

# EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE RECIRCULACIÓN Y ACONDICIONAMIENTO DE AGUA EN TRUTICULTURA

• Daury García-Pulido • Iván Gallego-Alarcón •  
• Carlos Díaz-Delgado • Cheikh Fall • Cristina Burrola-Aguilar  
*Universidad Autónoma del Estado de México*

## Resumen

La principal variable crítica del crecimiento de la acuicultura en México ha sido la disponibilidad de agua en cantidad suficiente, sobre todo con calidad adecuada. En este trabajo se presenta un desarrollo tecnológico para el tratamiento de agua residual acuícola en cultivos cerrados de trucha arcoíris, como una alternativa de producción sostenible que favorece la generación de alimento de alto rendimiento y calidad nutritiva para la población. El objetivo principal de la investigación fue evaluar el acondicionamiento hídrico de una granja compacta de trucha, con una eficiencia que permitió optimizar agua en cantidad y calidad. Este sistema de producción de trucha está acoplado a un tren de tratamiento formado por un filtro de malla, un biofiltro y un filtro de arena. La densidad alcanzada durante el ciclo de producción fue de 12 kg/m<sup>3</sup>, con una biomasa de 98.5 kg. Con la información generada fue posible construir modelos de tipo regresivo que permiten estimar la generación de contaminantes del cultivo en función de la biomasa. La remoción de contaminantes en el tren de tratamiento fue de 71.43, 33.44, 66.51 y 88.33% para amonio, nitritos, DQO<sub>T</sub> y SST, respectivamente. Para nitratos se tuvo una generación de 5.73%. El filtro percolador y de arena lograron remover una tasa volumétrica de nitrógeno amoniacal de 90.64 ± 52.23 y 25.05 ± 22.84 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>d, respectivamente. Los resultados obtenidos en este desarrollo tecnológico demuestran su alta pertinencia para el cultivo de trucha arcoíris, con una producción similar en granjas comerciales, pero con menos del 1% del volumen del agua por ciclo.

**Palabras clave:** tratamiento de agua residual acuícola, trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), sistemas de recirculación acuícola, desarrollo tecnológico, modelos de generación de contaminantes, uso eficiente del agua.

## Introducción

La presión ambiental y restricciones normativas sobre uso y/o aprovechamiento del recurso agua para el cultivo de la trucha y de otras especies acuícolas (Marañón-Herrera *et al.*, 2008) en México ha llevado a explorar alternativas que permitan un uso más adecuado de éste. Una opción es el desarrollo tecnológico e innovaciones para el reacondicionamiento de agua residual acuícola.

Los sistemas de recirculación acuícola (SRA) son procesos donde el agua utilizada en los

estanques de producción se canaliza a un tren de tratamiento para reacondicionar el efluente, permitiendo la vida acuática. Estos trenes de tratamiento tienen cuatro funciones básicas: circulación de agua, remoción de sólidos, biofiltración e intercambio gaseoso (Timmons *et al.*, 2009).

La biofiltración es parte vital de cualquier Sistema de Recirculación Acuícola (SRA) (Suhr y Pedersen, 2010) y se entiende como cualquier filtración en donde se utilizan organismos vivos para remover impurezas del agua (Eding *et al.*, 2006). Esta función

transforma las especies nitrogenadas tóxicas para los organismos acuáticos mediante el proceso de nitrificación, es decir, la oxidación del amonio a nitrito y, a su vez, a nitrato; este último, letal únicamente en concentraciones muy altas.

El amonio es la principal especie nitrogenada del metabolismo de los peces (Thomas y Piedrahita, 1998), siendo un parámetro limitante en la producción de truchas con recirculación de agua. En otras palabras, la concentración de amonio disuelto en el agua determina la capacidad de carga del estanque y de las dimensiones de las unidades biológicas del tren de tratamiento (Chen *et al.*, 2006; Eding *et al.*, 2006; Timmons *et al.*, 2006).

El balance entre el amonio producido por los peces, el alimento no consumido y la biomasa de bacterias muertas debe estar equilibrado con la tasa de remoción de amonio mediante el cambio de agua y la filtración biológica (Suhr y Pedersen, 2010). Así pues, el dimensionamiento de un biofiltro está basado en las características del agua residual (carga orgánica, contenido de sólidos, concentración de especies nitrogenadas, etcétera) y el flujo de agua (Zhu *et al.*, 1998; Metcalf y Eddy, 1991). Para el diseño de un biofiltro es importante conocer las concentraciones de los parámetros limitantes existentes en el agua residual acuícola. Actualmente se cuenta con diversos trabajos de investigación, donde se ha determinado la generación de contaminantes en un cultivo acuícola (Lyytikäinen y Jobling, 1998; Thomas y Piedrahita, 1998; Zhu *et al.*, 1998; Carvalho y Phan, 1997). Sin embargo, estas tasas de producción de contaminantes han sido estudiadas bajo condiciones de laboratorio, donde los factores ambientales y los parámetros que pueden afectar los niveles de producción de amonio son monitoreados y controlados cuidadosamente (Thomas y Piedrahita, 1998).

Es importante considerar que para cada especie de cultivo y región geográfica se debe conocer la concentración de los contaminantes limitantes de la producción trutícola disueltos

en el agua residual y su relación con la biomasa, para así contar con una unidad biológica más eficiente.

Este trabajo tuvo como objetivo modelar la producción de residuos de un cultivo de trucha arcoíris con recirculación de agua, en función de la biomasa producida, evaluar la eficiencia del tren de tratamiento y el desempeño de un sistema de recirculación acuícola (SRA).

## Metodología

La investigación se realizó en las instalaciones del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA-UAEMex), ubicado en el altiplano central de la república mexicana (99°43' O, 19°24' N), a una altitud de 2 660 msnm, con una temperatura media anual de 12.6 °C, y un sistema de recirculación acuícola prototipo, el cual constó de dos estanques circulares y un tren de tratamiento (figura 1). Este último, integrado por un filtro de malla de acero inoxidable con una luz de 300 µm, de 0.4 m x 0.7 m con forma parabólica, que recibió el caudal del último estanque seguido de una estructura tubular (PVC hidráulico de 25 mm, 1", de diámetro interior) distribuidora de agua a un filtro biológico (percolador) de 2.0 m de diámetro construido con poliuretano de alta densidad, soportado por una estructura metálica; el empaque del filtro utilizado consistió de cartuchos de manguera plástica corrugada, con una superficie específica de 414 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> dispuestos alternadamente con una inclinación de 60° y con un espesor total de 1.0 m.

El efluente del percolador fue enviado a dos filtros de arena graduada de flujo ascendente, construido en acero inoxidable, con un diámetro de 0.6 m y un espesor de lecho de 0.6 m cada uno, para después ser enviado a un reservorio de concreto, con un volumen de 7 m<sup>3</sup> de agua para su recirculación con una bomba sumergible de 1 HP, que impulsa agua a dos reservorios elevados de alimentación al sistema de 1 m<sup>3</sup> cada uno, que suministró a los estanques de cultivo de manera constante 1.0 l/s.

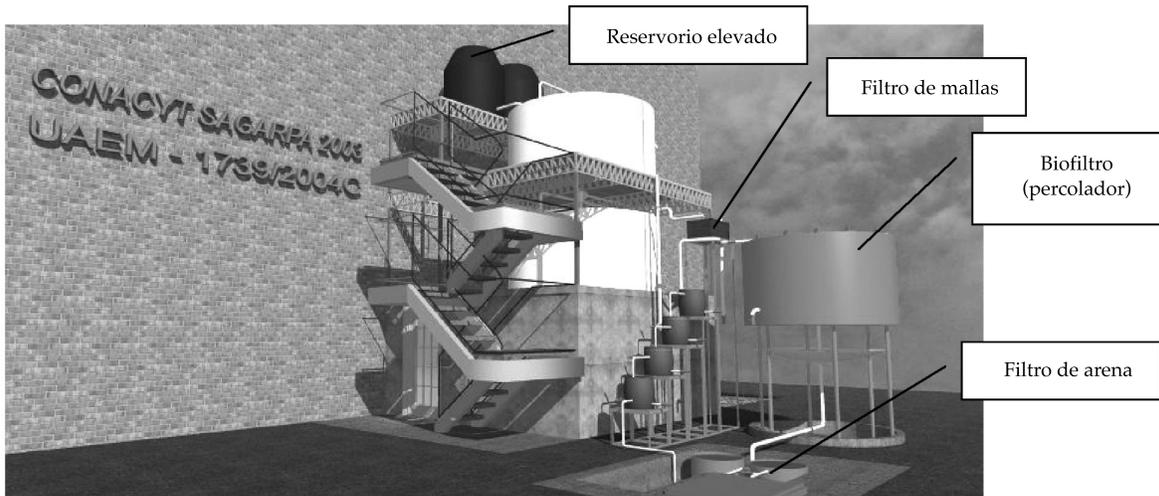


Figura 1. Sistema de Recirculación Acuícola (SRA) prototipo.

Los estanques en los que se llevó a cabo la investigación fueron de 2.6 m de diámetro, con una capacidad de 5.3 m<sup>3</sup> cada uno, construidos con poliuretano de alta densidad, reforzados con malla de acero galvanizado; el interior fue de color blanco, el menos estresante para la trucha (Papoutsoglou *et al.*, 2005).

De acuerdo con las recomendaciones de Timmons *et al.* (2009), la entrada de agua a los estanques se realizó de forma periférica, induciendo un flujo de tipo vórtice, a fin de mantener con buena salud a los peces, además de conducir los sólidos al centro y al fondo del estanque. El efluente de los estanques se encuentra en la parte central, donde mediante una trampa que funciona conforme con el principio de hidrociclones (Timmons *et al.*, 1998), los sólidos fueron capturados y separados junto con un pequeño caudal para su disposición final. El resto del caudal fue conducido al sistema de tratamiento para su reacondicionamiento (figura 2).

Se cuidó que la concentración de oxígeno en el agua no estuviera por debajo del valor crítico reportado por la literatura (5 mg/l, Timmons *et al.*, 2009; Blanco, 1995) mediante tres difusores de burbuja fina conectados a un

compresor y dos impulsores de aire en cada estanque; la temperatura que se tuvo en los estanques durante el periodo de investigación estuvo dentro del intervalo recomendado (10 – 16 °C) para la engorda de la trucha (Klontz, 1991).

El estudio contó con suministro de agua de un pozo profundo del acuífero del Valle de Toluca y cuyas características fisicoquímicas se muestran en el cuadro 1. El agua empleada fue la suficiente para llenar una vez el prototipo (22 m<sup>3</sup>). Con el objeto de reponer el agua debido a pérdidas por evaporación, drenado de lodos, toma de muestras, operación de los trenes de tratamiento y posibles fugas, se introdujo un caudal diario de agua nueva del 2% del total del volumen de los estanques.

El sistema de tratamiento operó por tres semanas previas al inicio de monitoreo formal, tiempo necesario para su maduración. Se consideró maduro cuando la concentración de amonio en el efluente de los estanques fue constante (Colt *et al.*, 2006).

En cada estanque se sembraron 2 300 organismos de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), con una longitud aproximada de 4 cm y peso promedio de 2 g, con una densidad de

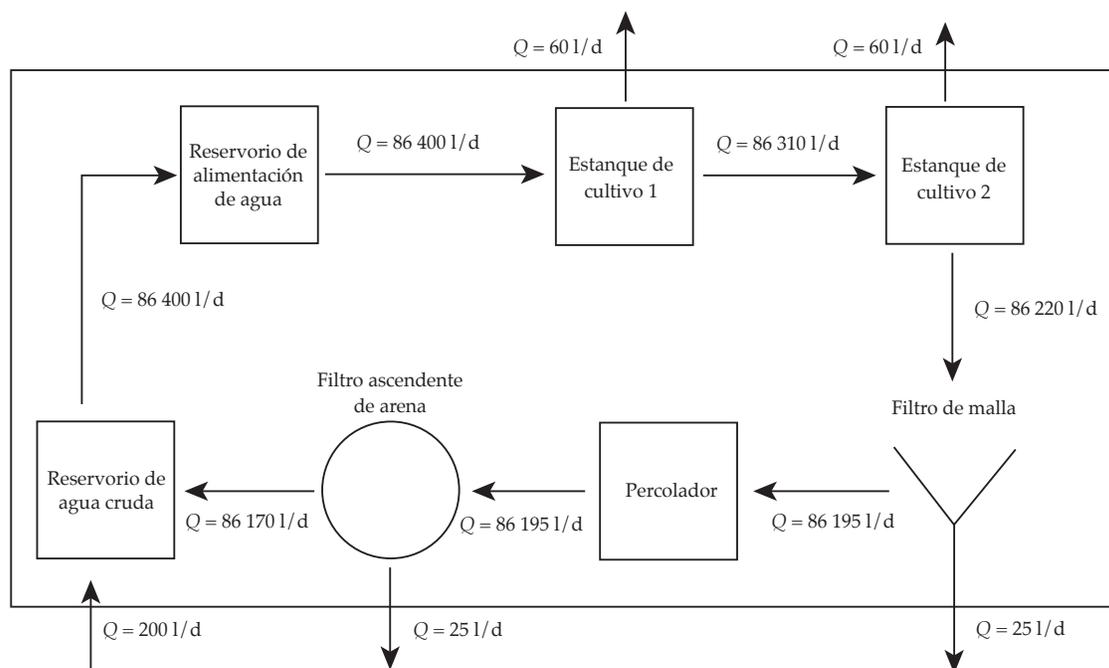


Figura 2. Diagrama del SRA.

Cuadro 1. Características fisicoquímicas del agua del pozo de abastecimiento de agua del CIRA.

Parámetro	Unidad	Valor y desviación estándar
Temperatura	°C	15.59 ± 3.09
pH	-	7.79 ± 0.47
Conductividad eléctrica	μS/cm	482.0 ± 41
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/l	0.33 ± 0.23
N-NO <sub>3</sub>	mg/l	7.97 ± 0.2
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	13.8 ± 5.5
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	133.60 ± 3.4
Cl <sup>-</sup>	mg/l	3.1 ± 0.2
Ca <sub>2</sub> <sup>+</sup>	mg/l	28.7 ± 1.8
Mg <sub>2</sub> <sup>+</sup>	mg/l	12.9 ± 1.7
Na <sup>+</sup>	mg/l	36.9 ± 3.9
K <sup>+</sup>	mg/l	18.4 ± 8.8
Alcalinidad	mg/l como CaCO <sub>3</sub>	102.74 ± 3.73

0.82 kg/m<sup>3</sup>, que se llevaron hasta talla comercial (aproximadamente 250 g) durante un tiempo de cultivo de 46 semanas.

Los organismos se alimentaron con pelet extruido de una marca comercial y de acuerdo con las especificaciones del fabricante. La alimentación se realizó de forma manual con

la técnica del boleó (Webster y Lim, 2002). La evaluación del cultivo se hizo bajo un seguimiento diario de la mortalidad y de un análisis quincenal de parámetros biométricos (longitud y peso).

Para las mediciones biométricas de los organismos se utilizaron dos métodos de

muestreo: primero, de tipo sistemático, cada 15 días, iniciando el día décimo quinto a partir de la siembra de los organismos; segundo, para tomar la muestra de organismos de los estanques, se realizó un muestreo aleatorio simple, donde el tamaño de muestra varió de acuerdo con la biomasa existente al momento de hacer el muestreo, garantizando un error de precisión máximo del 5% y con un nivel de confianza  $(1 - \alpha)$  de 95%.

Para conocer la producción de los residuos generados en el sistema se analizaron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno total ( $DQO_T$ ), amonio ( $N-NH_3$ ) y sólidos suspendidos totales (SST) en laboratorio; oxígeno disuelto (OD), temperatura y pH *in situ*.

El muestreo de los parámetros que se realizó *in situ* fue del tipo sistemático, diariamente. En cuanto a la obtención de los valores de los parámetros de amonio,  $DQO_T$  y sólidos suspendidos totales, se efectuó mediante un muestreo aleatorio, con un tamaño de muestra de 39 observaciones. Los datos adquiridos se ordenaron y se efectuó un análisis boxplot para identificar y verificar posibles datos dudosos o aberrantes entre los resultados. Los datos para cada parámetro se correlacionaron con la biomasa determinada mediante el software SPSS v.15.0 (LEAD Technologies Inc.), definiendo los modelos matemáticos de tipo regresivo que mejor describieron el fenómeno.

La eficiencia del desarrollo tecnológico para la remoción de contaminantes se analizó mediante los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno total ( $DQO_T$ ), amonio, nitritos, nitratos y sólidos suspendidos totales (SST). Se determinó para cada unidad del tren de tratamiento y de manera global para todo el proceso. Esta eficiencia se calculó sustrayendo de la concentración de entrada del contaminante a la unidad de tratamiento, la concentración de salida de la misma y dividiendo este resultado entre la concentración de entrada. Los datos se analizaron utilizando Microsoft Excel (Microsoft Inc.).

El desempeño del SRA se evaluó de acuerdo con la metodología utilizada por Guerdat *et al.* (2010), mediante la tasa volumétrica de nitrógeno amoniacal (TVNA) y la tasa volumétrica conversión de nitritos (TVCN), planteado en la estandarización propuesta por Malone y Pfeiffer (2006). Se utilizó *Statistica v. 8.0* (Stat Soft Inc.) para determinar el comportamiento de las tasas volumétricas.

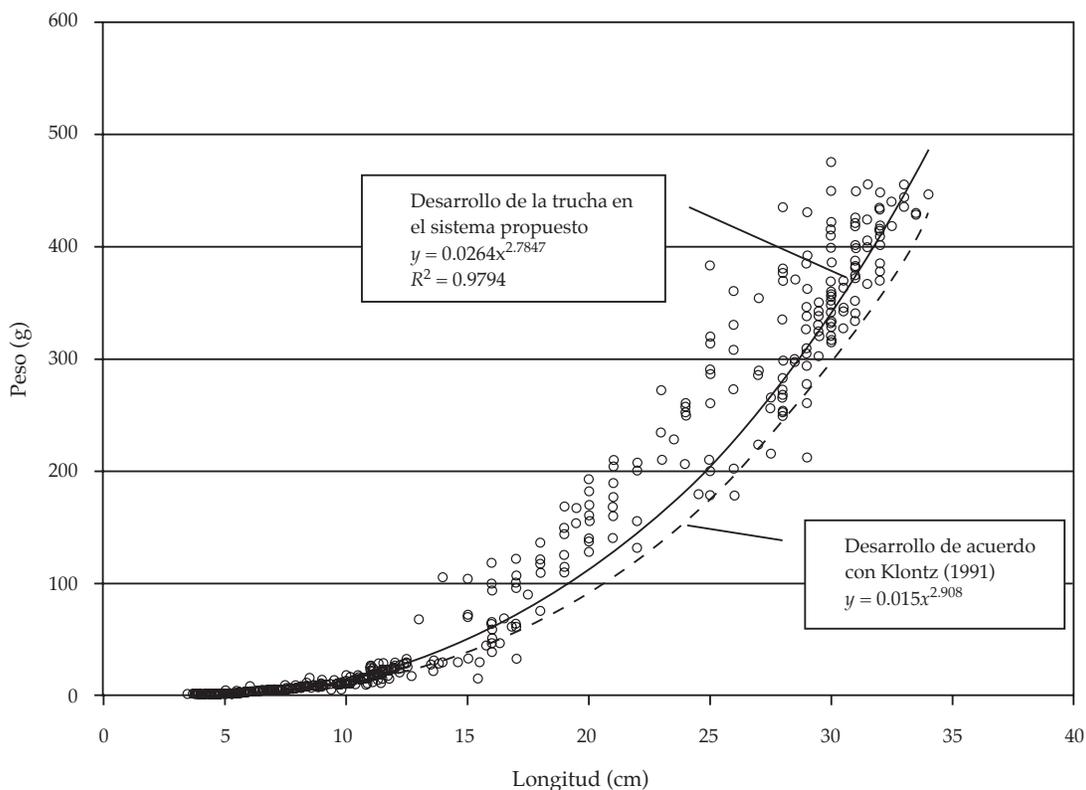
## Resultados y discusión

### *Desarrollo de las truchas en el sistema*

Webster y Lim (2002) reportan para una temperatura promedio de 17 °C un desarrollo de trucha arcoíris similar a lo obtenido. El incremento en biomasa se comportó de manera lineal a lo largo del tiempo; de manera particular, se puede observar que al inicio de la investigación la biomasa sufrió cambios significativos debido a fallas en la calibración de una planta de energía eléctrica auxiliar; la biomasa perdida fue repuesta con organismos similares en talla y peso.

La densidad obtenida al final del ciclo fue de 12 kg/m<sup>3</sup>, con un peso promedio de 250.6 ± 115.4 g y una longitud promedio de 23.4 ± 5.1 cm, con un caudal de 1 l/s (lo que significó un ahorro de agua de hasta el 98%, comparado con la tecnología vigente). No obstante que la literatura reporta posibles densidades de hasta 27 kg/m<sup>3</sup> para truchas de 200 g cuando se trata de sistemas abiertos con excelente calidad de agua (Blanco 1995), para sistemas de recirculación acuícola ubicados en altitudes mayores a 2 600 msnm es necesario un caudal mayor al utilizado en el prototipo para alcanzar densidades similares.

La salud de los organismos se verificó dando un seguimiento a la relación longitud *versus* peso (figura 3). En el SRA prototipo se desarrollaron de forma saludable y ampliamente satisfactoria, ya que ganaron más peso a longitudes menores reportadas por Klontz (1991), situación que abre la posibilidad de un ciclo de producción más corto.

Figura 3. Crecimiento (longitud *versus* peso) de trucha arcoíris.

Klontz (1991) reporta que el desarrollo de la trucha arcoíris depende de varios factores, como la temperatura, el oxígeno disuelto, la densidad, etcétera. Sin embargo, propone un modelo matemático del desarrollo con base en la relación existente entre la longitud y el peso de la trucha conforme con la ecuación (1):

$$y = 0.015x^{2.908} \quad (1)$$

Donde  $x$  = peso (g),  $y$  = longitud (cm).

Como se observa en la figura 3, el desarrollo del cultivo en el prototipo de esta investigación fue superior a lo esperado por el modelo propuesto por Klontz (1991). Por lo anterior, es posible considerar que la trucha arcoíris se puede cultivar de manera adecuada en sistemas cerrados, como el propuesto en este trabajo.

### Generación de residuos

#### Amonio ( $N-NH_4 + N-NH_3$ )

Dentro de los parámetros limitantes más importantes para la vida acuática se encuentra el amonio (Suhr y Pedersen, 2010). En este trabajo se encontró una relación entre la biomasa y la generación de amonio por los peces, que se obtuvo relacionando los resultados de amonio en los estanques que coincidieron, con las fechas en que se determinó la biomasa. Como se observa en la figura 4, se obtiene un modelo matemático de tipo regresivo de primer orden, donde al aumentar la biomasa se incrementa la producción del amonio. El comportamiento de la relación encontrada se expresa en la ecuación (2), con un coeficiente de correlación de  $R = 0.81$  y de determinación de  $R^2 = 0.66$ .

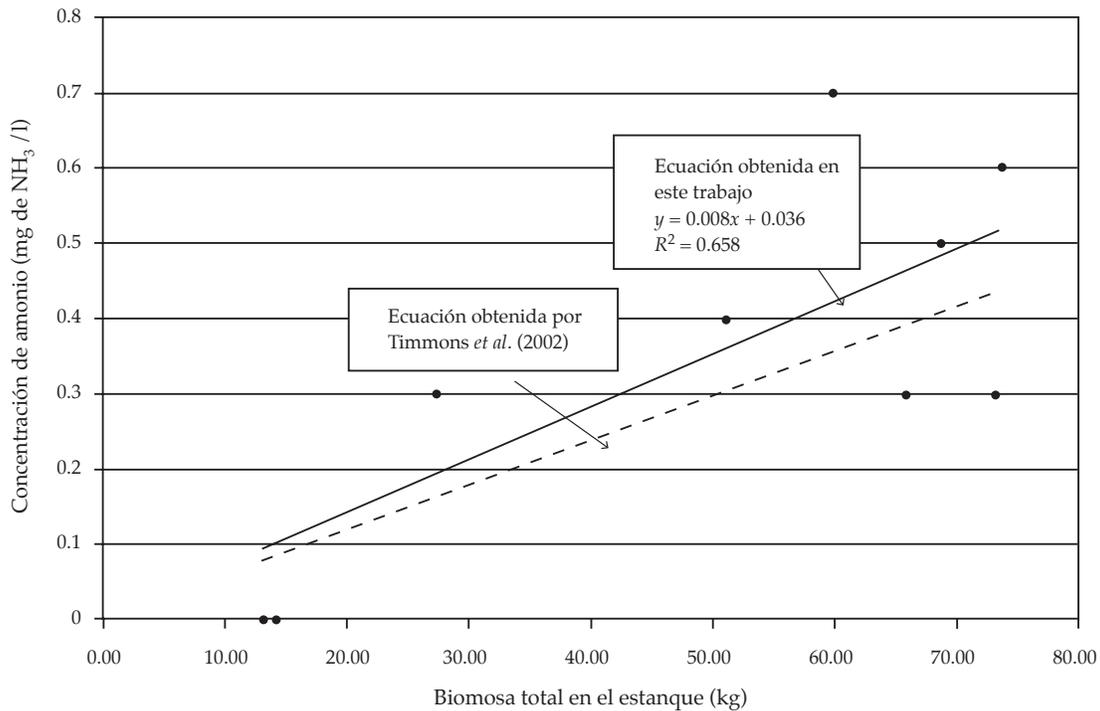


Figura 4. Relación entre la biomasa y la producción de amonio.

$$y = 0.008x - 0.036 \quad (2)$$

Donde  $y$  es la concentración de amonio (mg de  $\text{NH}_3/\text{l}$ ) en el efluente del segundo estanque y  $x$  es la biomasa del cultivo (kg).

Esta ecuación corresponde al experimento; no obstante, puede ser utilizada para una estimación de la cantidad de amonio esperada por un cultivo de trucha bajo condiciones similares.

Una propuesta presentada por Timmons *et al.* (2009) es la representada en la ecuación (3), la cual permite estimar la producción de amonio esperada en kilogramos por día, en función de la cantidad de alimento proporcionada a los peces. Esto es, la producción de amonio es igual al 3.0% de la cantidad del alimento suministrado cuando se trata de un sistema con purga de lodos.

$$y = 0.03x \quad (3)$$

Donde  $y$  es la concentración de amonio (kg/día) en el efluente y  $x$  es el alimento suministrado (kg).

La ecuación (3) es comúnmente aceptada para el diseño de biofiltros, sin embargo esto obliga a que la acuicultura esté condicionada a características óptimas del cultivo de los peces, ya que la fracción estimada de producción de amonio por kilogramo de alimento se calcula para condiciones ideales, lo que no sucede en la práctica en las granjas truícolas (Thomas y Piedrahita, 1998).

La ecuación obtenida en esta investigación se enfocó a la cantidad de biomasa en el estanque y no al alimento; esto es porque en condiciones normales de cultivo, la cantidad de alimento suministrada a los peces es variable, depende de la temperatura, oxígeno disuelto, concentración de contaminantes en el agua y de las propias acciones llevadas a cabo por el ser humano.

El cuadro 2 muestra una comparación de producción de amonio esperada para diferentes biomasa obtenidas en el experimento, tomando en consideración el criterio emitido por Timmons *et al.* (2009), la relación obtenida con los datos experimentales de este trabajo y los valores reales determinados en laboratorio. El análisis de los datos calculados por la ecuación propuesta por Timmons *et al.* (2009) y la obtenida en este trabajo a través de una comparación de medias (*t-Student*) no arroja diferencia significativa entre los valores ( $t = 0.8893$ ,  $p = 0.3869$ ).

Lo anterior lleva a proponer que ambas ecuaciones pueden ser utilizadas de manera indistinta. Sin embargo, al utilizar como indicador la biomasa contenida en un estanque, se incluyen los errores humanos propios en la alimentación de los cultivos acuícolas, favoreciendo el empleo de la ecuación encontrada en esta investigación.

#### Demanda química de oxígeno total (DQO<sub>T</sub>)

Para contar con un parámetro de referencia en la generación de materia orgánica en los estanques, se monitoreó la demanda química de oxígeno total (DQO<sub>T</sub>) disuelta en el agua; el uso de este parámetro en lugar de la DBO<sub>5</sub> se debió a que al inicio del experimento se obtuvieron valores de este último muy pequeños, los cuales se encontraron en el intervalo de error de la técnica utilizada para su determinación. No obstante, se consideró

que la determinación de la DQO<sub>T</sub> podía ser un buen indicador de lo que estaba ocurriendo con la materia orgánica si se toma en cuenta de que se trató de un sistema cerrado y no hubo influencia de fuentes de contaminación externa. Adicionalmente, el valor de DQO<sub>T</sub> se obtiene de forma expedita, al contrario de lo que ocurre con el parámetro DBO<sub>5</sub>, que por su técnica de valoración ya no refleja el estado de agua con fines de reacción o acondicionamiento.

La producción de la DQO<sub>T</sub> presentó una relación de primer orden con la biomasa en el cultivo (figura 5). Esta relación se describe por la ecuación (4) con un coeficiente de correlación  $R = 0.88$  y de determinación de  $R^2 = 0.78$ .

$$y = 0.482x + 10.72 \quad (4)$$

Donde  $y$  es la concentración de DQO<sub>T</sub> total a la salida del segundo estanque (mg/l) y  $x$  es la biomasa del cultivo (kg).

#### Sólidos suspendidos totales (SST)

El retiro de los SST tan rápido como sea posible del efluente de los estanques es de vital importancia en el éxito de un SRA. El retiro de los SST en este prototipo se hizo con ayuda de una trampa colectora de sólidos ubicada en la parte central del estanque, la que captura la mayor cantidad de éstos.

Como se muestra en la figura 5, la concentración de sólidos suspendidos totales

Cuadro 2. Producción de amonio esperada por el criterio de Timmons *et al.* (2009), la ecuación desarrollada y los valores reales determinados en laboratorio para el experimento.

Biomasa (kg)	Alimento diario (kg) 2% de la biomasa	Producción de amonio (Timmons <i>et al.</i> , 2009) (mg/l)	Valor estimado de amonio por el modelo regresivo (mg/l)	Valor real (mg/l)
27.32	0.55	0.19	0.25	0.30
50.98	1.02	0.35	0.44	0.50
59.69	1.19	0.41	0.51	0.30
73.14	1.46	0.51	0.62	0.60
81.44	1.63	0.57	0.69	1.40

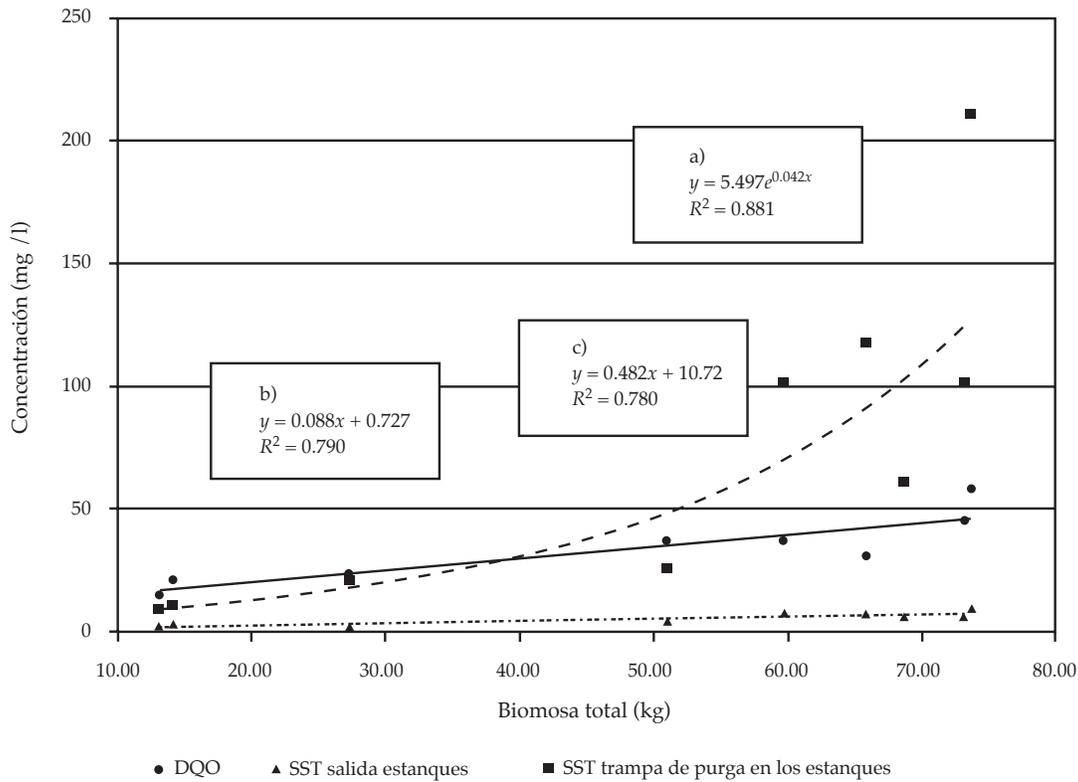


Figura 5. Relación entre biomasa y: a) SST en la trampa de sólidos de los estanques; b) SST a la salida de los estanques; c) DQO.

registrada a la salida del estanque sufrió un incremento bajo en relación con el aumento de biomasa; esto se debió a que la mayoría se retuvo en la trampa de captura de sólidos. La producción generada de este parámetro en el efluente de los estanques se representa mediante la ecuación (5), con un coeficiente de correlación de  $R = 0.89$  y de determinación de  $R^2 = 0.79$ .

$$y = 0.088x + 0.727 \quad (5)$$

Donde  $y$  es la concentración de SST en el efluente del segundo estanque (mg/l) y  $x$  es la biomasa (kg).

Los SST, de acuerdo con Chen *et al.* (2000), son unos de los parámetros más importantes en el tratamiento de agua residual acuícola, pues al hidrolizarse el nitrógeno orgánico contenido

en los sólidos, liberan aproximadamente el 80% del total del amonio contenido en el efluente. La cantidad retenida de SST en la purga de lodos permitió que el tren de tratamiento recibiera una concentración pequeña de éstos y que la concentración de amonio fuera baja. Davidson y Summerfelt (2005) reportan que dividir el caudal de salida de los estanques permite que la concentración de residuos tóxicos en el influente del tren de tratamiento sea baja.

Los SST colectados en la trampa mostraron un incremento de tipo exponencial en función de la biomasa (figura 5), lo cual era de esperarse, ya que el crecimiento de los peces guarda un comportamiento similar y la función principal de dicha trampa fue la de coleccionar la mayor cantidad de sólidos generados, permitiendo con ello que los SST en el efluente resultaran

con una concentración poco variable durante todo el ciclo. Lo anterior concuerda con lo reportado por Malone (2000), donde menciona que al aumentar la cantidad de alimento balanceado se incrementa la producción de sólidos por parte de los peces y la cantidad de alimento suministrado a los organismos depende directamente de la biomasa en el estanque de producción.

El comportamiento de la concentración de SST encontrada en la purga de lodos se describe mediante la ecuación (6), que relaciona la biomasa con los SST. El coeficiente de correlación de  $R = 0.94$  y de determinación para este caso fue  $R^2 = 0.88$ .

$$y = 5.497e^{0.042x} \quad (6)$$

Donde  $y$  es la concentración de SST (mg/l) y  $x$  es la biomasa (kg).

#### *Eficiencia de remoción y desempeño de los biofiltros*

El amonio generado ingresa al tren de tratamiento con un valor promedio de 0.7 mg/l, el cual no se afectó significativamente cuando pasó por el filtro de mallas, pero se incrementó al doble (1.4 mg/l) a su paso por el distribuidor de agua del percolador como consecuencia de una acumulación de biosólidos que fueron fragmentados al atravesar la malla. A la salida del biofiltro, la concentración se redujo hasta 0.6 mg/l. El filtro de arena también presentó una remoción de amonio hasta alcanzar un valor promedio de 0.2 mg/l; esta concentración se mantuvo hasta que el agua se regresó a los estanques, iniciando un nuevo recorrido.

Un biofiltro especializado en la nitrificación se evalúa con base en la tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal (TVNA), definida como el incremento diario de nitrógeno amoniacal convertido a nitritos por unidad de volumen (Guerdat *et al.*, 2010).

Ambos biofiltros presentaron una dependencia de primer orden entre la concentración

de nitrógeno amoniacal y la TVNA (figura 6), con una fuerte dependencia:  $R = 0.88$  y  $R^2 = 0.77$  para el filtro de arena;  $R = 0.81$  y  $R^2 = 0.65$  para el filtro percolador. El primero presentó un mayor desempeño que el filtro percolador. La dependencia lineal entre la concentración de nitrógeno amoniacal a bajas concentraciones y la TVNA ha sido concurrente en estudios previos, donde se evalúa el desempeño de biofiltros (Guerdat *et al.*, 2010; Zhu y Chen, 1999; Ester *et al.* 1994).

Las TVNA alcanzadas en este trabajo fueron en promedio de  $90.64 \pm 52.23$  y  $25.05 \pm 22.84$  g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d para el filtro de arena y el percolador, respectivamente. Estas tasas fueron menores a las reportadas en estudios previos. Zhu y Chen (1999) reportan tasas en reactores de lechos fluidizados de 374 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d; en trabajos subsecuentes reportan tasas de 312 y 291 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d para el mismo filtro utilizado (Zhu y Chen, 2001). Para filtros de arena fluidizado, Ling y Chen (2005) lograron tasas de 956 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d y 4 917 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d, con una razón C/N de 1.0 y 2.0, respectivamente. Todos los estudios previos se llevaron a cabo bajo condiciones de laboratorio y con cultivos mono-específicos.

Pfeiffer y Malone (2006), a escala piloto, reportan tasas volumétricas de conversión de nitrógeno amoniacal para filtros de perdigones y fluidizados de arena de 127 y 117 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d, respectivamente. En el ámbito comercial, Guerdat *et al.* (2010) reportan tasas de 704 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d para un filtro de lecho fluidizado, 267 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d para un biorreactor de poco espacio y 586 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d para un filtro de perdigones.

Comparadas las TVNA obtenidas en este estudio con los trabajos previos, éstas siempre se encontraron por debajo de las reportadas; para el caso del percolador, se tiene una baja TVNA y un 57.14% de remoción; el filtro de arena, en cambio, presenta una TVNA similar a la reportada por Pfeiffer y Malone (2006) para filtros de arena fluidizados y con una alta remoción de nitrógeno amoniacal (66.67%), lo que indica un alto desempeño para un filtro

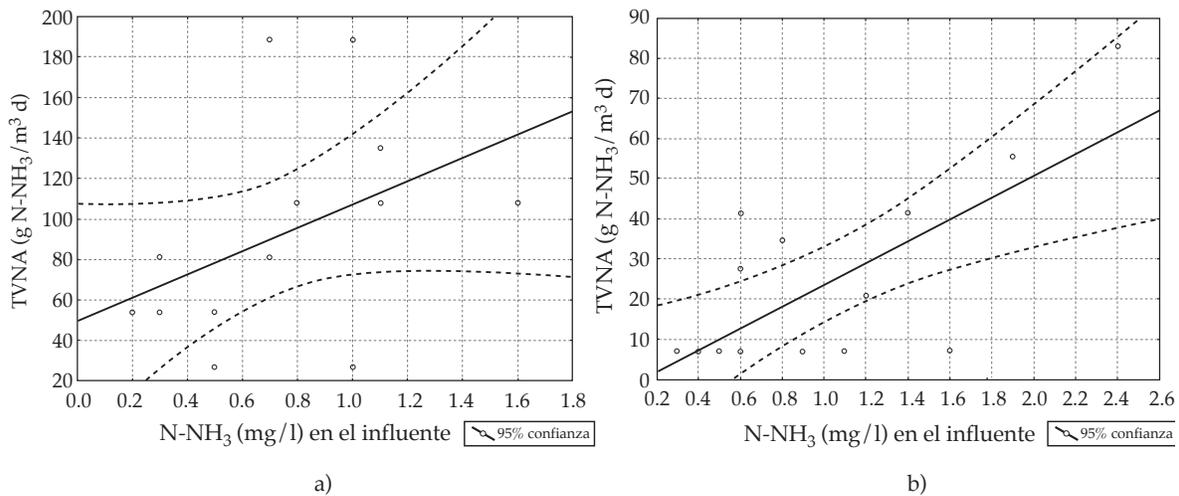


Figura 6. Tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal, a) filtro de arena, b) percolador.

lento de arena, debido principalmente a bajas cargas a las que fue sometido.

El biofiltro diseñado logró una eficiencia en la remoción de nitritos del 25%, esto es entendible debido a la naturaleza del compuesto (Suhr y Pedersen, 2010). La concentración siempre se conservó por debajo del valor máximo permisible, no existiendo riesgo alguno de intoxicación en los peces. Adicionalmente, en el filtro de arena se tuvo una remoción de nitritos de 33.34% debido al proceso de nitrificación que esta unidad presentó.

Durante el periodo experimental, los nitratos no fueron, en promedio, mayores a 20 mg/l; incluso cuando no se tuvo una unidad específica para eliminar nitratos, se presentó una disminución de su concentración a lo largo del tren de tratamiento. Lo anterior se debe probablemente a la existencia en el filtro biológico de zonas con condiciones anaeróbicas, de temperatura adecuada y con energía disponible en forma de carbón, características necesarias para que ocurra la desnitrificación (Eding *et al.*, 2006) y por el reemplazo de agua limpia (Van Rijn *et al.*, 2006).

La concentración de  $DQO_T$  disuelta en el agua se mantuvo constante al final del tren de tratamiento, presentando algunas variaciones al interior de éste. En específico, la variación más importante se presentó en el filtro de

mallas. Los reactores que removieron la materia orgánica fueron el filtro biológico y el filtro de arena, encontrándose en el primero una eficiencia de 61.5% y, en el segundo, de 12.4%.

De los tres tipos de sólidos en el agua al inicio del experimento, se tuvieron las siguientes concentraciones: STT 342 mg/l, SDT 340 mg/l y SST 2 mg/l (99.4% y 0.6% de SDT y SST, respectivamente). Aunque los sólidos disueltos presentaron una concentración mayor a la reportada en la literatura (de 0 a 80 mg/l; Timmons, *et al.*, 2009; Klontz, 1991), no se observó efecto alguno en los peces, que según dichos autores es inflamación de las branquias en las truchas.

El análisis de sólidos comprende únicamente la variación en la concentración de los suspendidos totales. Su comportamiento en el tren de tratamiento aumenta en el filtro de malla. La remoción de los sólidos se presentó en el sistema de distribución de agua en el filtro percolador del orden de 67.3%; en el filtro de arena de 64.29%. Los resultados obtenidos muestran niveles muy por debajo de los citados como valores de riesgo por Timmons *et al.* (2009) y Klontz (1991).

El desempeño del tren de tratamiento resultó ampliamente satisfactorio para poder mantener las concentraciones de su efluente en

niveles aceptables de los parámetros limitantes y permaneciendo en los intervalos ideales de cultivo para la trucha, logrando eficiencias globales de 71.43, 33.44, 66.51 y 88.33% para amonio, nitritos, DQO<sub>T</sub> y SST, respectivamente. Para nitratos se tuvo una generación de 5.73%. En la eficiencia del tren de tratamiento se observó que el biofiltro favorece la eliminación de los parámetros contaminantes mayor al 60%.

## Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos en el desarrollo del sistema de recirculación acuícola (SRA) propuesto en este trabajo, se demuestra que esta tecnología es una alternativa viable para ahorro del recurso hídrico en la producción de alimento de alta calidad y gran valor nutritivo. La configuración del tren de tratamiento utilizado (mallas, percolador y filtro de arena) fue la adecuada para producir 12 kg/m<sup>3</sup> de trucha arcoíris a talla comercial (250 g), con un caudal de 1 l/s, lo que significó un ahorro de agua de hasta el 98%, comparado con la tecnología vigente. El prototipo permite producir un kilogramo de trucha con 1.16 m<sup>3</sup> de agua, lo que representa el 0.56% del consumo de agua de un sistema abierto (tecnología de cultivo tradicional).

Los modelos explicativos del proceso encontrados en este trabajo permiten estimar la producción de contaminantes que se generarán durante el ciclo de producción a partir de la biomasa cultivada. Con base en los modelos es posible calcular la producción de amonio en función de la biomasa de trucha a cultivar, lo que permite realizar un diseño de los SRA más seguro y apegado a la realidad.

Bajo estas condiciones se abre la posibilidad de incrementar la producción o realizar la producción de trucha en zonas rurales sin grandes fuentes de abastecimiento. Cabe subrayar que este desarrollo tecnológico ha sido probado con resultados satisfactorios para una de las especies más exigentes en cuanto a la calidad de agua, garantizando excelentes

resultados para especies menos exigentes, como tilapia, carpa, bagre, rana, etcétera, y abre las puertas para explorar cultivos de camarón, langostino, almeja y abulón, entre otros.

La eficiencia global de remoción obtenida por el tren de tratamiento acoplado al SRA fue de 86% para amonio, 66% para DQO<sub>T</sub> y 88% para SST. El desempeño de los filtros, medido por la tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal (TVNA) para el percolador, fue de  $25.05 \pm 22.84$  g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d, menor a lo reportado en condiciones de laboratorio y piloto. El filtro de arena tuvo una TVNA de  $90.64 \pm 52.23$  g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> d; esta unidad de tratamiento presenta un desempeño similar a filtros fluidizados de arena y de perdigones. Sin embargo, la eficiencia lograda permite contar con agua tratada de calidad suficiente para el cultivo de trucha arcoíris.

Finalmente, el desarrollo de las truchas fue superior a lo reportado por Klontz (1991), a pesar de encontrarse en el agua valores de parámetros fisicoquímicos inferiores a los recomendados por los criterios ecológicos de control de calidad del agua (CE-CCA-001/89) (DOF, 1995).

## Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y de la UAEMex por el financiamiento al proyecto clave SAGARPA-CONACYT 2005-C01-136, así como el apoyo brindado por el personal del Centro Interamericano de Recursos del Agua y el Centro de Investigación en Recursos Bióticos, ambos de la Universidad Autónoma del Estado de México.

Recibido: 23/04/09

Aprobado: 21/10/10

## Referencias

- BLANCO, C. *La trucha, cría industrial*. Madrid: Mundi-prensa, 1995, 503 pp.
- CARVALHO, P. and PHAN, V.N. Oxygen consumption and ammonia excretion of *Xiphopenaeus kroyeri* Seller (Penaeidae) in relation to mass temperature and experimental procedures, shrimp oxygen uptake and

- ammonia excretion. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 209, 1997, pp. 143-156.
- CHEN, S., LING, J., and BLANCETON, J. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural engineering*. Vol. 34, 2006, pp. 179-197.
- CHEN, S., STECHEY, D., and MALONE, R.F. Suspended solids control in recirculating aquaculture systems. Timmons, M. and Losordo, T. (editors). *Aquaculture water reuse systems: engineering, design and management*. Holand: Elsevier, 2000, pp. 61-100.
- COLT, J., LAMOUREUX, J., PATTERSON, R., and ROGERS, G. Reporting standards for biofilter performance studies. *Aquacultural engineering*. Vol. 34, 2006, pp. 377-388.
- DOF. Acuerdo por el que se establecen los criterios de calidad del agua CE-CCA-001/89. Tomo CDXXXV. Núm. 9. México, D.F.: *Diario Oficial de la Federación*, 1995.
- EDING, E., KAMSTRA, A., VERRETH, J., HUISMAN, E., and KLAPWIJK, A. Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural engineering*. Vol. 34, 2006, pp. 234-260.
- GUERDAT, T., LOSORDO, T., CLASSEN, J., OSBORNE, J., and DELONG, D. An evaluation of commercially available biological filters for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. Vol. 42, 2010, pp. 38-49.
- KLONTZ, W.G. *Producción de trucha arcoíris en granjas familiares*. Utah: Universidad de Idaho, 1991, 88 pp.
- LYYTIKAINEN, T. and JOBLING, M. The effect of temperature fluctuations on oxygen consumption and ammonia excretion of underyearling Lake Inari Arctic charr. *J. Fish Biol.* Vol. 52, No. 6, 1998, pp. 1186-1198.
- MALONE, R. and PFEIFFER, T. Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural engineering*. Vol. 34, 2006, pp. 389-402.
- MALONE, F.R. Integrated design of recirculating aquaculture systems. *Aquaculture Engineering Society. News letter*. Vol. 5, No. 4, 2000, pp. 2-6.
- MARAÑÓN-HERRERA, S., CHÁVES-CORTÉS, J.M., MARTÍNEZ-ESPINOSA, D. y RUELAS-MONJARDÍN, L. Los modelos de manejo del agua y su influencia en las políticas de los procesos acuícolas. Estudio de caso: la piscicultura de ornato en el estado de Morelos, México. *Ingeniería hidráulica en México*. Vol. 23, núm. 4. 2008, pp. 145-159.
- METCALF and EDDY. *Wastewater Engineering, treatment, disposal, reuse*. New York: Metcalf & Eddy, McGraw Hill, 1991, 1334 pp.
- PAPOUTSOGLOU, S., KARAKATSOULI, N., and CHIRAS, G. Dietary L-tryptophan and tank colour effects on growth performance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) juveniles reared in a recirculating water system. *Aquacultural engineering*. Vol. 32, 2005, pp. 277-284.
- PFEIFFER, T. and MALONE, R. Nitrification performance of a propeller – washed bead clarifier supporting a fluidized sand biofilter in a recirculating warmwater fish system. *Aquacultural engineering*. Vol. 34, 2006, pp. 311-321.
- SUHR, K.I. and PEDERSEN, P.B. Nitrification in moving bed and fixed bed biofilters treating effluent water from a large commercial outdoor rainbow trout RAS. *Aquacultural engineering*. Vol. 42, 2010, pp. 31-37.
- TIMMONS, M.B., EBELING, J.M. y PIEDRAHITA, R.H. *Acuicultura en sistemas de recirculación*, LLC Edición. Ithaca, USA: Cayuga Aqua Ventures, 2009, 959 pp.
- TIMMONS, M.B., HOLDER, J.L., and EBELING, J.M. Application of microbead biological filters. *Aquacultural engineering*. Vol. 34, 2006, pp. 332-343.
- TIMMONS, M.B., SUMMERFELT, S.T., and VINCI, B.J. Review of circular tank technology and management. *Aquacultural Engineering*. Vol. 18, 1998, pp. 51-69.
- THOMAS, S.L. and PIEDRAHITA, R.H. Apparent ammonia-nitrogen production rates of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in commercial aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. Vol. 17, 1998, pp. 45-55.
- VAN RIJN, J., TAL, Y., and SCHREIER, H. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering*. Vol. 34, 2006, pp. 364-376.
- WEBSTER, C.D. and LIM, C.E. *Nutrient requirements and feeding of finfish for aquaculture*. Wallingford, United Kingdom: CABI, 2002, 418 pp.
- ZHU, S. and CHEN, S. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed films biofilters. *Aquacultural Engineering*. Vol. 25, 2001, pp. 1-11.
- ZHU, S. and CHEN, S. An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system. *Aquacultural Engineering*. Vol. 20, 1999, pp. 245-259.
- ZHU, S., DELTOUR, J., and WANG, S. Modeling the thermal characteristics of greenhouse pond systems. *Aquacultural Engineering*. Vol. 18, 1998, pp. 201-217.

## Abstract

GARCÍA-PULIDO, D., GALLEGO-ALARCÓN, I., DÍAZ-DELGADO, C., FALL, C. & BURROLA-AGUILAR, C. *Evaluation of a water recirculation and conditioning system in trout farming*. Water Technology and Sciences, formerly Hydraulic engineering in Mexico (in Spanish). Vol. II, No. 2, April-June, 2011, pp. 83-96.

The main critical variable of aquaculture development in Mexico has been the availability of water in sufficient quantity, especially with adequate quality. This paper presents a technological development for the treatment of aquaculture wastewater in closed rainbow trout culture systems, as an alternative for sustainable production that favors the generation of high-yielding and nutritious food for the population. The principal objective of the investigation was to evaluate the water conditioning of a compact trout farm with an efficiency that allowed the optimization of water in quantity and quality. This system of trout production is coupled with a wastewater treatment process formed by a mesh filter, a bio-filter, and a sand filter. The density reached during the production cycle was 12 kg/m<sup>3</sup> with a biomass of 98.5 kg. With the information generated it was possible to construct regressive type models for estimating the contaminants generated in the cultivation of the biomass. The removal of contaminants in the treatment process was 71.43%, 33.44%, 66.51%, and 88.33% for ammonium, nitrites, TCOD, and TSS respectively. The generation of nitrates was 5.73%. The trickling and sand filters managed to remove total ammoniacal nitrogen at a volumetric rate of 90.64 ± 52.23 and 25.05 ± 22.84 g N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>d, respectively. The results obtained with this technological development demonstrate its high relevance for the culture of rainbow trout with a similar production in commercial farms, but with less than 1% of the volume of water per cycle.

**Keywords:** aquaculture wastewater treatment, rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), recirculating aquaculture systems, technological development, models of contaminant generation, efficient use of water.

## Dirección institucional de los autores

Dr. Daury García-Pulido  
M.C. Iván Gallego-Alarcón  
Dr. Carlos Díaz-Delgado  
Dr. Cheikh Fall  
M.C. Cristina Burrola-Aguilar

Universidad Autónoma del Estado de México  
Ciudad Universitaria  
Cerro de Coatepec s/n  
50130 Toluca, Estado de México, MÉXICO  
dgarcia@uaemex.mx  
iga@uaemex.m  
cdiaz@uaemex.mx  
cfall@uaemex.mx  
cba@uaemex.mx