



**Abanico Veterinario. Enero-Diciembre 2024; 15:1-18. <http://dx.doi.org/10.21929/abavet2024.18>**

**Revisión de Literatura. Recibido: 08/02/2022. Aceptado:21/05/2024. Publicado: 09/12/2024. Clave: e2022-13.**

**[https://www.youtube.com/watch?v=7QNHpiOL\\_JI](https://www.youtube.com/watch?v=7QNHpiOL_JI)**

## **Biofloc en el tratamiento de aguas residuales del cultivo de peces**

Biofloc as treatment for wastewater in fish farming



**González-Reyes Edgar<sup>1ID</sup>, Espinosa-Chaurand Daniel<sup>\*2ID</sup>, Hernández-Almeida Oscar<sup>3ID</sup>, Cortés-Sánchez Alejandro<sup>2ID</sup>, Palomino-Hermosillo Apatzingan<sup>3ID</sup>, Peraza-Gómez Viridiana<sup>\*\*1,4ID</sup>**

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Nayarit. Posgrado en Ciencias Biológico-Agropecuarias, México. <sup>2</sup>Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Unidad Nayarit del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (UNCIBNOR+), México. <sup>3</sup>Universidad Autónoma de Nayarit. Cuerpo Académico del Departamento de Ciencias Biológico-Agropecuarias, México. <sup>4</sup>Universidad Autónoma de Nayarit. Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, San Blas, Nayarit, México. \*Autor responsable: Espinosa-Chaurand Daniel. \*\*Autor de correspondencia: Peraza-Gómez Viridiana, Laboratorio de Biotecnología Molecular Experimental, Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit. Bahía Matanchén, Carretera Los Cocos Km 12. C.P. 63740, San Blas, Nayarit, México. E-mail: ed.glez.r@gmail.com, lespinosa@cibnor.mx, ubisha@uan.edu.mx, alecortes\_1@hotmail.com, pasingan@gmail.com, viridiana.peraza@uan.edu.mx

### **RESUMEN**

La industria acuícola se ha desarrollado gradualmente con el paso de los años debido a los beneficios económicos y sociales que se obtienen, pero como cualquier actividad agropecuaria tiene un impacto ambiental, tanto por la explotación continua de huella hídrica como por los desechos de producción. La concientización ambiental en acuicultura ha sido un paso enorme en la mejora de calidad para la industria dando la oportunidad de disminuir y aprovechar la gran mayoría de los residuos que se encuentran en el agua residual, con lo que se permite incluso conseguir subproductos que pueden proporcionar ingresos. En este trabajo se presenta una revisión de los tratamientos de aguas residuales en acuicultura desde los sistemas clásicos hasta los desarrollados en la actualidad, permitiendo conocer las ventajas y desventajas de cada uno, con el fin de explorar las alternativas disponibles para el desarrollo de una acuicultura responsable.

**Palabras clave:** acuicultura responsable, biorremediación, calidad de agua, transformación del nitrógeno.

### **ABSTRACT**

The aquaculture industry has developed gradually over the years due to the economic and social benefits that are obtained, but like any agricultural activity it has an environmental impact, both due to the continuous exploitation of the water footprint and due to production waste. Environmental awareness in aquaculture has been a huge step in improving quality for the industry, giving the opportunity to reduce and take advantage of most of the residues found in wastewater, allowing even by-products to be obtained that can provide income. This work presents a review of wastewater treatments in aquaculture from the classic systems to those currently developed, allowing to know the advantages and disadvantages of each one, to explore the available alternatives for the development of an aquaculture responsible.

**Keywords:** responsible aquaculture, bioremediation, water quality, nitrogen transformation.



## INTRODUCCIÓN

Con el paso de las décadas, la industria de la acuicultura ha sido desarrollada intensivamente para complacer el incremento de la demanda de consumo en producto acuático, de tal manera que en 2016 la producción acuícola ya representaba el 44.1% de la producción total de alimento acuático en el mundo (FAO, 2016). Debido a que se está realizando una producción de organismos vivos, dicho crecimiento de la industria acuícola ha causado severos problemas en el medio ambiente, especialmente al ser una actividad con una necesidad primaria de agua potable, se producen problemas relacionados con su aprovechamiento (Piedrahita, 2003), la eutrofización por vertimientos y los métodos para el tratamiento de aguas residuales (Liu *et al.*, 2019).

La acuicultura se desarrolla en sistemas de producción extensiva, semi intensiva e intensiva. La acuicultura intensiva se caracteriza por ser un método de crianza utilizado para producir una alta cantidad de organismos en volúmenes de agua contenidos en estanques (Azhar *et al.*, 2016). El tener una alta densidad de crías provoca uno de los mayores problemas dentro de este método, la acumulación de compuestos nitrogenados tóxicos en el agua, tal es el caso del amonio ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) y el nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) (Bakar *et al.*, 2015). Existen dos tipos de amonio, el ionizado ( $\text{NH}_4^+$ ) y el desionizado ( $\text{NH}_3$ ), juntos comprenden el nitrógeno amoniacal total (NAT) y de los cuales el amonio desionizado es el más peligroso, debido a que puede acceder libremente por las branquias de los peces hasta su interior (Lemarié *et al.*, 2004). Existe un equilibrio entre estos dos factores en el agua que está dado por la ecuación  $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{NH}_4^+$  (Lekang, 2013). Este equilibrio indica que las proporciones de cada compuesto dentro del agua están determinadas por el pH, donde la relación está determinada por la ecuación de Mosquera-Corral *et al.* (2005):

$$[\text{NH}_3]/([\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]) = 10^{\text{pH}}/(\exp((6344 / (273 + \text{temperatura})) + 10^{\text{pH}}))$$

La acumulación de nutrientes en el agua que potencialmente son tóxicos para los peces es generada por dos razones: 1) por el alimento balanceado proporcionado al sistema, que es necesario por kilo de carne producida (Crab *et al.*, 2007), no aprovechado en su totalidad y disuelto en el agua, con lo que puede dejar en ella de cuatro a ocho por ciento de nitrógeno, principalmente en forma de aminoácidos solubles (Azim & Little, 2008); y 2) por la excreción del alimento consumido, donde aproximadamente el 36 % de la alimentación consumida por los peces es excretada en forma de desecho orgánico, donde tres cuartas partes del nitrógeno y fósforo que contiene el alimento consumido se desaprovecha de esta manera, liberándose al agua de producción acuícola (Jiménez-Montealegre *et al.*, 2015).

El agua se retiene antes de su recambio en los estanques dependiendo de la resistencia de la especie, su tamaño, tasa de alimentación y al nitrógeno amoniacal total (NAT) presente (Colt, 2006), el principal factor para el recambio del agua en los estanques se



debe a la cantidad de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) que contiene, ya que concentraciones mayores a 1.5 mg/L puede llegar a ser letal para la mayoría de las especies de peces (Chen *et al.*, 2006). Los recambios comúnmente sustituyen del 10 al 50 % del volumen total del agua de los estanques de producción acuícola, dependiendo del tiempo de retención que estas aguas tuvieron, desechándola o confiándola a su tratamiento por procesos físicos, químicos y biológicos para que, dependiendo de la calidad del agua obtenida después del tratamiento, esta pueda ser reutilizada para otras actividades (Jiménez-Montealegre *et al.*, 2015) o desechada a los afluentes cercanos (Crab *et al.*, 2007).

Se ha documentado que el vertimiento de aguas residuales acuícolas no tratadas a ecosistemas (principalmente lagunas costeras) generan grandes cargas de carbón orgánico disuelto (COD) y compuestos nitrogenados ( $N - \text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ,  $N - \text{NO}_3^-$  y  $N - \text{NO}_2^-$  y fósforo ( $P - \text{PO}_4^+$ ) (Crab *et al.*, 2007). Estas descargas pueden provocar alteraciones en la composición y distribución de los microorganismos, eutrofización, impactos adversos en los suelos con los que entra en contacto y en general un deterioro de ecosistemas (Martínez *et al.*, 2012; Jiménez- Montealegre *et al.*, 2015).

Los tratamientos clásicos de aguas residuales en piscicultura se enfocan principalmente en la mitigación o eliminación de componentes que visualmente se encuentran en grandes cantidades, como pueden ser coliformes y microalgas generadas (Cano, 2007; Bacaicoa, 2016) o sólidos en suspensión. Los tratamientos más comunes son a través de la sedimentación y el uso de lagunas de oxidación, donde el primero corresponde a un proceso de tratamiento de aguas de los más antiguos que permite que los nutrientes sólidos disminuyan considerablemente por la deposición de las partículas en el fondo de los sistemas, como se aprecia en pozos de agua, donde después de retener el efluente por 48 h pueden disminuir la cantidad de sólidos suspendidos hasta en un 65 % (Crab *et al.*, 2007; Wik *et al.*, 2009).

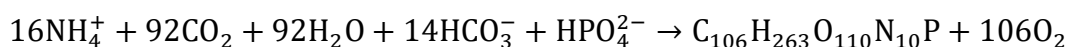
Por su parte las lagunas de oxidación son un depósito donde se retiene el agua residual para que por medio de comunidades microbianas naturales (bacterias, protozoos, virus y hongos) se realicen los procesos de biodegradación de los componentes químicos que se encuentran presentes en el agua (Amengual-Morro *et al.*, 2012). Las lagunas de oxidación se dividen en cuatro tipos: lagunas de oxidación aeróbicas, anaeróbicas, facultativas y de maduración (Butler *et al.*, 2017). Las lagunas de oxidación operan dentro de un periodo de dos días a tres semanas y pueden llegar a remover del 60 % al 95 % de la demanda biológica de oxígeno necesaria en el agua residual (U.S. EPA., 2011); la desventaja de este tratamiento son las grandes áreas que se necesita para realizarse y la inestabilidad de los tiempos de retención del agua (Mara *et al.*, 1992).



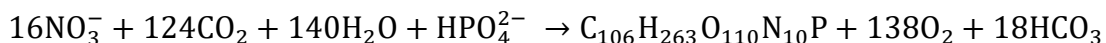
El biofloc (BFT por sus siglas en inglés) es un sistema de producción acuícola intensivo en el que se utilizan comunidades de bacterias, fitoplancton, zooplancton y protozoos para mantener las condiciones de calidad del agua en relación con la fijación y control del nitrógeno inorgánico tóxico ( $N - NH_3/NH_4^+$ ,  $N - NO_3^-$  y  $N - NO_2^-$ ) donde se genera “*in situ*” proteína microbiana que se puede aprovechar como alimento por la especie cultivada (Craig *et al.*, 2012; Emerenciano *et al.*, 2013; Monroy-Dosta *et al.*, 2013).

El biofloc ha demostrado mejorar la calidad del agua para los sistemas de producción intensiva, cuando actúa como un biorremediador que disminuye los valores de amonio, nitrito y nitrato que se encuentren en su ecosistema (Cervantes, 2016). Para la activación de las bacterias nitrificantes se requiere de un sustrato energético, que sirve para realizar los procesos metabólicos de forma constante (Serra *et al.*, 2015). Además, debido a las bacterias que proliferan dentro del biofloc, este tiene un comportamiento de exclusión, que generalmente actúa sobre las bacterias patógenas, lo que permite el crecimiento las bacterias degradadoras de compuestos nitrogenados como *Nitrobacter* sp. (Monroy-Dosta *et al.*, 2013).

Existen tres rutas para la biotransformación del amonio en un sistema acuícola: 1) Consumo por algas foto quimio autótrofas, 2) Nitrificación y nitración por bacterias autótrofas y 3) Asimilación por bacterias heterótrofas (Noga, 2010). En la primer ruta el amonio ionizado y el nitrato es ingerido por microalgas fotoautótrofas mediante el proceso de fotosíntesis, realizando la biotransformación a través del metabolismo de

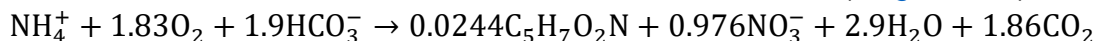


O también cuando el nitrato es la fuente, la reacción es



Donde  $C_{106}H_{263}O_{110}N_{10}P$  representa la fórmula estequiométrica del alga. Esta ruta indica que existe una relación carbono: nitrógeno: fósforo de 106:16:1 que debe adicionarse de manera exógena para cumplir los requerimientos generales del crecimiento del alga.

La segunda ruta se basa en la utilización de bacterias quimioatótrofas que puedan oxidar el amonio usando fuentes de carbón sin la necesidad de fósforo (Noga, 2010), donde

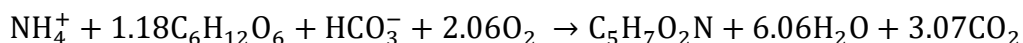


Donde  $C_5H_7O_2N$  representa la fórmula química de la biomasa.



El crecimiento en esta ruta es muy lento comparado con el anterior, debido a que se basa en el desarrollo natural de las bacterias y no requiere adición de elementos externos, además de la generación de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) como producto intermedio de la reacción metabólica (Ebeling *et al.* 2006; Noga, 2010).

La tercera ruta que aprovechan las bacterias heterótrofas es, utilizando un sustrato orgánico para asimilar el amonio en el agua mediante la siguiente ecuación:



Donde  $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$  representa al carbohidrato.

El sistema biofloc utiliza principalmente la base de la tercera ruta para desarrollarse, debido a su rapidez y su menor cantidad de generación de microalga que podría ser potencialmente peligrosa en la producción acuícola (Noga, 2010). A diferencia de las rutas anteriores, la tercera tiene un requerimiento mayor de oxígeno para su proceso de biotransformación. A pesar de que el cálculo estequiométrico de la tercera ruta revela que existe una relación carbono: nitrógeno de 10:1 para la adición de sustrato orgánico, diversos autores recomiendan distintas relaciones para producir biofloc llegando a tener un intervalo promedio recomendado de 10-20:1 para el C:N que se adicione (Ebeling *et al.* 2006).

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y Organización Mundial de la Salud (OMS) publicaron guías y manuales para el uso y desecho de aguas residuales (WHO, 2006; FAO, 2016), dichos manuales han sido aprovechados por los gobiernos de cada nación para establecer normativas donde se declaran los límites permisibles para los componentes que se encuentren en las descargas de aguas residuales, lo cual permite su verificación mediante el monitoreo de los efluentes que se producen, estos componentes llevan como nombre indicador de calidad (Van Den Hende *et al.*, 2016).

El uso de indicadores de calidad del agua en acuicultura permite el monitoreo de los efluentes que se producen para verificar el cumplimiento a las normas establecidas (Rojas-Rodríguez *et al.*, 2018), estos indicadores se dividen en tres tipos, indicadores físicos (temperatura, turbidez, sólidos en suspensión, color, olor, sabor y conductividad), químicos (pH, dureza, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno –DBO-, demanda química de oxígeno –DQO-, nutrientes, plaguicidas y metales pesados) y biológicos (bacterias, virus y parásitos) (Cirelli, 2012).



Los indicadores de calidad más comunes considerados para los sistemas biofloc son ([Avnimelech, 2009](#); [Emerenciano et al., 2017](#)): 1) el oxígeno disuelto (OD), valores por encima de 4 mg/L son ideales para el desarrollo de las crías de pescado, camarón y respiración microbiana; 2) la temperatura de 24 a 30 °C dependiendo de la especie, temperaturas menores a 20 °C resultan perjudicables para el desarrollo microbiano; 3) el pH,  $7\pm 1$  de acidez, valores menores pueden afectar el proceso de nitrificación y a la cría; 4) la salinidad, es posible una acumulación natural de salinidad de acuerdo a la especie de hasta 50 mg/L; 5) el nitrógeno amoniacal total (NAT), menos de 1 mg/L para la mayoría de las especies; 6) el nitrato, índice de calidad entre 0.5 a 20 mg/L; 7) el nitrito, cantidades menores a 1 mg/L para evitar la asfixia de crías; y 8) los sólidos sedimentables (SS) y los sólidos suspendidos totales (SST), debido a que altos niveles de sólidos suspendidos contribuirán al consumo de OD por las comunidades heterótrofas y la oclusión de branquias.

El incumplimiento de las normas dedicadas al desecho de aguas residuales en acuicultura, especialmente las establecidas para controlar los niveles de nitrógeno en las descargas acuícolas se ha vuelto una problemática a nivel mundial ([Zhu et al., 2015](#)), por tal motivo el estudio de procesos naturales para diseñar sistemas de tratamientos de aguas residuales se convirtió en una de las metas principales para la acuicultura responsable que permita aprovechar al máximo la materia prima y provocar un impacto nulo al ambiente ([Bacaicoa, 2016](#); [Crab et al., 2007](#)).

### **Biorremediación en los tratamientos de aguas residuales**

En la actualidad, el desarrollo de los tratamientos de aguas residuales se ha enfocado en la temática de la biorremediación debido a las ventajas que presenta. La biorremediación es un proceso donde se utilizan las habilidades catalíticas de los organismos vivos para degradar y/o transformar contaminantes que se encuentran dentro de ecosistemas terrestres, aéreos y acuáticos en mayor o menor escala, presenta un enorme potencial en la mitigación de contaminación ambiental debido a la capacidad de reingresar los contaminantes ya transformados a los ciclos bioquímicos naturales ([Garbisu, 2002](#)). Una de las principales razones por las que se utiliza la biorremediación en el tratamiento de efluentes acuícolas es el aprovechamiento de los nutrientes que se encuentran en estos, utilizando mecanismos naturales de filtración para su tratamiento, tales como: plantas, animales, bacterias o algas ([Cervantes, 2016](#)).

Se han realizado estudios utilizando desde organismos filtradores hasta materiales biológicos para promover la biorremediación de los efluentes acuícolas, cada una de las técnicas empleadas ha presentado diversos resultados y la estandarización de las técnicas no ha podido establecerse del todo, dada la complejidad de los sistemas y las variables biológicas, fisicoquímicas del agua y ambientales que se presentan. Ejemplos



de ellos son los trabajos presentados por [Parada et al. \(2008\)](#), donde lograron disminuir en un 90 % la concentración de SST, fósforo total, nitrito y demanda química de oxígeno con respecto al contenido total del efluente en cultivos de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) durante un periodo de 60 días, utilizando como medio filtrante a la almeja de agua dulce (*Diplodon chilensis*); el de [Jiménez- Montealegre et al. \(2015\)](#), que inocularon bacterias para el desarrollo de tapetes microbianos y analizaron la eficiencia de biorremediación por el efecto del flujo de agua sobre las biopelículas en aguas de cultivo de camarón blanco del Pacífico (*Litopenaeus vannamei*), reportando reducción de 2, 4 y 6 partes porcentuales entre el amonio ( $N-NH_4^+$ ,  $N-NH_3$ ), nitritos ( $N-NO_2^-$ ) y nitratos ( $N-NO_3^-$ ) iniciales, con los finales.

Dentro del uso de materiales inertes u orgánicos para el establecimiento de bacterias desnitrificadoras, se puede destacar el trabajo de [Lepine et al. \(2016\)](#), donde se basaron en el sistema de retención hidráulica para el tratamiento de aguas residuales, utilizando virutas de madera con distintos tiempos de retención, logrando una remoción de nitrógeno del 65 % en 10 horas de retención, además, en tiempos de retención mayores se descubrió una reducción significativa de sulfatos en la composición química del agua.

La aplicación de la biorremediación en los tratamientos de aguas residuales ha demostrado ser un sistema efectivo para el aprovechamiento de los nutrientes acumulados, pudiendo evitar la eutrofización del efluente acuícola. La biorremediación, al estar enfocada en atacar un problema, posee un alto intervalo de aplicaciones y una gran variedad de métodos para solucionar los problemas, y su estudio permite el aprovechamiento de los actuales y potenciales recursos acuícolas.

### **Aprovechamiento de biorreactores floculantes**

Los reactores floculantes se basan en el principio de los consorcios microbianos, los cuales son una unión natural de dos o más poblaciones microbianas de diferentes especies, que actúan a la par como una comunidad dentro de un sistema donde se pueden beneficiar de las actividades de los demás ([Ochoa & Montoya, 2010](#)), por lo que los organismos dentro de los consorcios microbianos aprovechan los productos de las reacciones metabólicas presentes para realizar las suyas. Organismos como las cianobacterias y bacterias, se encuentran comúnmente en los biorreactores floculantes, aunque también puede contener pequeñas cantidades de rotíferos, ciliados y precipitados donde su crecimiento depende directamente de los nutrimentos que se presenten en el agua, a mayor cantidad de compuestos químicos como nitrógeno y fósforo que puedan metabolizar, mayor cantidad de flóculos se genera.

El uso de estos sistemas se debe principalmente al aprovechamiento de los flóculos como sustituto parcial del alimento balanceado, compostaje y biotransformación en gas



combustible (Van Den Hende *et al.*, 2014; Sfez *et al.*, 2015). Se han probado dentro de estos sistemas el uso de reactores externos tipo Batch para tratar los efluentes con compuestos nitrogenados, como en sistemas camaronícolas, donde se ha llegado a encontrar que una proporción de alimentación de 10:1 en carbono: nitrógeno para los lodos obtenidos de filtros de producción en estanques con camarón es significativamente más eficiente en la disminución de compuestos nitrogenados que otras proporciones mayores o menores de carbono, con hasta un 91% de remoción, esto bajo temperaturas y salinidades específicas (28-40 ups de salinidad y 22-37 °C) (Fontenot *et al.*, 2007).

En un trabajo posterior, donde se utilizaron reactores batch, se encontró que, con un tratamiento basado en la biofloculación con bacterias y microalga, la producción de biomasa fue superior a reactores no batch, así mismo, estos realizaban la biotransformación de amonio suficiente para que la descarga de sus aguas fuera adecuada a la normatividad vigente, aunque no se llegaba a tener los límites permisibles para nitratos y nitritos (Van Den Hende *et al.*, 2014). La biomasa producida por estos reactores puede ser utilizada como sustituto de alimento balanceado de un 2 a un 4 % camarones *Litopenaeus vannamei* sin que se afecte su supervivencia, ganancia de peso y su distribución de tamaños (Van Den Hende *et al.*, 2016).

Sfez *et al.* (2015) diseñaron un sistema similar para el manejo de efluentes y recirculación de agua en la producción intensiva de lucioperca (*Sander lucioperca L.*) a escala piloto e industrial con camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*), con el fin de utilizar los flóculos obtenidos como generadores de biogás o como alimento, los resultados del trabajo arrojaron que se mejoró el aprovechamiento de los nutrientes en el efluente de la producción de camarón con un 67 % después de 8 días, además, que la mejor forma de aprovechar los flóculos de microalga es utilizándolas como alimento, debido a que el gasto de energía para calentar el gas que se obtiene con estas lo hace una opción no tan viable.

La utilización de biorreactores floculantes permite la biotransformación de los nutrientes generando fitoplancton en el cual, consorcios microbianos pueden desarrollarse, los flóculos resultantes pueden ser aprovechados para su utilización como alimento para las crías acuícolas, fertilizante enriquecido y hasta la extracción de alcoholes derivados de los flóculos (Van Den Hende *et al.*, 2016). Sin embargo, esta biotransformación depende no solo del tipo de sistema empleado, sino también de las condiciones ambientales que les afectan. Por ejemplo, se ha demostrado que la eliminación de nitrógeno en aguas residuales de acuicultura utilizando efluentes que contienen compuestos orgánicos en biorreactores es más eficiente si estos son expuestos a iluminación, donde no solo se puede lograr un mayor rendimiento en la desnitrificación (92.2 %) respecto a los no





iluminados (87.5 %), sino que se promueve la generación de microbiota más compleja como rotíferos y nematodos (Li *et al.*, 2019).

Los biorreactores floculantes, al tener como tarea principal la generación de flóculos, dejan como secundario el tema de la reducción de los agentes contaminantes en las aguas residuales acuícolas, por lo que no se recomendaría del todo o como única opción de su uso para un sistema de biorremediación de nutrientes acuáticos.

### **Uso de biopolímeros**

Los sistemas de tratamiento con biopolímeros son un método novedoso de eliminación de nutrientes que utiliza el principio de la desnitrificación microbiana heterotrófica, en la cual se utilizan compuestos nitrogenados como receptor de electrones del carbono orgánico donador, transformando los compuestos nitrogenados a estructuras básicas (Liu *et al.*, 2018).

Se ha usado el polisuccinato de butileno, que es un polímero biodegradable que sirve como fuente de carbono el cual se ha demostrado puede ser un recurso aceptable de carbón para la desnitrificación de aguas subterráneas (Bucco *et al.*, 2014), para que en conjunto con un tapete microbiano pueda ser utilizado como una opción para el tratamiento de aguas acuícolas y su posible recirculación, se encontró que se conseguía una remoción de nitratos más estable, con un 90 % de remoción total, pero existieron efectos adversos tales como el excesivo efluente de carbón orgánico disuelto (COD) y una actividad de conversión de nitritos y nitratos en amonio, por lo que los investigadores concluyen que aunque es un sistema con excelente capacidad de desnitrificación es necesario conocer y desarrollar más el uso de estos para la correcta eliminación de carbono (Zhu *et al.*, 2015). Liu *et al.* (2018) adicionaron bambú en polvo al polisuccinato de butileno con lo que disminuyeron la acumulación de compuestos nitrogenados y compuestos orgánicos disueltos (COD), mejorando significativamente el uso del polímero en solitario.

El uso del polisuccinato de butileno como biotransformador de compuestos nitrogenados es un sistema actual que no ha sido muy investigado, sin embargo, se ha demostrado que tiene la capacidad de reducir efectivamente las concentraciones de compuestos nitrogenados, la desventaja de este método está en el propio polímero, el cual es de costo elevado, lo que lleva a la necesidad de combinar pequeñas cantidades del polímero con una alimentación natural de carbono.

### **La tecnología biofloc**

Se considerada como la alternativa bioeconómicamente rentable que promueve sistemas más eficientes y de alta productividad, ya que a través de ella se aprovechan los recursos,



se mejora la calidad y disminuye el consumo de agua, así como también se promueve la mejora de los parámetros de producción de los organismos, lo que le confiere a este proceso operar redituable y sosteniblemente.

[Avnimelech \(1999\)](#), basa esta tecnología en el supuesto de que el desarrollo acuícola debe aprovechar los recursos eficientemente para producir más, sin aumentar significativamente el uso de sus componentes naturales básicos, como el agua y la tierra, y proporcionando una relación costo beneficio razonable que sea sostenible económica y socialmente. El biofloc es un agregados de algas, bacterias, protozoos y otras clases de materiales orgánicos, que se mantiene unido por una matriz de mucosidad que es secretada por las bacterias, microorganismos filamentosos o por atracción electrostática ([Avnimelech, 2011](#)), que actúa como una trampa para la retención de nutrientes en cuerpos de agua susceptibles a la acuicultura, lo que disminuye los costos de mantenimiento de los mismos ya que sirve como complemento alimenticio de los organismos y a mejorar las tasas de aprovechamiento de los alimentos ([Azim & Little, 2008](#)).

Los componentes que promueven el desarrollo del biofloc permiten el crecimiento de la comunidad microbiana ([Monroy-Dosta et al., 2013](#)) y partiendo de ella una cadena de microorganismos que conforman una comunidad, que en su composición se ha llegado a registrar la presencia de microalgas, zooplancton, coloides, polímeros orgánicos, cationes y células muertas ([Avnimelech, 2007](#); [Monroy-Dosta et al., 2013](#)) y que de acuerdo con diversos autores, su aparición y diversificación depende de las condiciones y el medio en que se desarrolla, tales como la temperatura, intensidad de luz, relación C:N, especie cultivada, origen de los recursos, entre otros, los cuales tienen influencia directa sobre los grupos de organismos que se desarrollan ([Azim & Little, 2008](#); [Monroy-Dosta et al., 2013](#)).

De acuerdo de las características de los sistemas, el manejo y la finalidad del sistema existen diversos reportes de proporciones de carbono : nitrógeno que van desde 10 a 1 hasta las 22 partes de carbono por una de nitrógeno ([Avnimelech, 1999](#); [Wang et al., 2015](#); [Pérez-Fuentes et al., 2016](#); [Lovera et al., 2018](#)). Por lo que la transformación de los compuestos nitrogenados a formas más simples y utilizables generará su incorporación a la biomasa microbiana y fitoplanctónica, que será consumida por el zooplancton, estos a su vez por protozoos y a su vez estos por zooplancton de mayor tamaño, enriqueciendo en cada ocasión el nivel trófico subsecuente de energía y materia orgánica, hasta que sea consumido como un conjunto de flóculos por el organismo de interés o se disponga esta biomasa para algún fin particular.



De los principales beneficios del biofloc es la biotransformación de los compuestos nitrogenados que pueden ocasionar daños a los organismos de cultivo en la acuicultura. Aunque el nitrógeno no siempre se presenta en forma de compuestos tóxicos, sus distintas formas en los sistemas acuícolas provienen de fuentes externas como el alimento no consumido, heces, organismos muertos y de la atmósfera (Siggie, 2005; Ebeling, 2006; Abakari *et al.*, 2020). El nitrógeno incorporado a la columna de agua como amoníaco, nitrito o nitrato, en los sistemas acuícolas con biofloc la biotransformación de estos compuestos se da generalmente dentro del mismo sistema, junto a los organismos de interés comercial, con la finalidad de implementar sus capacidades de biotransformación para mantener *in situ* la calidad de agua y proveer alimento complementario; el uso del biofloc como reactor de transformación de compuestos, independiente al sistema de cultivo, no ha sido muy explorado, más puede ser una alternativa para que los efluentes acuícolas se biotransformen rápidamente y sus subcompuestos puedan ser utilizados en la misma cadena de producción.

Existen muchas y diversas investigaciones donde se menciona la eficiencia del biofloc para el control de compuestos nitrogenados desde el punto de vista de producción, entre los cuales se aporta información esperanzadora para la biotransformación externa de estos componentes. Uno de los componentes principales dentro del biofloc son las bacterias heterótrofas desnitrificadoras, que permiten realizar transformación de las diferentes fracciones del nitrógeno y con ello promover sistemas con calidad de agua adecuada, al igual que en los reactores batch, la proporción de carbono: nitrógeno (C:N) es esencial para el funcionamiento de estos sistemas, por lo cual se ha encontrado en la producción de organismos, tanto con crustáceos (*Litopenaeus vannamei*) como con peces (*Oreochromis niloticus*), que la proporción debe oscilar entre 10/20:1 de C:N (Xu *et al.*, 2016; Pérez-Fuentes *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2017; Panigrahi *et al.*, 2018). La proporción de C:N está íntimamente ligada al metabolismo y cantidad de bacterias, lo que se refleja en que una vez que el biofloc se encuentra en un estado maduro en su comunidad microbiana, las concentraciones de NAT pueden ser controladas por la asimilación heterotrófica y quimiotrófica (Xu *et al.*, 2016).

## CONCLUSIONES

A través de la información antes planteada se puede mencionar que con el paso de los años la importancia por una mejora en la calidad del efluente acuícola ha generado ideas que hoy en día permiten tener una variedad de elección en los sistemas de tratamiento de aguas y sus combinaciones, por lo que el nivel de producción, dimensiones de los sistemas y características biológicas del organismo acuático son los principales factores en los que pensar para elegir un tratamiento correcto.

Sin embargo, ninguno de estos tratamientos por si solo ha demostrado funcionar al 100 %, debido a que es muy difícil cumplir con todo el espectro de indicadores físicos,



químicos y biológicos de calidad de agua en un solo paso. Así mismo, el uso o combinación de más de una de estas alternativas, junto con alternativas físicas como la sedimentación, podrían llegar a funcionar como un sistema de poco espacio, poco tiempo y alta eficiencia biotransformadora, que permita que los efluentes acuícolas puedan ser reutilizados o desechados sin cargas importantes de nutrientes o sedimentos que afecten a los ecosistemas y sistemas de producción agropecuarios cercanos a ellos.

La necesidad por cuidar el medio ambiente que nos rodea es vital para nuestro avance y crecimiento como seres humanos, hoy en día la investigación y el desarrollo de tratamientos de aguas residuales se ha ido mejorando con el fin de poder aprovechar inclusive los desechos resultantes del tratamiento. Sistemas como la tecnología biofloc podrían ser una opción ideal para efluentes de la industria acuícola debido a su capacidad de biotransformación de los nutrientes del agua y los usos que la biomasa generada podría tener. Se requiere generar más información sobre la utilización del biofloc como un biorreactor externo a los sistemas de producción, sus posibles combinaciones con otros tipos de procesos biotransformadores y la manera en que se pueda estandarizar esto para generar un método replicable en cualquier tipo de producción acuícola.

### **AGRADECIMIENTOS**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo al presente trabajo a través de la beca de posgrado del Químico Edgar González. A los Laboratorios de la Unidad Nayarit del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (UNCIBNOR+) y al Laboratorio de Tecnología de Alimentos de la Universidad Autónoma de Nayarit (UAN).

### **LITERATURA CITADA**

ABAKARI G, Luo G, Kombat EO. 2020. Dynamics of nitrogenous compounds and their control in biofloc technology (BFT) systems: *A review. Aquaculture and Fisheries*. 6 (5): 441-447. ISSN: 2668-550X. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.05.005>

AMENGUAL-MORRO C, Niell GM, Martínez-Taberner A. 2012. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Management*. 95: S71-6. ISSN: 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.008>

AVNIMELECH Y. 1999. Carbon: nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture*. 176 (3-4): 227-235. ISSN: 0044-8486. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00085-X](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00085-X)

AVNIMELECH Y. 2007. Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bioflocs technology ponds. *Aquaculture*. 264:140–147. ISSN: 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.11.025>



AVNIMELECH Y. 2009. Biofloc Technology – A practical Guidebook. EUA, Third edition. The World Aquaculture Society. Pp. 272-273. ISBN: 978-1888807226. <https://1lib.mx/book/5503837/ce4a50>

AVNIMELECH Y. 2011. Tilapia Production Using Biofloc Technology. Saving Water, Waste Recycling ImproÚltimaonomics. *Global Aquaculture Alliance*. Pp. 66-68. ISBN: 976188807165. <https://www.aquaculturealliance.org/advocate/tilapia-production-using-biofloc-technology/?headlessPrint=AAAAPIA9c8r7gs82oWZBA>

AZHAR MH, Supriyono E, Nirmala K, Ekasari J. 2016. Organic carbon source and C/N ratio affect inorganic nitrogen profile in the biofloc-based culture media of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*). ILMU KELAUTAN Indonesian. *Journal of Marine Sciences*. ISSN: 2661-3239. 21(1): 23-28. <https://doi.org/10.14710/ik.ijms.21.1.23-28>

AZIM ME, Little DC. 2008. The biofloc technology (BFT) in indoor tanks: water quality, biofloc composition, and growth and welfare of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*. 283 (1): 29-35. ISSN: 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.06.036>

BACAICOA RC. 2016. Integración de la técnica de depuración de aguas residuales mediante humedales con los sistemas de recirculación para la acuicultura. *Revista AquaTIC*. 37. España. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49425906001>

BAKAR NSA, Nasir NM, Lananan F, Hamid SHA, Lam SS, Jusoh A. 2015. Optimization of C/N ratios for nutrient removal in aquaculture system culturing African catfish (*Clarias gariepinus*) utilizing Bioflocs Technology. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 102:100-106. ISSN: 0964-8305. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.04.001>

BUCCO S, Padoin N, Netto WS, Soares HM. 2014. Drinking water decontamination by biological denitrification using fresh bamboo as inoculum source. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 37(10): 2009-17. ISSN: 1615-7605. <https://doi.org/10.1007/s00449-014-1176-7>.

BUTLER E, Hung YT, Al Ahmad MS, Yeh RYL, Liu RLH, Fu YP. 2017. Oxidation pond for municipal wastewater treatment. *Applied water science*. 7(1):31-51. ISSN: 2190-5495. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0285-z>

CANO R. 2007. Tratamiento de aguas residuales en acuicultura. *Revista Electrónica de Ingeniería en Producción Acuícola*. 48. Colombia. <https://revistas.udenar.edu.co/index.php/reipa/article/view/1590>



CERVANTES S. 2016. Evaluación de tres fuentes de carbono a base de melaza y harina de trigo en la calidad del Biofloc en el crecimiento de tilapia Nilótica *Oreochromis niloticus*. (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Nayarit, Posgrado en ciencias biológico, agropecuarias y pesqueras, Tepic, Nayarit, México. Pp. 44.  
<http://dspace.uan.mx:8080/jspui/handle/123456789/1338>

CHEN S, Ling J, Blancheton JP. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering*. 34(3): 179-97. ISSN: 0144-8609.  
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.004>

CIRELLI AF. 2012. El agua: un recurso esencial. *Química viva*. 11(3): 147–170. E-ISSN: 1666-7948. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86325090002>

COLT J. 2006. Water quality requirements for reuse systems. *Aquacultural Engineering*. 34(3): 143-56. EUA. ISSN: 0144-8609. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.011>

CRAB R, Avnilemech Y, Defoirdt T, Bossier P, Verstraete W. 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*. 270(1-4): 1-14. ISSN: 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.05.006>

CRAIG LB, Andrew JR, John WL, Avnimelech Y. 2012. Biofloc-based Aquaculture Systems: Aquaculture Production Systems. *James H Tidwell*. Pp. 278-306. ISBN: 9780813801261. <https://doi.org/10.1002/9781118250105.ch12>

EBELING JM, Timmons MB, Bisogni JJ. 2006. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic and heterotrophic removal of ammonia–nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture*. 257(1-4):346-358. ISSN: 0044-8486.  
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.019>

EMERENCIANO M, Gaxiola G, Cuzon G. 2013. Biofloc technology (BFT): a review for aquaculture application and animal food industry. Biomass now-cultivation and utilization. *First Edition*. Pp. 301-328. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/53902>

EMERENCIANO M, Martínez-Córdova, Martínez-Porchas, Miranda-Baeza. 2017. Biofloc Technology (BFT): A Tool for Water Quality Management in Aquaculture, Water Quality. *First Edition*. Pp. 91-109. IntechOpen, <https://doi.org/10.5772/66416>

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. El Estado mundial de la pesca y la acuicultura. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, Roma, Italia, Pp. 34. <http://www.fao.org/family-farming/detail/es/c/466050/>

FONTENOT Q, Bonvillain C, Kilgen M, Boopathy R. 2007. Effects of temperature, salinity, and carbon: nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. *Bioresource Technology*. 98(9): 1700-1703. ISSN: 0960-8524.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.031>.



GARBISU C, Amézaga I, Alkorta I. 2002. Biorremediación y Ecología. *Ecosistemas*. 11(3). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/591/558>

JIMÉNEZ-MONTEALEGRE R, Zamora-Castro J, Zúñiga-Calero G. 2015. Determinación del flujo de agua para la biorremediación en sistemas recirculados acuaculturales utilizando tapetes microbianos construidos. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 43(1):234-47. ISSN: 0718-560X. <http://dx.doi.org/10.3856/vol43-issue1-fulltext-20>

LEKANG OI. 2013. *Aquaculture Engineering*. Second Edition Chichester. Reino Unido. Pp. 179-189. Willey-Blackwell. ISBN: 9781118496077. <https://doi.org/10.1002/9781118496077>

LEMARIÉ G, Dosdat A, Covés 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(4): 479-491. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00392-2](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00392-2)

LEPINE C, Christianson L, Sharrer K, Summerfelt S. 2016. Optimizing hydraulic retention times in denitrifying woodchip bioreactors treating recirculating aquaculture system wastewater. *Journal of Environment Quality*. 45(3): 813. ISSN: 1537-2537. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.05.0242>

LI C, Li J, Liu G, Deng Y, Zhu S, Ye Z, Liu D. 2019. Performance and microbial community analysis of combined denitrification and biofloc technology (CDBFT) system treating nitrogen-rich aquaculture wastewater. *Bioresource Technology*. 288: 121-582. ISSN: 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121582>

LIU D, Li J, Li C, Deng Y, Zhang Z, Ye Z, Zhu S. 2018. Poly (butylene succinate)/bamboo powder blends as solid-phase carbon source and biofilm carrier for denitrifying biofilters treating wastewater from recirculating aquaculture system. *Scientific Reports*. 8(1): 3289. ISSN: 2045-2322. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21702-5>

LIU Y, Li J, Feng J, Liu Q, Nan F, Xie S. 2019. Treatment of real aquaculture wastewater from a fishery utilizing phytoremediation with microalgae: microalgae-based real aquaculture wastewater treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 94(3): 900-910. ISSN: 1097-4660. <https://doi.org/10.1002/jctb.5837>

LOVERA KPZ, Brito LO, Arana LAV, Galvez AO, Cárdenas JMV. 2018. Cultivo de alevinos de tilapia em sistema de bioflocos sob diferentes relações carbono/nitrogênio. *Boletim do Instituto de Pesca*. 43(3): 399-407. ISSN: 1678-2305. <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2017v43n3p399>

MARA D, Mills S, Pearson H, Alabaster G. 1992. Waste stabilization ponds, a viable alternative for small community treatment systems. *Water and Environment Journal*. 6:72–78. ISSN: 1747-6593. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1992.tb00740.x>



MARTÍNEZ C, Martínez P, López E, Campaña T, Miranda B, Ballester E, Porchas C, Martínez-Córdova L. 2012. Avances en nutrición Acuícola: Memorias del X Simposio Internacional de Alimento natural en acuicultura: Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México. Pp. 668-699.

[https://www.researchgate.net/publication/237377591\\_Alimento\\_natural\\_en\\_acuicultura\\_una\\_revisión\\_actualizada](https://www.researchgate.net/publication/237377591_Alimento_natural_en_acuicultura_una_revisión_actualizada)

MONROY-DOSTA M, Lara-Andrade D, Castro-Mejía J, Castro-Mejía G, Coelho-Emerenciano G. 2013. Composición y abundancia de comunidades microbianas asociadas al biofloc en un cultivo de tilapia. *Revista de biología marina y oceanografía*. 48(3): 511-520. ISSN: 0718-1957. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572013000300009>

MOSQUERA-CORRAL A, Campos F, Méndez R. 2005. Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochemistry*. 40:3109-3118. ISSN: 1359-5113.

<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.03.042>

NOGA EJ. 2010. Fish Disease Diagnosis and Treatment. *Second edition*. Pp. 257-285. Wiley-Blackwe.

[https://books.google.es/books?id=K5HDwAAQBAJ&lpg=PR9&ots=l\\_1MSAcYx8&dq=Fish%20Disease%20Diagnosis%20and%20Treatment&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q=Fish%20Disease%20Diagnosis%20and%20Treatment&f=false](https://books.google.es/books?id=K5HDwAAQBAJ&lpg=PR9&ots=l_1MSAcYx8&dq=Fish%20Disease%20Diagnosis%20and%20Treatment&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q=Fish%20Disease%20Diagnosis%20and%20Treatment&f=false)

OCHOA CDC, Montoya RA. 2010. Consorcios microbianos: una metáfora biológica aplicada a la asociatividad empresarial en cadenas productivas agropecuarias. Bogotá, CO. *Revista Facultad de Ciencias Económicas: Investigación y Reflexión*. 18(2): 60. ISSN: 0121-6805. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90920053003>

PANIGRAHI A, Saranya C, Sundaram M, Kannan SV, Das R, Kumar S, Otta K. 2018. Carbon: Nitrogen (C:N) ratio level variation influences microbial community of the system and growth as well as immunity of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in biofloc based culture system. *Fish and shellfish immunology*. 81: 329-337. ISSN: 1050-4648. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2018.07.035>

PARADA E, Peredo S, Cárdenas S, Valdebenito I, Peredo M. 2008. *Diplodon chilensis* gray, 1828 (bivalvia: hyriidae) a potential residual waters depurator on inland water salmonid fish-farms: a laboratory scale study. *Gayana (Concepción)*. 72(1): 68-78. ISSN 0717-652X. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382008000100009>

PÉREZ-FUENTES A, Hernández-Vergara P, Pérez-Rostro I, Fogel I. 2016. C: N ratios affect nitrogen removal and production of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* raised in a biofloc system under high density cultivation. *Aquaculture*. 452:247-251. ISSN: 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.11.010>





PIEDRAHITA H. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*. 226(1-4):35-44. ISSN: 0044-8486. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00465-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00465-4)

ROJAS-RODRÍGUEZ IS, Salazar-Solano V. 2018. La acuicultura frente a los impactos de la actividad agrícola en la calidad de los servicios ambientales de la cuenca del río mayo. Una propuesta para su abordaje desde la economía ecológica. *Estudios sociales (Hermosillo, Sonora)*. 28(51). ISSN: 0188-4557. <https://doi.org/10.24836/es.v28i51.507>

SERRA P, Gaona A, Furtado S, Poersch H, Wasielesky W. 2015. Use of different carbon sources for the biofloc system adopted during the nursery and grow-out culture of *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture international*. 23(6):1325-1339. ISSN: 1573-143X. <https://doi.org/10.1007/s10499-015-9887-6>

SFEZ S, Van Den Hende S, Taelman E, De Meester S, Dewulf J. 2015. Environmental sustainability assessment of a microalgae raceway pond treating aquaculture wastewater: from up-scaling to system integration. *Bioresource Technology*. 190:321-31. ISSN: 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.088>

SIGEE DC. 2005. Freshwater microbiology: Biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the aquatic environment. John Wiley & Sons Ltd. Pp. 544. ISBN: 0471485284. <https://doi.org/10.1002/0470011254>

SILVA L, Falcon R, Pessôa C, Correia S. 2017. Carbon sources and C: N ratios on water quality for Nile tilapia farming in biofloc system. *Revista Caatinga*. 30(4): 1017-1027. ISSN: 0100-316X. <https://doi.org/10.1590/1983-21252017v30n423rc>

U.S. EPA (*Environmental Protection Agency*). Exposure Factors Handbook0. 2011 Edition (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington. DC. EPA/600/R-09/052F. 2011. <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>

VAN DEN HENDE S, Beelen V, Bore G, Boon N, Vervaeren H. 2014. Up-scaling aquaculture wastewater treatment by microalgal bacterial flocs: from lab reactors to an outdoor raceway pond. *Bioresource Technology*. 159:342-54. ISSN: 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.113>

VAN DEN HENDE S, Claessens L, De Muylder E, Boon N, Vervaeren H. 2016. Microalgal bacterial flocs originating from aquaculture wastewater treatment as diet ingredient for *Litopenaeus vannamei* (Boone). *Aquaculture Research*. 47(4):1075-89. ISSN: 1365-2109. <https://doi.org/10.1111/are.12564>

WANG G, Yu E, Xie J, Yu D, Li Z, Luo W Zheng Z. 2015. Effect of C/N ratio on water quality in zero-water exchange tanks and the biofloc supplementation in feed on the growth performance of crucian carp, *Carassius auratus*. *Aquaculture*. 443: 98-104. ISSN: 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.03.015>



WHO (World Health Organization). 2006. Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1. Recommendations: addendum, 3rd ed. World Health Organization. ISBN: 9241546743. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/43242>

WIK E, Lindén T, Wramner I. 2009. Integrated dynamic aquaculture and wastewater treatment modelling for recirculating aquaculture systems. *Aquaculture*. 287(3-4): 361-370. ISSN: 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.10.056>

XU WJ, Morris TC, Samocha TM. 2015. Effects of C/N ratio on biofloc development, water quality, and performance of *Litopenaeus vannamei* juveniles in a biofloc-based, high-density, zero-exchange, outdoor tank system. *Aquaculture*. 453: 169-175. ISSN: 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.11.021>

ZHU M, Deng L, Ruan J, Guo S, Shi M, Shen Z. 2015. Biological de-nitrification using poly (butylene succinate) as carbon source and biofilm carrier for recirculating aquaculture system effluent treatment. *Bioresour. Technol.* 192: 603-610. ISSN: 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.021>

[Errata Erratum](#)

<https://abanicoacademico.mx/revistasabanico-version-nueva/index.php/abanico-veterinario/errata>