et al., 2007; Guerdat et al., 2011), ya que ante un incremento de la materia orgánica se ven favorecidos los organismos heterótrofos en un biofiltro, con lo cual las bacterias nitrificantes son desplazadas (Summerfelt y Penne, 2005). Lo anterior ha sido comprobado en los resultados obtenidos, puesto que las tasas de remoción se comportaron de manera inversa a la relación C/N, es decir, a menores relaciones C/N se presentaron mayores VTR y ATR, con lo que se mejoró la eficiencia del reactor y se alcanzó una máxima de 83.69%.

5.3.5 Tasa de alimentación y crecimiento

Durante la etapa experimental se alimentó hasta saciar a los peces, y se alcanzó un promedio de 2.79 kg/día (Figura 5.16) que representa una tasa de alimentación de 1.51% en promedio durante las 5 corridas. Se puede observar que la tasa de alimentación y crecimiento en cada corrida están dentro de los intervalos reportados (Tabla 5.10 y 5.9) para sistemas semi-intensivos en intensivos de cultivo de tilapia.

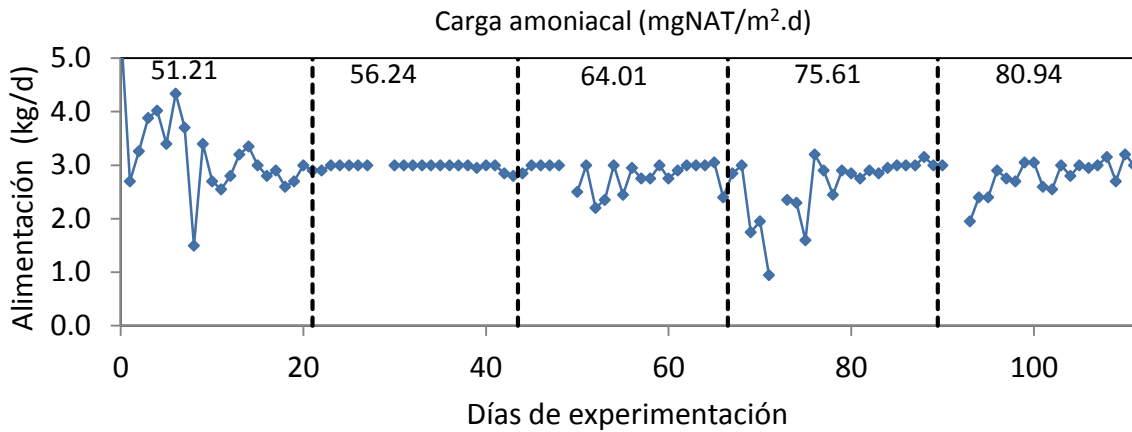


Figura 5.16 Alimentación suministrada al estanque de cultivo

Es importante tener en sistemas intensivos una talla uniforme, sin embargo, en este caso no se tenía la suficiente cantidad de peces para uniformizar las tallas utilizadas durante la experimentación. En virtud de lo anterior, mantener uniformes las tallas de los peces, sin duda que proporcionará datos más precisos en cuanto a las tasas de crecimiento y los factores de conversión alimenticia.

Tabla 5.13. Tasas de alimentación recomendadas (Adaptada de Saabedra, 2006)

Peso	Crecimiento diario	Alimento diario
gr	gr/día	%
309	3.85	2.2
>683	4.14	1.1

La densidad alcanzada en promedio durante las 5 corridas fue de $40.90 \pm 1.67 \text{ kg/m}^3$. De acuerdo a lo anterior se puede concluir que las RAS son eficientes para la producción intensiva, debido a que en el sistema se mantuvo estable la calidad de agua durante las 3 semanas de operación, con un incremento de aproximadamente 6 kg/m^3 .

6 CONCLUSIONES

Como parte fundamental de este trabajo se evaluó la eficiencia de un reactor de lecho móvil para remoción de nitrógeno amoniacal bajo diferentes cargas de trabajo. Los resultados obtenidos son muy satisfactorios en comparación con otros sistemas similares, tal es el caso de los resultados reportados por Terjesen *et al.*, (2013) (tabla 5.13), en cuanto a las tasas de nitrificación y comportamiento general del sistema.

Por otro lado a pesar de la variabilidad de las tasas de nitrificación reportadas por otros autores (Ej.: Zhu y Cheng 1999; Rusten *et al.*, 2000; Sumerfelt *et al.*, 2004; Rusten *et al.*, 2006; Pfeiffer y Malone 2006; Guerdat *et al.*, 2010; Guerdat *et al.*, 2011; Pfeiffer y Wills, 2011) el reactor tuvo una eficiencia comparable en términos de remoción de NAT.

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran de manera global el potencial de los sistemas RAS, ya que prácticamente el sistema trabajo con una recirculación del 100%, con un eficiencia dentro de los intervalos reportados por varios investigadores.

Del análisis de los resultados se puede concluir lo siguiente:

1. Que es factible la aplicación de los reactores de lecho móvil a sistemas intensivos de cultivo de tilapia, con una recirculación mayor al 99% del caudal, manteniendo las condiciones de calidad estables en el sistema.
2. Que las tasas de nitrificación se comportan de manera directamente proporcional al incremento de la carga de NAT y a la densidad de biomasa por unidad de área, e inversamente proporcional al el área disponible para la biopelícula, lo cual puede estar asociado con una mejor mezcla en el reactor a un menor porcentaje de llenado, limitando la presencia de zonas muertas.
3. La remoción de sólidos por sedimentación-filtración fue baja (58%), dado que para obtener altas tasas de nitrificación se requieren bajas concentraciones de materia orgánica, lo que implica una remoción de solidos alrededor de 95% (Badiola *et al.*,

2012), sin embargo, aún bajo estas condiciones se mantuvo una relación C/N baja, lo cual permitió tener una buena eficiencia de remoción de NAT.

4. La eficiencia de oxidación de amonio del reactor mínima fue de 61.65 % y una máxima de 83.69%, con una ATR mínima de 31.78 mgNAT /m³d y una máxima de 67.69 mgNAT/m³d, valores similares a los reportados por otros autores.
5. No se presentó acumulación de nitritos por lo que se mantuvo estable con concentraciones entre 0.122 y 0.173 mg/L en el tanque de cultivo y 0.048 a 0.068 mg/L a la salida del reactor, de remoción valores por debajo de los máximos reportados para cultivo de tilapia.
6. Las metodologías de diseño de filtros biológicos aplicados a RAS aún son muy generales, por lo que es necesario unificar criterios en cuanto a diseño y materiales empleados como medios de soporte para estos sistemas, de tal manera que se puedan hacer comparaciones, con el fin de seleccionar con más precisión el tipo de sistema de tratamiento más adecuado para los sistemas acuícolas con recirculación.

7 REFERENCIAS

- 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. *Wat. Res.* 24(1):97– 101.
- Anuario estadístico de Acuicultura y Pesca 2013. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, México.
- Arredondo, F.J.L. 1983 Especies animales acuáticas de importancia nutricional introducidas en México. *Biótica.* 8(2). 175-199.
- Atkinson, B., Davies, I.J., 1974. The overall rate of substrate uptake (reaction) by microbial films. Part I. A biological rate equation. *Trans. Instit. Chem. Eng.* 52, 248–259.
- Azami, H., Sarrafzadeh M. H. y Mehrnia, M. R. (2012). Soluble microbial products (SMPs) release in activated sludge systems: a review. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering* (9):30, 1-6.
- Barajas, María Guadalupe (2002). Eliminación biológica de nutrientes en un reactor biológico secuencial. Universidad Politécnica de Cataluña. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental. Programa de doctorado de ingeniería civil. España.
- Ben van den Akker, Mike Holmes, Peter Pearce, Nancy J. Cromar y Howard J. Fallowfield, (2011). Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment. *Water Research* 45(2011) 3489-3498
- Bendik Fyhn Terjesen, Steven T. Summerfelt, Ståle Nerlanda, Yngve Ulgenes, Svein Olav Fjæra, Britt Kristin Megård Reiten, Roger Selset, Jelena Kolarevic, Per Brunsvik, Grete Bæverfjord, Harald Takle, Arne H. Kittelsen, Torbjørn Åsgår, (2013). Design, dimensioning, and performance of a research facility for studies on the requirements of fish in RAS environments. *Aquacultural Engineering* 54 (2013) 49– 63.
- Beyenal H. y Lewandowski Z. (2000) Combined effect of substrate concentration and flow velocity on effective diffusivity in biofilms. *Wat. Res.* 34-2, 528-538.
- Biesterfeld, S., Farmer, G., Russell, P., Figueroa, L., 2001. Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity. In: *Proceedings of Water Environment Federation Conference 2001, Atlanta, GA, October 12–17.*
- Bitton, G. 1994. *Wastewater Microbiology*, Wiley-Liss Pub., New York.
- Bjorn Rusten, Bjørnar Eikebrokk, Yngve Ulgenes y Eivind Lygren, (2006). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering* 34 (2006) 322–331.
- Boley, W.-R. Müller, G. Haider, (2000). Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems. *Aquacultura Engineering.* 75–85.
- Boyd, C., 1990. “Water Quality in Ponds for Aquaculture”. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, AL, 482 pp.
- Brian L. Brazil, (2006). Performance and operation of a rotating biological contactor in a tilapia recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering* 34 (2006) 261–274.

- Brock, T. D. and M. T. Madigan. 1991. *Biology of Microorganism*, 6th Edition. Prentice-Hall International Inc., USA.
- Bruce L. Telzloff and Roy C. Heidinger, (1992). *Basic Principles of Biofiltration and System Design*. Illinois Aquaculture Resource/Research Center SIUC Fisheries Bulletin No. 19.
- C.I.M. Martins, E.H. Eding, M.C.J. Verdegem, L.T.N. Heinsbroek, O. Schneider, J.P. Blancheton, E. Roque d'Orbcasteld, J.A.J. Verreth, (2010). Review: New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering* 43. 83–93.
- Carrera, J. (2001). *Eliminación biológica de Nitrógeno en un efluente con alta carga. Estudio de los parámetros del proceso y diseño de una depuradora industrial*. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona. España.
- Cassey E., Glennon B. y Hamer G. (2000) *Biofilm development in a membrane-aerated biofilm reactor: effect of flow velocity on performance*. *Biotechnol. Bioeng.* 64-4, 476-486.
- Cázarez Chávez, Denisse y Orantes Avalos, Julio César (2014) *Análisis de la biodegradabilidad de la material orgánica de un efluente de tilapia*. Memorias del 9º Congreso estatal de ciencia, tecnología e innovación. Morelia, México.
- Characklis W. G. y Marshall K. C. (1990) *Biofilms*. Ed. Wiley-interscience publication John Wiley and sons, Inc. pp. 796.
- Chaudhry M. A. S. y Beg S. A. (1998) *A review on the mathematical modeling of biofilm process: advances in fundamentals of biofilm modeling*. *Chem. Eng. Technol.* 21-9, 701-710.
- Chen, S., Stechey, D., Malone, R.F. (1994) *Suspended solids control in recirculating aquaculture systems*. In: *Aquaculture water reuse systems, engineering design and management* (eds Timmons, M.B., Losordo, T.M.). Elsevier Science.
- Chuduba, P., Chang, J. et Capdeville, B. (1991). "Synchronized división of activated sluge microorganisms." *Wat. Res.* 25 25(7), 817-822.
- Colt, J., (2006). *Water quality requirements for reuse systems*. *Aquacult. Eng.* 34, 143–156.
- Colt, J., Lamoureux, J., Patterson, R., Rogers, G., 2006. *Reporting standards for biofilter performance studies*. *Aquacult. Eng.* 34, 377–388.
- Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, (2011). *Anuario estadístico de acuicultura y pesca*. Mazatlán, Sinaloa, México.
- CONIJESKI, D. (2008). *Ingeniería de cultivos marinos y dulceacuícolas. Conceptos básicos de Ingeniería en Acuicultura*. Plan Nacional de Desarrollo de la Acuicultura (PLANDAC). Proyecto TCP/URU/3101. Uruguay. 28 p.
- Cynthia Wagener, (2003). *Evaluation of static low density media filters for use in domestic wastewater treatment*. Thesis. B.S. in Environmental Engineering, Louisiana State University.
- David D. Kuhn, David D. Drahos, Lori Marsh y George J. Flick Jr., (2010). *Evaluation of nitrifying bacteria product to improve nitrification efficacy in recirculating aquaculture systems*. *Aquacultural Engineering* 43 (2010) 78–82.

- Deibel, PH.D, Virginia, and Jean Schoeni, 2003. PH.D. "Develop a Defense Against Biofilms." Food Safety Magazine Jan. 2003. Web. 18 Jan. 2012.
- Donlan, R.M (2002) Biofilms: Microbial life on surfaces: Emerging Infections Diseases 8: 881-888.
- Douglas G. Drennan II, K.C. Hosler, Mark Francis, Dallas Weaver, Ed Aneshansley, Gregory Beckman, Chandler H. Johnson, Chad M. Cristina, (2006). Standardized evaluation and rating of biofilters II. Manufacturer's and user's perspective. Aquacultural Engineering 34 (2006) 403–416.
- E.H. Eding, A. Kamstra, J.A.J. Verreth, E.A. Huisman y A. Klapwijk, (2006). Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. Aquacultural Engineering 34 (2006) 234–260.
- Edwards, P. (1985). Aquaculture: a component of low cost sanitation technology. Washington, DC: World Bank. (Technical paper 36).
- Empananza, E.J.M., 2009. Problems affecting nitrification in commercial RAS with fixed-bed biofilters for salmonids in Chile. Aquacultural Engineering 41, 91–96.
- Eshchar, M., Lahav, O., Mozes, N., Peduel, A., Ron, B.,(2006). Intensive fish culture at high ammonium and low pH. Aquaculture 255, 301–313.
- FAO, (2012). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2012. Roma. 231 págs.
- FAO, 2004. State of World Fisheries and Aquaculture. FAO, Rome. Flemish government, 2005. Afvalwaterproblematiek op melkveebedrijven. Flemish Government, Department Agriculture and Fisheries, Department Sustainable Agricultural Development, Belgium. 61 pp.
- FAO. (2013). Desarrollo de la acuicultura. 5. Uso de peces silvestres como alimento en acuicultura. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 5, Supl. 5. Roma. 85 pp.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura Oportunidades y desafíos, Roma 2014.
- Fdz-Polanco, F., Mendez, E., Uruena, M.A., Villaverde, S., Garcia, P.A., 2000. Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification. Water Res. 34, 4081–4089.
- Gavrilescu M. y Macoveanu M. (2000) Attached-growth process engineering in wastewater treatment. Bioprocess Engineering, 23, 95-106.
- Gjaltema, A., Tjihuis, L., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 1995. Detachment of biomass from suspended nongrowing spherical biofilms on airlifted reactors. Biotechnol. Bioeng. 46, 258–269.
- Goldburg, R.J., Elliott, M.S., Naylor, M.A., 2001. Marine Aquaculture in the United States: Environmental Impacts and Policy Options. Pew Oceans Commission, Arlington, VA, 44 pp.
- González-Martínez S. (1998) Biopelículas aerobias en el tratamiento de aguas residuales. IV Simposio Internacional sobre Control de la Polución de Aguas por Procesos Biológicos Valencia, Venezuela.

- Grady, L.C.P. Jr.; Lim, H.C. (1999) *Biological Wastewater Treatment*; New York.
- H. Ødegaard (1999). *The Moving Bed Biofilm Reactor*. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, Hokkaido Press 1999, p. 250-305.
- Hagopian, D.S., Riley, J.G., 1998. A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering* 18, 223–244
- Hall-Stoodley, L., and Stoodley, P. (2005) Biofilm formation and dispersal and the transmission of human pathogens. *Trends Microbiol* 1: 7–10.
- Hargreaves, J. A. (1998). Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture* 166:181-212.
- Hem L. J., Rusten B. y Odegaard H. (1994) Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Wat. Res.* 24, 1425-1433.
- Instituto Sinaloense de Acuicultura, 2005. Protocolo de producción juveniles de tilapia de Sinaloa y diferentes sistemas de engorda
- Isabella Mendoza González, (2012). *The Study of Biological Wastewater Treatment through Biofilm Development on Synthetic Material vs. Membranes*. A Major Qualifying Project Submitted to Faculty of Worcester Polytechnic Institute In Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Bachelor of Science
- Itoi, S., Ebihara, N., Washio, S., Sugita, H., 2007. Nitrite-oxidizing bacteria, nitrospira, distribution in the outer layer of the biofilm from filter materials of a recirculating water system for the goldfish *Carassius auratus*. *Aquaculture* 264, 297–308.
- Iván Andrés Sánchez O, Tsunao Matsumoto, (2012). Hydrodynamic characterization and performance evaluation of an aerobic three phase airlift fluidized bed reactor in a recirculation aquaculture system for Nile Tilapia production. *Aquacultural Engineering* 47 (2012) 16– 26.
- Iwai S. y Kitao T. (1994) *Wastewater treatment with microbial films*. Technomic Publishing Company, Inc. USA, 184 pp.
- IWMI, 2000. Web pages (<http://www.iwmi.org/>).
- J. López-Luna, M.A. Ibáñez M. Villarroel, (2013). Using multivariate analysis of water quality in RAS with Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) to model the evolution of macronutrients. *Aquacultural Engineering* 54 (2013) 22– 28.
- J. Muir, J. van Rijn, and J. Hargreaves, (2000). Production in intensive and recycle systems. Chapter eleven. Malcolm C. M. Beveride and Brendan J. McAndrew, 2000. *Tilapias: Biology and Exploitation*.
- J.A. Camargo, A. Alonso, (2006). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16 (2): 98-110.
- Jaap van Rijn, (2013). Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 53 (2013) 49– 56
- Jaap van Rijn, Yossi Tal y Harold J. Schreier, (2006). Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering* 34 (2006) 364–376.

- James M. Ebeling, Michael B. Timmons, J.J. Bisogni, (2006). Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia–nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture* 257 (2006) 346–358.
- Jeffery S. Weiss, Marcos Alvarez, Chi-Chung Tang, Robert W. Horvath, and James F. Stahl, (2005). Evaluation of moving bed biofilm reactor technology for enhancing nitrogen removal in a stabilization pond treatment plant.
- Jian Ling, Shulin Chen, (2005). Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacultural Engineering* 33 (2005) 150–162
- Jiménez Cisneros. B. E. (2002). La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. 2° reimpression. Limusa. Noriega Editores. México, D.F. pp 33-315.
- Johanne Dalsgaard, Ivar Lund, Ragnheidur Thorarinsdottir, Asbjørn Drenstvig, Kaj Arvonen, Per Bovbjerg Pedersen, (2013). Farming different species in RAS in Nordic countries: Current status and future perspectives. *Aquacultural Engineering* 53 (2013) 2– 13.
- John Brinkley, Chandler H. Johnson y Robert Souza, (2013). Moving bed biofilm reactor technology – a full-scale installation for treatment of pharmaceutical wastewater.
- Jonas Prehn, Christopher K. Waul, Lars-Flemming Pedersen, Erik Arvin, (2012). Impact of water boundary layer diffusion on the nitrification rate of submerged biofilter elements from a recirculating aquaculture system. *Water Research* 46 (2012) 3516-3524.
- José Luis Arredondo Figueroa, Silvia Delia Lozano Gracia, 2003. La acuicultura en México. UAM, Unidad Iztapalapa, División Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología, Planta experimental de Producción Acuícola, 2003 - 266 páginas
- Joseph Akunna, Claude Bizeau, René Moletta, Nicolas Bernet and Alain Héduit, (1994). Combined organic carbon and complete nitrogen removal using anaerobic and aerobic upflow filters. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 30. No. 12, pp 297-306.
- Juan Alonso Villalón Cueto, (2008). Cinética de degradación de contaminantes orgánicos en reactores biológicos de tratamiento de aguas residuales. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería Civil. UMSNH.
- Juan Ignacio Tejero Monzón, Ana Lorena Esteban-García, Loredana de Florio Rubén Díez Montero, Amaya Lobo García de Cortázar y Leticia Rodríguez-Hernández, (2012). Tecnologías de biopelícula innovadoras para la depuración de aguas residuales: veinticinco años de investigación del Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria.
- Orantes Avalos, Julio César (2001). Reactor de lecho móvil para tratar aguas residuales usando un nuevo material de soporte. Tesis de maestría UNAM.
- K. Jauncey, (2000). Nutritional requirements. Chapter nine. Malcolm C. M. Beveride and Brendan J. McAndrew, 2000. *Tilapias: Biology and Exploitation*.
- K.I. Suhr, P.B. Pedersen, (2010). Nitrification in moving bed and fixed bed biofilters treating effluent water from a large commercial outdoor rainbow trout RAS. *Aquacultural Engineering* 42 (2010) 31–37.

- Kadiya Calderón, Jaime Martín-Pascual, José Manuel Poyatos, Belén Rodelas, Alejandro González-Martínez, Jesús González-López, (2012). Comparative analysis of the bacterial diversity in a lab-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) applied to treat urban wastewater under different operational conditions
- Kaiser, G.E., Wheaton, F.W., (1983). Nitrification filters for aquatic culture systems: state of the art. *J. World Maricult. Soc.* 14:302–324.
- Karin I. Suhr, Per Bovbjerg Pedersen, Erik Arvin, (2012). End-of-pipe denitrification using RAS effluent waste streams: Effect of C/N-ratio and hydraulic retention time. *Aquacultural Engineering* (En revisión, 18).
- Knowles, G., Downing, A.L., Barrett, M.J., (1965). Determination of rate constants for nitrifying bacteria with the aid of an electronic computer. *J. Gen. Microbiol.* 38, 263–278.
- Kofi Asiedu, (2001). Evaluating biological treatment systems. A thesis submitted to the faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Environmental Engineering of Civil and Environmental Engineering Blacksburg, Virginia 2001.
- Kullander, S.O. 1998. A phylogeny and classification of the South American Cichlidae (Teleostei: Perciformes). Pp. 461-498, In: L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena and C.A.S. Lucena (eds.). *Phylogeny and classification of Neo-tropical fishes*. Edipucrs, Porto Alegre.
- L. Michaud, J.P. Blancheton, V. Bruni, R. Piedrahita, (2006). Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. *Aquacultural Engineering* 34 (2006) 224–233.
- Larsen T. A. y Harremoës P. (1994) Degradation mechanism of colloidal organic matter in biofilm reactors, *Wat. Res.* 28-6, 1443-1452
- Lars-Flemming Pedersen , Karin I. Suhr, Johanne Dalsgaard, Per B. Pedersen, Erik Arvin, (2012). Effects of feed loading on nitrogen balances and fish performance in replicated recirculating aquaculture systems. *Aquaculture*. 237–245
- Lawson, T.B., (1995). *Fundamentals of Aquaculture Engineering*. Chapman and Hall, New York.
- Lazarova V. y Manem J. (1994) Advances in biofilms aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. *Wat. Sci. Tech.* 29-10/11, 319-327.
- LEI YANG, LIN-SEN CHOU y WEN K. SHIEH (2001). Biofilter treatment of aquaculture water for reuse applications. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 13, pp. 3097–3108, 2001.
- Lemarié, G., Dosdat, A., Covès, D., Dutto, G., Gasset, E., Person-Le Ruyet, J., (2004). Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture* 229, 479–491.
- Leonard, N., Guiraud, J.P., Gasset, E., Cailleres, J.P., Blancheton, J.P., 2002. Bacteria and nutrients – nitrogen and carbon – in a recirculating system for sea bass production. *Aquacult. Eng.* 26, 111–127.

- Lioa, P. B. and R. D. Mayo, 1974. Intensive fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture* 3: 61-85.
- López I. F., Esparza I. R., Velasco B. H. y Monroy H. O. (1999) Modelo de un reactor de biopelícula para el tratamiento de aguas residuales. IV Congreso Latinoamericano de Biotecnología y Bioingeniería, Huatulco, Oaxaca, México, 266.
- Loveless, J.E., Painter, H.A., (1968). The influence of metal ion concentration and pH value on the growth of a *Nitrosomonas* strain isolated from activated sludge. *J. Gen. Micro.* 52: 1–14.
- Luigi Michaud, Angelina Lo Giudice, Filippo Interdonato, Sebastien Triplet, Liu Ying, Jean Paul Blancheton, (2014). C/N ratio-induced structural shift of bacterial communities insidelab-scale aquaculture biofilters. *Aquacultural Engineering* 58 (2014) 77– 87.
- Maartje A.H.J. van Kessel, Harry R. Harhangi, Katinka van de Pas-Schoonen, Jack van de Vossenberg, Gert Flik, Mike S.M. Jetten, Peter H.M. Klaren y Huub J.M. Op den Camp, (2010). Biodiversity of N-cycle bacteria in nitrogen removing moving bed biofilters for freshwater recirculating aquaculture systems. *Aquaculture* 306 (2010) 177–184.
- Maartje A.H.J. van Kessel, Harry R. Harhangi, Katinka van de Pas-Schoonen, Jack van de Vossenberg, Gert Flik, Mike S.M. Jetten, Peter H.M. Klaren, Huub J.M. Op den Camp, (2010). Biodiversity of N-cycle bacteria in nitrogen removing moving bed biofilters for freshwater recirculating aquaculture systems. *Aquaculture* 306 (2010) 177–184.
- Maddi Badiola, Diego Mendiola, John Bostock, (2012). Recirculating Aquaculture Systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. *Aquacultural Engineering* 51 (2012) 26– 35.
- Maddi Badiola, Diego Mendiola y John Bostockb, (2012). Recirculating Aquaculture Systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. *Aquacultural Engineering* 51 (2012) 26– 35.
- Malcolm C. M. Beveride and Brendan J. McAndrew, (2000). *Tilapias: Biology and Exploitation*.
- Malone, R.F., Beecher, L.E., (2000). Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems. *Aquac. Eng.* 22, 57–73.
- Malone, R.F., Beecher, L.E., De Los Reyes, A.A. Jr., (1998). Sizing and management of floating bead bioclarifiers. In: Libey, G.S. (Ed.), *Second International Conference on Recirculating Aquaculture (Proc.)*, 16–19 July 1998, Roanoke, VA. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, NY, pp. 319–341.
- Malone, R.F., Chitta, B.S., Drennan, D.G., (1993). Optimizing nitrification in bead filters for warmwater recirculating aquaculture systems. In: Wang, J.K. (Ed.), *Techniques in Modern Aqua-culture Proceedings*, Spokane, WA, 21-223, June. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, pp. 315–325.
- Mann, A., Mendoza-Espinosa, L., Stephenson, T., 1998. A comparison of floating and sunken media biological aerated filters for nitrification. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 72, 273–279.
- María Auxiliadora Saavedra Martínez, (2006). *Manejo del cultivo de tilapia*. Managua, Nicaragua.

- María Auxiliadora Saavedra Martínez, (2006). Manejo del cultivo de tilapia. Managua, Nicaragua. 31 de julio al 4 de agosto de 2006.
- Maria Teresa Gutierrez-Wing y Ronald F. Malone, (2006). Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacultural Engineering* 34 (2006) 163–171.
- Martín-Pascual, J., López-López, C., Cerdá, A., González-López, J., Hontoria, E., Poyatos, J.M., (2012). Comparative kinetic study of carrier type in a moving bed system applied to organic matter removal in urban wastewater treatment. *Water Air Soil Pollut* 222, 1699–1712.
- Metcalf and Eddy, Inc., 2003. *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*, third ed. McGraw Hill Inc., New York, 1334 pp.
- Michael A. Winkler. *Tratamiento biológico de aguas residuales* (2006). Limusa. México.
- Mitchel R., Nevo Z. (1978) Effect of bacterial polysaccharide accumulation on infiltration of water through sand. *Applied Microbiology* 12 (3-2) 219-223
- Mitchell, R. (1978). Mechanism of biofilm formation in seawatwe. Pages 45-49 in *Proceedin Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC) Biofouling and Corrosion Symposium*.
- Morales, (1974). Datos Biológicos. El cultivo de la tilapia en México. Instituto Nacional de Pesca, I.N.P./24:24 p.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., (2000). Effect of aquaculture on worldfish supplies. *Nature* 405, 1017–1024.
- Nicolella C., van Loosdrecht M. C. M. y Heijnen J. J. (2000) Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology*. 80, 1-33.
- Nikov I., Nikolov V. y Dimitrov D. (1999) Biodegradation of aniline using light carriers with optimised surface in TPIFB. *Bioprocess Bioeng.* 21, 547-552.
- O. Schneider, V. Sereti, E.H. Eding, J.A.J. Verreth, (2005). Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 32. 379–401.
- O’Toole, G., Kaplan, H.B., and Kolter, R. (2000) Biofilm formation as microbial development. *Annu Rev Microbiol* 54: 49–79.
- Ochieng A, Ogada T, Sisenda W, Wambua P (2002). Brewery wastewater treatment in a fluidized bed bioreactor. *Journal of Hazardous Materials* 90: 311-321.
- Odd-Ivar Lekang, (2007). *Aquaculture Engineering*. Department of Mathematical Sciences and Technology, Norwegian University of Life Sciences.
- Odegaard H., Rusten B. y Westrum T. (1994) A new moving bed biofilm reactor- applications and results. *Wat. Sci. Tech.* 29, 10-11.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Badin, H. (1993a) Small wastewater treatment plants based on moving bed biofilm reactors. *Wat. Sci. Technol.* 28 (10) 351.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Westrun, T. (1993b) A new moving bed biofilm reactor - Applications and results. *Proceedings IAWQ 2nd International Conference on Biofilm Reactors*, Paris, Sept. 29-Oct. 1, p. 221

- Prein, M. (1988). Wastewater-fed fish culture in Germany. International Seminar on wastewater reclamation and reuse for aquaculture, Calcutta, 6-9 December.
- R.S. Ramalho (2003). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverté, S.A. Segunda edición.
- RA Saucedo, LI Manzanares, VG Nevárez, RG Bautista, F Solís, L Córdoba, J Carrasco, C Andrade, (2007). Concentración de biopelícula y eficiencia de un reactor de lecho fluidizado empacado con dos nuevos materiales de soporte.
- Raul H. Piedrahita, (2003). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* 226 (2003) 35–44.
- Rigoberto Engel Ugalde, (2013). Sistemas de Recirculación de Agua para la Acuicultura en el estado de Hidalgo. Memoria de ponencias Think Green 2013: Crecimiento verde, retos y oportunidades para México.
- Robert C. Summerfelt, Chris R. Penne, (2005). Solids removal in a recirculating aquaculture system where the majority of flow bypasses the microscreen filter. *Aquacultural Engineering* 33 (2005) 214–224.
- Roel H. Bosma, Marc C.J. Verdegem, (2011). Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limits. *Livestock Science* . 58–68.
- Ronald F. Malone y Timothy J. Pfeiffer, (2006). Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 34 (2006) 389–402
- Roselien Crab, Yoram Avnimelech, Tom Defoirdt, Peter Bossier y Willy Verstraete, (2007). Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture* 270 (2007) 1–14.
- Rusten B., Hem L. J., Odegaard H. (1995) Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors; *Wat. Environ. Res.* 67-1, 75-86.
- Rusten B., Kolkinn O. y Odegaard H. (1997) Moving bed biofilm reactors and chemical precipitation for high efficiency treatment of wastewater from small communities. *Wat. Sci. Tech.* 35-6, 71-79.
- Rusten, B., Eliassen, H. (1994) Upgrading to nitrogen removal with the KMT Moving Bed Biofilm Process. *Wat. Sci. Technol.*, 29 (12) 185-195.
- Rusten, B., McCoy, M., Proctor, R., Siljudalen, J. (1998). The innovative moving bed biofilm reactor/solids contact reaeration process for secondary treatment of municipal wastewater. *Water Environment Research*.
- Rusten, B.G.; Hellström, F.; Sehested, O.; Skjelfoss, E.; Svendsen, B. (2000). Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at FREVAR wastewater treatment plant. *Wat. Sci. and Tech.*, Vol. 41, No. 4-5, pp. 13-20.
- Rusten. B., Eliassen H. (1993) Sequencing Batch Reactors for Nutrient Removal at small Wastewater Treatment Plants. *Wat. Sci. Technol.*, 28 (10) 233-242.
- SAGPyA. (2006). Sistemas de recirculación en acuicultura.
- Satoh, H., Okabe, S., Norimatsu, N., Watanabe, Y., 2000. Significance of substrate C/N ratio on structure and activity of nitrifying biofilms determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. *Water Sci. Technol.* 41, 317–321.

- Secretaria de Ganadería, Desarrollo rural Pesca y Alimentación, (2012). Criterios Técnicos y Económicos para la producción Sustentable de Tilapia en México. Manual del Productor.
- Secretaria de Ganadería, Desarrollo rural Pesca y Alimentación, (2012b). Plan rector del sistema producto tilapia Michoacán 2012
- Secretaria de Pesca (1988). Manual técnico para el cultivo de tilapia en los centros acuícolas de la Secretaria de Pesca.
- Sharrer, M.J., Tal, Y., Ferrier, D., Hankins, J.A., Summerfelt, S.T., 2007. Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system. *Aquacult. Eng.* 36, 159–176.
- Shi-Yang Zhang, Gu Li, Hui-Bi Wu, Xing-Guo Liu, Yan-Hong Yao, Ling Tao, Huang Liu, (2013). An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. *Aquacultural Engineering* 45 (2011) 93–102.
- Shi-Yang Zhanga, Gu Li, Hui-Bi Wu, Xing-Guo Liu, Yan-Hong Yao, Ling Tao, Huang Liu, (2011). An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. *Aquacultural Engineering* 45 (2011) 93–102.
- Shuangfu Zhang, Yayi Wang, Weitao He, Meiyang Xing, Min Wu, Jian Yang, Naiyun Gao, Guangyao Sheng, Daqiang Yin, Shanhu Liu, (2013). Linking nitrifying biofilm characteristics and nitrification performance in moving-bed biofilm reactors for polluted raw water pretreatment. *Bioresource Technology* 146 (2013) 416–425.
- Shulin Chen, Jian Ling y Jean-Paul Blancheton, (2006). Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering* 34 (2006) 179–197.
- Simón González Martínez, 2002. Tratamiento de aguas residuales utilizando biopelículas sobre un material poroso. Congreso Internacional de Ingeniería y Sanitaria. Cancún, México.
- Simon P. Gregory, Paul J. Dyson, David Fletcher, Philip Gatland, Robin J. Shields, (2012). Nitrogen removal and changes to microbial communities in model flood/drain and submerged biofilters treating aquaculture wastewater. *Aquacultural Engineering* 50 (2012) 37–45
- Simon P. Gregory, Paul J. Dyson, David Fletcher, Philip Gatland, Robin J. Shields, (2012). Nitrogen removal and changes to microbial communities in model flood/drain and submerged biofilters treating aquaculture wastewater. *Aquacultural Engineering* 50 (2012) 37–45.
- Singer, A., Parnes, S., Gross, A., Sagi, A., Brenner, A., (2008). A novel approach to denitrification processes in a zero-discharge recirculating system for small-scale urban aquaculture. *Aquacult. Eng.* 39, 72–77.
- Songming Zhu y Shulin Chen, (1999). An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system. *Aquacultural Engineering* 20 (1999) 245–259.

- Songming Zhu, Shulin Chen, (1999). An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system. *Aquacultural Engineering* 20 (1999) 245–259.
- Soto Castro, Alejandro, Soria Leal, Lizeth Yazmín, Rueda Jasso, Rebeca Anelli, Campos Mendoza Antonio y Orantes Avalos, Julio César (2013). Pérdidas de energía en un sistema acuícola con recirculación. *Memorias del 8º Congreso Estatal de Ciencia Tecnología e Innovación*. Morelia, México.
- Stoodley, P., Sauer, K., Davies, D.G., and Costerton, J.W. (2002) Biofilms as complex differentiated communities. *Annu Rev Microbiol* 56: 187–209.
- Sugiura, S.H., Marchant, D.D., Wiggins, T., Ferraris, R.P., (2006). Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. *Environ. Pollut.* 140, 95–101.
- Summerfelt, S.T., Bebak-Williams, J., Tsukuda, S., 2001. Controlled Systems: Water Reuse and Recirculation. In: G. Wedemeyer (Ed.), *Fish Hatchery Management*, Second Ed. Bethesda, MD, American Fisheries Society, pp. 285–395.
- Summerfelt, S.T., Davidson, J., Helwig, N., (2004). Evaluation of a full-scale cyclobio fluidized-sand biofilter in a coldwater recirculating system. In: *Proceedings of the 5th International Conference on Recirculating Aquaculture*, July 22–24, pp.227–237.
- Sutton PM, Mishra PN (1990) Fluidized bed biological wastewater treatment: effects of scale-up on system performance. *Water Science and Technology* 22: 419-430.
- T. Kristensen A. Atland, T. Rosten, H.A. Urke y B.O. Rosseland, (2009). Important influent-water quality parameters at freshwater production sites in two salmon producing countries. *Aquacultural Engineering* 41 (2009) 53–59.
- Timmons, M. B., Ebeling, J., Wheaton, F., Summerfelt, S., & Vinci, B. (2002). *Recirculating aquaculture systems* 2nd Edition. Ithaca, N.Y. Cayyuga Aqua Ventures.
- Timmons, M. B., Ebeling, J., Wheaton, F., Summerfelt, S., & Vinci, B. (2010). *Recirculating aquaculture* 2nd Edition. Ithaca, N.Y. Cayyuga Aqua Ventures.
- Timothy J. Pfeiffer, Paul S. Wills, (2011). Evaluation of three types of structured floating plastic media in moving bed biofilters for total ammonia nitrogen removal in a low salinity hatchery recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering* 45 (2011) 51– 59.
- Todd C. Guerdat, Thomas M. Losordo, John J. Classen, Jason A. Osborne, Dennis P. DeLong, (2010). An evaluation of commercially available biological filters for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 42. 38–49.
- Todd C. Guerdata, Thomas M. Losordo, John J. Classen, Jason A. Osborne, Dennis DeLong, (2011). Evaluating the effects of organic carbon on biological filtration performance in a large scale recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering* 44 (2011) 10–18.
- Tyagi R. D. y Vembu K. (1990) *Wastewater treatment by immobilized cells*. CRC Press, Inc. USA.

- V. Díaz, R. Ibáñez, P. Gómez, A.M. Urtiaga y I. Ortiz, (2012). Kinetics of nitrogen compounds in a commercial marine Recirculating Aquaculture System. *Aquacultural Engineering* 50 (2012) 20– 27.
- V. Hoang, R. Delatolla, T. Abujamel, W. Mottawea, A. Gadbois, E. Laflamme y A. Stintzi, (2014). Nitrifying moving bed biofilm reactor (MBBR) biofilm and biomass response to long term exposure to 1°C.
- van Rijn, J. (1996). The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture—a review. *Aquaculture* 139: 181–201.
- Viveros-Viveros, Fernando, Soria-Leal, Lizeth, Negra-Jiménez, Isaías, Rueda-Jasso, Rebeca, Campos-Mendoza, Antonio y Orantes, Julio. (2013) Evaluación preliminar de un biofiltro para el tratamiento de un efluente acuícola. Memorias del 3er Congreso Young Water Professionals de la International Water Association. San Luis Potosí, México
- W.T. Mook, M.H. Chakrabarti, M.K. Aroua, G.M.A. Khan, B.S. Ali, M.S. Islam, M.A. Abu Hassan, (2012). Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review
- Wang, R.C., Wen, X.H., Qian, Y., (2005). Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. *Process. Biochem.* 40, 2992–3001.
- Wäsche S., Horn Harald y Hempel D. C., (1999) Mass transfer phenomena in biofilm systems. Conference on Biofilm Systems, Octubre 17-20, 1999, Nueva York, E.E.U.U.
- Welter, Adriana Beatriz, (2013). La biopelícula en los procesos rbc. Universidad Católica de Córdoba.
- Westers, H.,(2000). A Fourteen-Year Dispute About Phosphorous Effluent Contribution and Its Impact on Platte Lake. *Recirculating Aquaculture*. Roanoke, Virginia.
- Wheaton, F.W., (1985). *Aquacultural Engineering*, 2nd Ed., Wiley-Interscience, New York. 708 p
- Wood B. D. y Whitaker S. (1999) Cellular growth in biofilms. *Biotech. Bioeng.* 64-6, 656-670.
- Zhu, S., Chen, S., (2001). Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacult. Eng.* 25, 1–11.
- Zobell, C. E. (1943). The effect of solid surfaces on bacterial activity. *Journal of Bacteriology*, 46, 39-56.