

Dinámica del Carbono en estanques de peces

Carbon dynamics in aquaculture ponds

Guillermo Ladino-Orjuela¹

¹MVZ, MSc, Grupo de investigación sobre la sostenibilidad ambiental del desarrollo GRISADE.
Facultad de ciencias básicas e ingeniería, Universidad de los Llanos
E-mail: ambos.ong@gmail.com

Recibido: Diciembre 15 de 2009. Aprobado: Diciembre 22 de 2010

RESUMEN

En la dinámica del carbono en estanques dedicados a la piscicultura intervienen actividades físicas, químicas y biológicas las cuales transforman el carbono agregado en forma de alimento o de fertilizaciones orgánicas e inorgánicas. La intensificación de la producción de peces, está acompañada del incremento de las entradas de carbono, en forma de alimento. Estas entradas, han excedido la capacidad metabólica del estanque lo que en consecuencia ha derivado en la acumulación de compuestos orgánicos y deterioro de la calidad del agua. Algunas investigaciones muestran que la calidad del agua, ha pasado a constituir la principal limitante en la búsqueda de una mayor intensificación de la producción piscícola. La mayor salida de carbono del sistema productivo está asociada con la evasión gaseosa en forma de CO₂, situación que ubica a los sistemas productivos no como sumideros sino como generadores de huella de carbono. El principal medio de retención del CO₂ en los estanques de peces, es el fitoplancton. En términos generales el balance de carbono en los sistemas productivos acuícolas es positivo, no obstante es posible lograr una mayor recuperación siendo necesario realizar ajustes a las prácticas de manejo y profundizar en la investigación de la dinámica del mismo. Entre los factores que inciden en la dinámica del Carbono en estanques están las características del alimento y las prácticas de alimentación, la especie cultivada, el recambio de agua, la aireación, la profundidad del estanque y los microorganismos presentes.

Palabras clave: Huella de Carbono, sumideros de CO₂, Acuicultura en Estanques, Sistema carbonato, Alcalinidad.

ABSTRACT

Aquaculture ponds'carbon dynamics are dominated by physical, chemical and biological transformations in feed and organic and inorganic fertilisation. Increased fish production has been associated with an increase in carbon input in the form of fish-feed exceeding ponds' metabolic capacity, thereby leading to water quality deteriorating due to an accumulation of organic compounds. Water quality is a major constraint in terms of increased fish crop density. The most important carbon loss within a production system is associated with CO₂ evaporation; this makes aquaculture ponds become carbon footprints instead of carbon sinks. Phytoplankton is the major means of CO₂ retention as it captures both that produced by the respiration of all organisms within a particular pond and within the atmosphere. Aquaculture production systems usually have a negative organic

carbon balance; however, higher carbon recovery is possible but this involves adjusting management practice and increased research into the pertinent dynamics. Feed, feeding practices, the species being cultivated, water exchange, aeration, pond depth and the microorganisms living in a pond are factors which affect the biogeochemical carbon cycle in aquaculture ponds.

Key words: Carbon footprint, CO₂ sink, pond-based aquaculture, carbonate system, alkalinity.

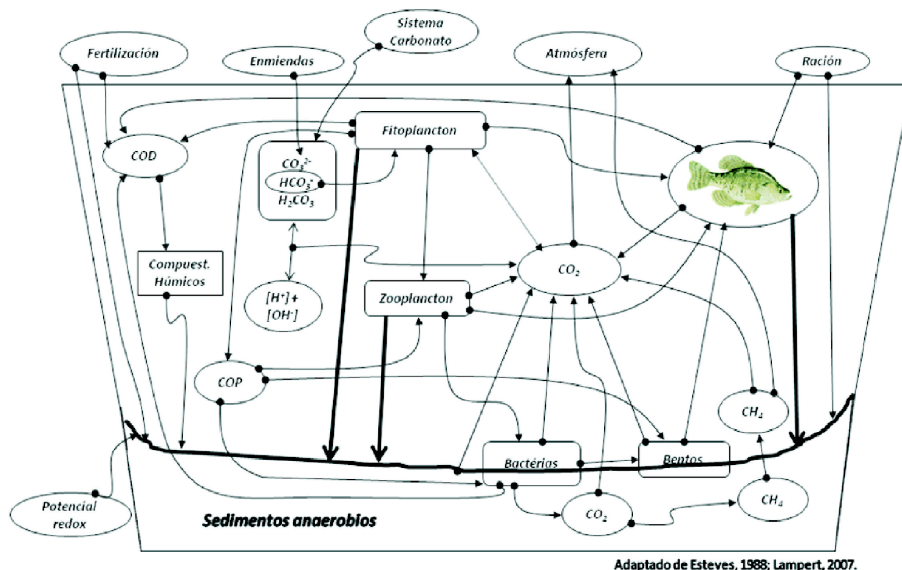
INTRODUCCIÓN

El presente trabajo de revisión se realizó teniendo en cuenta la importancia manifiesta del carbono en todas las actividades biológicas dentro de los estanques de peces. Frente a todos los elementos químicos que pueden encontrarse en los estanques de peces, el carbono junto con el nitrógeno y el fósforo son requeridos en mayor cantidad. En los diferentes procesos metabólicos ocurridos al interior de los estanques, el carbono participa en prácticamente todas las reacciones y es el constituyente más abundante de todas las moléculas orgánicas (Boyd, 1995).

La dinámica del carbono en estanques es determinada por todos los procesos bióticos y abióticos ocurridos con dos tipos de carbono, orgánico e inorgánico. El orgánico se denomina particulado (COP) cuando tiene un tamaño superior a 0.45 micras y disuelto (COD) si el tamaño es inferior a 0.45 micras (Esteves, 1988). Adicionalmente, dependiendo del origen, puede ser clasificado como alóctono (el

que entra al estanque) y autóctono (el resultante de los diferentes procesos internos del estanque). El orgánico alóctono proviene principalmente de la ración alimenticia y el afluente; el orgánico autóctono está representado por el disuelto en el agua, los peces, el sedimento del estanque y los microorganismos. Por otra parte, el carbono inorgánico autóctono proviene principalmente de los procesos respiratorios y se encuentra en la columna de agua y el sedimento como CO₂, mientras que el inorgánico alóctono proviene principalmente del encalado o enmiendas en forma de carbonato (CO₃²⁻), y de la atmósfera como dióxido de carbono (CO₂) conformando el denominado sistema carbonato (Figura 1).

Entender y apropiarse la dinámica del carbono en todas sus presentaciones, permitirá definir métodos o estrategias encaminadas a lograr un mayor aprovechamiento o eficiencia del mismo dentro de los sistemas productivos de peces.



Adaptado de Esteves, 1988; Lampert, 2007.

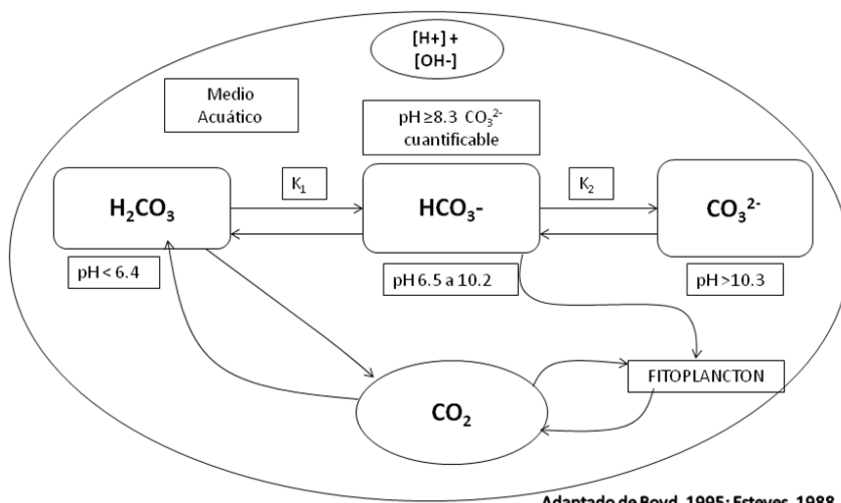
Figura 1. Dinámica del Carbono en estanques piscícolas, COD: Carbono orgánico disuelto; COP: Carbono orgánico particulado; CH₄: Metano; CO₂: Dióxido de carbono; CO₃²⁻: Ion carbonato, HCO₃⁻: Ion bicarbonato; H₂CO₃: Acido carbónico

Carbono inorgánico

El carbono inorgánico o iónico alóctono entra al estanque principalmente en las denominadas enmiendas o cales en forma de ión carbonato, las cuales pueden ser empleadas antes, durante y después del ciclo productivo de peces. Antes de llenar el estanque con agua, se aplica un espolvoreado de la enmienda sobre la superficie del fondo del estanque, incorporándolo o no, a la capa superficial de suelo con el fin de lograr, por un lado en estanques previamente cosechados, condiciones de pH que faciliten la degradación de la materia orgánica acumulada como lodo o sedimento, o en estanques nuevos cuando los suelos tienen un pH demasiado ácido asociado a una alta saturación de iones de aluminio.

Para el caso de estanques que están en periodo productivo, las enmiendas son utilizadas para aumentar

tanto el pH del agua como la alcalinidad, igualmente se ha encontrado que puede ser empleado para disminuir la concentración de sólidos suspendidos aprovechando la capacidad del ión calcio para formar sustancias que se precipitan. Una vez hacen contacto con el agua, las moléculas se disuelven, reaccionan químicamente y entran a formar parte del denominado sistema carbonato (figura 2), determinante de la capacidad amortiguadora del pH del estanque. En este sistema el carbono inorgánico puede tomar diferentes formas, como ión bicarbonato (HCO_3^-), ión carbonato (CO_3^{2-}) o ácido carbónico (H_2CO_3). Algunos autores manifiestan la gran dificultad que representa la valoración precisa de la concentración del carbono inorgánico en cualquiera de estas presentaciones dada la permanente transformación de una a otra, dependiente del pH, la temperatura y los procesos respiratorios (Avnimelech, 2003).



Adaptado de Boyd, 1995; Esteves, 1988

Figura 2. Sistema carbonato en medio acuático

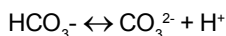
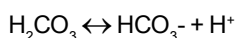
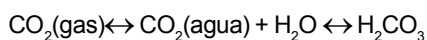
La principal forma de carbono inorgánico autóctono, proviene en su mayor parte de todos los procesos respiratorios aeróbicos ocurridos en el estanque, el CO₂ y su influencia en el sistema carbonato es reconocida. De acuerdo con Summerfelt (2000) la concentración del dióxido de carbono a diferencia del oxígeno, el nitrógeno y otros gases, está determinada no solo por una relación equilibrada gas-

liquido, sino también por una serie de reacciones ácido-base. En el mismo sentido, Lampert (2007) manifiesta que el CO₂ no sigue la ley de Henry o de la presión parcial de los gases y se encuentra en concentraciones superiores a las esperadas para mantener un equilibrio. El equilibrio gas-líquido afecta la transferencia de dióxido de carbono entre el aire y el agua en tanto que las reacciones ácido-

base determinan la forma química en la que el carbono inorgánico está presente en el agua en este sentido, Seginer (2008) reporta que a cualquier pH la concentración de CO₂ es proporcional a la alcalinidad presente.

Tal como reporta Timmons (2002) el dióxido de carbono es tóxico para los peces porque reduce la capacidad de la sangre para transportar oxígeno. A medida que la concentración de CO₂ aumenta en el agua también aumenta su nivel en la sangre. Sin embargo, los niveles de seguridad de operación del CO₂ dependen de la especie, el estado de desarrollo y la calidad global del agua; para el caso de Tilapia y Lubina híbrida las concentraciones de CO₂ pueden ser de 60 mg/L sin mostrar efectos adversos. Para trucha de 9 a 30 mg/L son asumidos como seguros.

Investigaciones realizadas en cuerpos naturales de agua (Hope *et al.*, 2001; Rasera, 2005) demuestran que los principales procesos que determinan la concentración de carbono inorgánico disuelto son: a) Respiración de microorganismos, b) respiración de las plantas acuáticas y c) el intercambio con el CO₂ atmosférico; de los tres el más influyente es el de la respiración. Estos procesos involucran un equilibrio del CO₂ con el agua descrito por las siguientes ecuaciones las cuales son dependientes de la temperatura (Stumm y Morgan, 1996).



A medida que ha ocurrido una mayor intensificación de la producción piscícola los niveles de CO₂ en los estanques han aumentado a niveles críticos para los peces, razón por la cual ha sido necesario plantear actividades tendientes a controlar su concentración. En cultivos intensivos, el uso de degasificadores de CO₂ ahora es una práctica normal. En las producciones semiintensivas, los aireadores de paleta cumplen dos funciones particulares, además de lograr incorporar O₂ al agua, permiten la salida de grandes cantidades de CO₂ aunque esta última función es poco reconocida.

Ladino-Orjuela (2010) encontró mediante un balance carbono orgánico total, que los estanques de de Tilapia son importantes exportadores de CO₂ a la atmósfera. Se concluyó que buena parte del carbono orgánico es convertido a carbono inorgánico por los procesos respiratorios coincidiendo con lo dicho por Avnimelech (2003). Aunque en este sentido Boyd (2010) manifiesta que los estanques resultan ser sumideros de carbono por la materia orgánica retenida en los sedimentos, el CO₂ emitido a la atmósfera es superior a la cantidad de carbono retenido por los mismos.

Una de las alternativas para disminuir la concentración de CO₂ en los estanques de peces, es el fitoplancton, la disponibilidad de clorofila y luz solar le permiten incorporar suficiente CO₂ del estanque incluso para modificar el pH del mismo.

Carbono orgánico

Resultante del incremento exagerado de las entradas de alimento por la intensificación de la producción, los estanques de peces actualmente presentan serios problemas de acumulación de materia orgánica. Básicamente ha ocurrido una superación de la capacidad de resiliencia o de transformación de la materia orgánica que tienen los cuerpos de agua y las comunidades de microorganismos existentes en los mismos.

La eficiencia en la asimilación del carbono por peces y camarones tiene importantes implicaciones en la calidad del agua y en la eficiencia del sistema productivo. De acuerdo con Avnimelech (2003), el análisis de diferentes sistemas de cultivo muestra que en promedio cerca del 13 % (rango entre 9,1 % y 30 %) del carbono proporcionado como alimento más fertilizante es recuperado con los organismos de cultivo. Esto significa que aproximadamente el 87 % del carbono proporcionado con el alimento y la fertilización por los animales de cultivo se pierde.

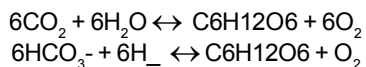
Por otro lado, las formas orgánicas del carbono incrementan la demanda bioquímica de oxígeno a niveles que pueden ser críticos para los peces, (Avnimelech *et al.*, 1995; Ansa-Asare *et al.*, 2000).

Una de las razones por las que se incorporan cantidades exageradas de carbono al estanque es la tasa de conversión alimenticia la cual, históricamente ha sido empleada para representar el peso del alimento requerido para obtener un peso de animales de cultivo. De acuerdo con Boyd (1996) el valor de este índice tiene un error de cálculo, la cantidad de agua de los elementos de análisis. La relación se hace entre materia seca (alimento) y materia húmeda (peces), cuando la misma debería hacerse entre materia seca (alimento) y materia seca (peces). Esta situación es crítica para los productores e investigadores, dado que el alimento representa el costo operacional más alto de un sistema productivo (NRC, 1993; CPM, 2005).

Procesos asociados con la dinámica de carbono en estanques de peces

Biológicos Fotosíntesis

En los denominados estanques de aguas verdes, el fitoplancton es fundamental como la base de las redes tróficas así como fuente de oxígeno. De acuerdo con Lampert (2007), durante la fotosíntesis, el fitoplancton es capaz de obtener carbono tanto del CO₂ disuelto en el agua como del ion bicarbonato. Esta capacidad obedece a la disponibilidad de mecanismos metabólicos por algunas microalgas que permiten en condiciones de pH básicos con escasa presencia de CO₂, hacer uso del bicarbonato.



Un aspecto que influye en la cantidad de carbono fijado por el fitoplancton es la ubicación geográfica. Se ha reportado que en estanques de peces de climas templados el fitoplancton es capaz de fijar entre 1-3 g C m⁻² d⁻¹ en un ciclo anual de cultivo mientras que en estanques ubicados en zonas tropicales reportan una fijación de carbono de entre 5-10 g C m⁻² d⁻¹ a esto se agrega que la producción primaria ocurre principalmente en los primeros 10 a 20 centímetros de la columna de agua (Avnimelech, 2003).

Laws (1981) manifiesta que los crecimientos exagerados o blooms fitoplanctónicos en estanques fertilizados son comúnmente dependientes de la disponibilidad de la luz y considera que en condiciones normales de producción, los nutrientes están disponibles a concentraciones que exceden la capacidad de asimilación o los requerimientos del fitoplancton; en el mismo sentido Hargreaves (1998) manifiesta que el desarrollo de poblaciones densas de fitoplancton (clorofila a > 250 µg l⁻¹, visibilidad del disco de Secchi < 20 cm) obedece a la gran cantidad de nutrientes disponibles. Esta sobreproducción de fitoplancton conduce a un fuerte aumento del pH y a la secreción de exudados fitoplanctónicos los cuales constituyen excesos fotosintéticos acumulados por el fitoplancton cuando la fijación de carbono sobrepasa la incorporación en nuevo material celular (Koefoed, 1988). De acuerdo con Vadstein (1989) los exudados juegan un importante papel como sustrato para el crecimiento de bacterias heterótrofas y el zooplancton.

En condiciones nocturnas el proceso fotosintético se invierte, el fitoplancton consume O₂ y libera CO₂ provocando una disminución del pH, acidificando el cuerpo de agua. De acuerdo con Timmons (2000) por cada mol de oxígeno consumido, se produce un mol de dióxido de carbono y en base másica, por un gramo de oxígeno consumido se produce 1,38 g de CO₂.

No se conocen las razones por las que ocurre una muerte masiva de fitoplancton posteriormente a las floraciones o blooms, sin embargo, esta situación ha llevado a pensar, a muchos productores y estudiosos del tema, que la implementación de sistemas productivos de aguas verdes son inconvenientes no obstante la producción de oxígeno y alimento para las comunidades zooplanctónicas.

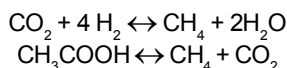
Metanogénesis

En los estanques, el sitio donde ocurren con mayor frecuencia condiciones anaeróbicas, es en el sedimento. La acumulación progresiva de materia orgánica crea condiciones propicias para el desarrollo de comunidades de microorganismos metanógenos.

Este es un hecho inconveniente e indeseado por productores en razón a que en ausencia de oxígeno, no solo se produce metano, gas de efecto invernadero, también se posibilita el desarrollo de bacterias reductoras de sulfato cuyo producto, el ácido sulfhídrico, es letal para los peces.

La bioquímica de la metanogénesis en microorganismos es relativamente compleja, involucra varias coenzimas y factores. De acuerdo con Boyd (1995) los procesos de metanogénesis y fermentación son los únicos que pueden ocurrir en ausencia de aceptores de electrones diferentes al carbono. Durante las etapas avanzadas de la descomposición orgánica, todos los aceptores de electrones son agotados excepto el dióxido de carbono dado que es el producto de la mayoría de los procesos catabólicos, por ello no es disminuido como otros potenciales aceptores.

La metanogénesis en microorganismos es una forma de respiración anaeróbica (Moriarty, 1997) en la cual el aceptor final de electrones no es el oxígeno sino el carbono tal como se muestra en la siguiente reacción:

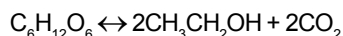


Las bacterias productoras de metano no pueden hidrolizar sustancias orgánicas complejas o descomponer carbohidratos simples o aminoácidos provenientes de la actividad hidrolítica (Lampert y Sommer, 2007). Ellas solo pueden utilizar cadenas cortas de ácidos grasos y alcoholes simples producidos por las bacterias fermentativas como fuente de carbono orgánico. Sterling (2001) reportó tres grupos interdependientes de bacterias en la formación de metano: Hidrolíticas, ácido-formadoras y metanogénicas. Las primeras desdoblan polímeros de carbohidratos y proteínas en azúcares monómeros y aminoácidos. Las bacterias ácido formadoras están compuestas por las acetogénicas las cuales forman ácidos grasos volátiles

directamente y las homo acetogénicas que forman CO_2 e H_2 ; hidrogeno génicas las cuales convierten los ácidos grasos volátiles de cadena larga en acetato e H_2 . Las bacterias metanogénicas están compuestas de acetoclásticas las cuales convierten el acetato a metano y CO_2 e hidrogeno utilizando metanógenos los cuales convierten CO_2 e hidrógeno a metano.

Fermentación

Junto con la metanogénesis son procesos que ocurren en condiciones anaeróbicas principalmente en el sedimento del estanque. De acuerdo con Lampert (2007) la fermentación es el proceso de degradación anaeróbica de los compuestos orgánicos y su principal producto es el alcohol. Esta ruta de descomposición es utilizada por un gran número de bacterias para obtener energía. La reacción química que ocurre se puede describir como sigue:



Entre los productos que se pueden obtener mediante este proceso están el propionato, el ácido láctico y el formato necesarios para el metabolismo de las bacterias metanógenas.

Mineralización

El proceso de conversión de una sustancia orgánica a inorgánica es denominado mineralización. En términos de la ciencia del suelo es el paso de la materia orgánica a formas accesibles o asimilables por las plantas. La tasa de mineralización de la materia orgánica en los estanques de peces es dependiente de la concentración de oxígeno (Jimenez-Montealegre *et al.*, 2005) sin embargo, se ha encontrado que las rutas metabólicas anaeróbicas tales como metanogénesis, reducción de sulfato y la desnitrificación son responsables de al menos el 50 % de la mineralización de la materia orgánica del sedimento (Riise y Roos, 1997).

Químicos

Alcalinidad, pH y sistema carbonato

La alcalinidad es definida como parámetro básico de análisis en los sistemas productivos de peces en razón a que es asociada con la capacidad del cuerpo de agua para soportar cambios fuertes de pH y con el sistema carbonato, a mayor alcalinidad mayor capacidad amortiguadora (Colt *et al.*, 2009). Para Piedrahita (1995) la misma es definida vagamente como la capacidad de un agua de neutralizar un ácido. Sin embargo, considera que en términos analíticos, la definición depende de los componentes con actividad ácido-neutralizante que pueden estar presentes. Así en su forma simple la alcalinidad se asume incluyendo el carbonato (CO_3^-), bicarbonato (HCO_3^-) y los iones hidroxilo. Si otras bases están presentes tal como ocurre en el agua de mar entonces es necesaria una definición más amplia así:

$$\text{Alcalinidad} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] + [\text{NH}_3] + [\text{SiO}(\text{OH})_3] + 2[\text{HPO}_4^{2-}] + 3[\text{PO}_4^{3-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

La relativa contribución de varios de los términos de alcalinidad dependerá de la composición del agua y su pH. En el agua natural de mar a pH 8, la alcalinidad esta en el rango de 2.1 - 2.3 meq/litro y las contribuciones del óxido de sílice y los compuestos de fosfato a la alcalinidad total son pequeños 0.2 % para $\text{SiO}(\text{OH})_3$, 0.1 % para HPO_4^{2-} y 0.05 % para PO_4^{3-}

Si estos términos son excluidos la ecuación puede ser simplificada así (Piedrahita y Seland, 1995):

$$\text{Alcalinidad} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] + [\text{NH}_3] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

Físicos

Sedimentación, Resuspensión y Difusión

La sedimentación ocurre por la mayor densidad de las partículas respecto del agua y el resultado es el sedimento. La permanente acumulación de partículas orgánicas convierte al sedimento en un importante depósito de carbono orgánico del estanque y en parte integral de los ecosistemas de los estanques (Avnimelech *et al.*, 1999; Kassila,

2003), sin embargo para los camarones, la gran cantidad de materia orgánica es un fuerte estresante de su capacidad osmorreguladora (Lemonnier *et al.*, 2004).

Aunque las cifras de participación del carbono orgánico en el sedimento son disimiles, 0.76 % a 3.43 % (Steeby *et al.*, 2004), 5 % (Boyd, 1995) y 25 % (Avnimelech, 2003), los autores coinciden en que la cantidad de nutrientes en un centímetro de capa de sedimento es normalmente mayor en 10 o más veces a la cantidad existente en un metro de columna de agua.

La resuspensión representa el movimiento de nutrientes a través de la interface sedimento-agua el cual tiene un profundo impacto en la disponibilidad de nutrientes para la productividad primaria (Avnimelech *et al.*, 1999). Este proceso esta correlacionado con el comportamiento alimenticio de los peces (detritívoros, bentófagos), (Avnimelech *et al.*, 2001), los movimientos del agua provocados por las corrientes de viento (Avnimelech *et al.*, 1999), pero también con el peso y el número de peces (Jimenez-Montealegre *et al.*, 2002).

Por otro lado, Jimenez-Montealegre (2002) reportó para un cultivo de Tilapia una constante en la tasa de resuspensión explicada por el incremento simultaneo de la productividad primaria, la entrada de alimento y el aumento de peso de los peces.

Acumulación de materia orgánica y potencial redox

La acumulación de materia orgánica que ocurre principalmente en el fondo del estanque, consume el oxígeno presente en el sedimento y en la interfase del mismo con el agua, se asocia con una condición eléctrica denominada potencial redox la cual es medida en milivoltios siendo normalmente negativa con un valor creciente en tanto más anaerobiosis o presencia de bacterias metanogénicas ocurra (Lehmann y Vinatea, 2008). Entre mayor sea la cantidad de materia orgánica, potencial redox será mayor impactando negativamente la calidad del agua

del estanque (Avnimelech *et al.*, 2004; Kassila *et al.*, 2004; Steeby *et al.*, 2004; Yuvanatemiya y Boyd, 2006). El potencial redox está relacionado con la liberación de compuestos indeseables como ácido sulfhídrico, metano y amoníaco los cuales son letales para los peces (Boyd y Tucker, 1992; Kassila, 2003) no obstante, constituye una fuente esencial de carbono para la actividad bacteriana y béntica liberadora de fósforo y otros nutrientes del sedimento (Riise y Roos, 1997).

Los tres métodos más utilizados para hacerle frente a la acumulación de materia orgánica en el sedimento son: a) Policultivos con peces detritívoros (Kassila, 2003; 2005; Schneider *et al.*, 2006). b.) Secado de estanques entre ciclos de producción (Boyd, 1995; Seo y Boyd, 2001; Kassila, 2003; Schneider *et al.*, 2006) c) Remoción del sedimento de los estanques (Kassila, 2003; Nhan *et al.*, 2006; Schneider *et al.*, 2006; Yuvanatemiya y Boyd, 2006). Los dos primeros procesos mejoran el reciclaje de nutrientes y permiten cambiar las características de los sedimentos además, el drenado provoca una disminución de la tasa de acumulación de materia orgánica en el fondo del estanque (Boyd, 1995), y un balance negativo de carbono en estanques de camarones atribuido al tratamiento posterior al drenado (Ritvo *et al.*, 1998).

Condiciones de cultivo asociadas a la dinámica del Carbono

Especie cultivada

Los peces afectan la dinámica del carbono en estanques debido principalmente a sus hábitos alimenticios, filtradores, piscívoros, detritívoros, omnívoros. En este contexto, los policultivos de peces consumidores de fondo del estanque y peces filtradores, afectan la composición del fito y zooplancton por el consumo de microorganismos de tamaño superior a las 20 micras (Milstein *et al.*, 1985; 1985), a la Tilapia su capacidad para filtrar plancton le permite hacer uso de la productividad primaria como fuente de nutrientes (Castillo, 2003). A su vez, la carpa común (*Cyprinus carpio*) al perturbar el fondo del estanque posibilitando una mayor eficiencia de la red trófica, la liberación de nutrientes y la disminución de compuestos tóxicos reducidos (Ritvo *et al.*, 2004).

Densidad de siembra

La creciente demanda de la población humana por la carne de peces ha presionado la necesidad de producir más en la misma área, de intensificar y tecnificar la explotación piscícola (FAO, 2007). De acuerdo con Avnimelech (2006) el aumento de la densidad de cultivo ha llevado a un incremento de la producción, del flujo de materia orgánica y consecuentemente del flujo de carbono en los sistemas productivos, adicionalmente han aparecido nuevos factores limitantes como la baja en los niveles nocturnos de oxígeno y la acumulación de materia orgánica. En este sentido, el conocimiento y control de los parámetros fisicoquímicos del agua son dos prácticas de manejo fundamentales para mantener condiciones ambientales que permitan índices de producción económicamente viables (Boyd, 1996; Diana y Kwei Lin, 1998; Avnimelech, 2003).

Alimento y prácticas de alimentación

El Carbono es el elemento más abundante de la materia seca del alimento e igualmente en la biomasa de los peces cosechados (Boyd, 1996). Sin embargo la diferencia entre el contenido de Carbono en el alimento respecto a la encontrada en los peces indica una recuperación muy baja, aproximadamente el 15 % del mismo. Este valor es la base para la determinación de la presunta eficiencia en el aprovechamiento o incorporación del Carbono en estanques (Boyd y Green, 1998).

El alimento artificial provee la mayor cantidad de Carbono autóctono al sistema productivo intensivo y contiene tres macronutrientes principalmente: Proteínas, Carbohidratos y Lípidos (NRC, 1993; Vasquez, 2004) en ellos el Carbono es el elemento más abundante.

Proteínas. La proteína es el más importante macronutriente debido a que participa en la estructura y función de todas las células, solo el agua es más abundante (Vasquez, 2004). De la digestión de las proteínas se obtienen los aminoácidos que son utilizados para construir nueva proteína o para generar energía. La degradación de los aminoácidos provenientes de la dieta o los

propios del pez, inicia con la desaminación y termina con la oxidación hasta NH_4 , CO_2 y H_2O .

Carbohidratos. Los carbohidratos se encuentran en menor proporción que proteínas y lípidos; son consumidos como moléculas complejas en su mayoría almidón y celulosa. De estos, solo el almidón es digerido y desdoblado en unidades de glucosa la cual puede ser utilizada como fuente de energía hasta CO_2 y H_2O . El 40 % de su estructura está compuesta por Carbono (Hamlin *et al.*, 2008).

Lípidos. Los Lípidos representan fuentes de energía concentrada, pigmentos y factores esenciales para el crecimiento de los peces. Constituidos por cerca del 77 % de Carbono. En la digestión son desdoblados hasta triglicéridos, posteriormente a ácidos grasos y glicerol los cuales son fuente de energía, su oxidación final tiene como productos CO_2 y H_2O .

La degradación de todos los macronutrientes por parte de las Tilapias tiene un elemento común, el CO_2 el cual una vez es liberado al medio acuático puede participar de las actividades metabólicas del fitoplancton como materia prima para la construcción de nuevas macromoléculas o en el sistema carbonato cuyo efecto buffer es de gran importancia en la regulación del pH del agua (Esteves, 1988; Boyd, 1995). No obstante, no todos los macronutrientes contenidos en el alimento artificial son utilizados por el pez, para (Avnimelech *et al.*, 1995; Avnimelech, 2006) solo aprovechan entre el 30 % y el 50 % en tanto que para (NRC, 1993; Vasquez, 2004) el porcentaje es más bajo, solo un 25 %. Esto obedece a que la incorporación de los nutrientes contenidos en la alimentación artificial, a la biomasa del pez, depende entre otros factores de las características nutricionales de la dieta (selección de ingredientes, nivel de nutrientes, digestibilidad, etc.) (Vasquez, 2004).

En lo referente a las prácticas de alimentación, de acuerdo con Nhan (2006) el número de veces que se alimenta por día afecta la tasa de productividad primaria en el estanque, siendo mayor a mayor frecuencia.

Abonamiento

El abonamiento es uno de los pasos en la preparación de los estanques para recibir los peces. La misma se hace con productos orgánicos e inorgánicos con los que se busca estimular la colonización del sistema por parte de microorganismos útiles (Jimenez-Montealegre *et al.*, 2005). Se ha encontrado que existe una correlación entre la fertilización hecha con heces de animales de granja, la tasa de crecimiento y la producción de Tilapias del Nilo ($R^2=0.89$ y 0.94 respectivamente) (Diana y Kwei Lin, 1998). Por otro lado, se ha identificado la necesidad de escoger los fertilizantes adecuados para optimizar la eficiencia de la fertilización y minimizar efectos ambientales indeseados tales como los crecimientos exponenciales de algas que posteriormente mueren y cuya descomposición puede causar bajas significativas de oxígeno (Kassila, 2003).

Recambio de agua

El ambiente acuático además de proveer comida, sitio de permanencia, protección y oxígeno también recibe metabolitos (heces, amonio, CO_2 etc) de parte de los animales que soporta (Verdegem *et al.*, 1999). Por esta razón, es importante controlar constantemente los parámetros fisicoquímicos del agua buscando obtener una buena calidad de la misma. No obstante esta calidad es una condición relativa a factores como especie cultivada, suelos donde se instale el sistema, densidad de siembra y tasa de alimentación como los más importantes (Nhan *et al.*, 2006). Avnimelech (2006) reporta el uso de tres métodos para mantener la calidad del agua: a) Reemplazo del agua del estanque con agua limpia a una tasa usualmente superior a cinco veces al día. b) Reciclaje del agua a través de una unidad externa (biofiltro) donde se trata y purifica el agua. c) Tratamiento de la calidad del agua en otro estanque usando algas (estanques acuícolas separados) o comunidades bacterianas (v.g. estanques activos suspendidos, ASP por sus siglas en inglés). Para Avnimelech (2006), Green (1995) y Tucker (1996) la intensificación de las granjas

piscícolas esta soportada en una alta tasa de recambio de agua situación que contrasta con las limitaciones ambientales, de bioseguridad y consideraciones de escasez de agua actuales. Avnimelech (1995), Crab (2007), Seo (2001), Tucker (1996) y Yuvanatemiyá (2006) reportan que una alta tasa de recambio de agua además de impedir el reciclaje de nutrientes, aumenta el vertimiento de residuos como mostró Tucker (1996) en un estudio en el que se dejó de drenar por periodos de tres y cinco años obteniendo reducciones en la descarga de desechos entre 30 % y 45 % respectivamente comparado con estanques drenados anualmente. El costo del agua es otro factor que también debe ser analizado, en países como Israel la acuicultura convencional consume entre 2 y 10 m³ de agua para producir un kilogramo de pez y el costo de un metro cúbico es cercano a los 40 centavos de dólar, situación que no se presenta en Colombia donde las restricciones son escasas y existen costos mínimos porque las políticas ambientales son incipientes.

DISCUSIÓN

La conversión alimenticia como indicador de eficiencia alimenticia de los sistemas productivos piscícolas merece una revisión y análisis detallado en tanto se continúe asumiendo como la relación entre peso alimento (materia seca) contra peso peces (materia húmeda). Fundamentalmente porque este concepto impide concebir una conversión de 1.0 o menor, la primera reacción es pensar que los animales no pueden estar ganando más peso que el alimento consumido. El error entonces es pensar que la conversión siempre deberá ser superior a uno y se desista en el interés de reducirla haciendo más eficiente los sistemas productivos.

El papel de los estanques de aguas verdes como sumideros de CO₂ es objeto de evaluación. Por un lado se sostiene que los estanques como secuestradores de carbono por cuenta de la materia orgánica contenida en los sedimentos (Boyd *et al.*, 2010), adicionalmente la existencia del fitoplancton presume la fijación de CO₂ atmosférico. Sin embargo la cantidad de CO₂ emitido a la atmósfera durante el ciclo productivo es superior (Ladino-Orjuela, 2010)

Población microbiana y relación Carbono: Nitrógeno

Microorganismos como las bacterias heterótrofas son capaces de disminuir la concentración de NH₄ en el estanque al utilizarlo en forma preferencial como fuente de nitrógeno para construir proteína microbiana; para esto requieren una relación C:N de 15-20:1 que es posible lograrla con la adición de compuestos ricos en Carbono (Avnimelech, 1999; Burford *et al.*, 2003). En orden a determinar fuentes de hidratos de carbono útiles en la obtención de la relación carbono:nitrógeno conveniente para la reducción de los niveles de amonio y de los compuestos metilisorboreol y geosmin causantes del off flavor en sistemas de recirculación de agua, Hamlin (2008) investigó el metanol, ácido acético, melaza y cerelesa (almidón hidrolizado) como fuentes de carbono orgánico y encontró que aunque la melaza es la más ineficiente, posee el más bajo costo por lo que se vuelve más atractiva aunque recomienda solucionar el exceso de turbidez y la producción de espuma.

lo que aumenta su huella de carbono y los clasifica como exportadores de CO₂ y CH₄, gases efecto invernadero.

La ocurrencia de floraciones o crecimientos exponenciales de fitoplancton sucedidos por muertes súbitas masivas del mismo por un lado así como la disminución severa de la concentración de oxígeno en horas nocturnas, demeritan el uso de las aguas verdes como estrategia de producción. Aunque las aguas verdes deben su color a la presencia de fitoplancton, lo que está en entredicho es la procedencia del CO₂ fijado por el mismo. Posiblemente es proveniente de los procesos respiratorios ocurridos dentro del estanque y no del atmosférico como se puede inferir de los resultados de Boyd (1972) y de (Lampert y Sommer, 2007).

Incentivar el uso de especies filtradoras tanto de fitoplancton como de zooplancton es una alternativa viable y rentable para aumentar la eficiencia y disminuir la huella de carbono de los sistemas productivos piscícolas.

Perspectivas de investigación

Es conveniente determinar mediante marcación isotópica que tanto del carbono inorgánico fijado por el fitoplancton procede de los procesos respiratorios del estanque, por diferencia probablemente se establezca que tanto es obtenido de la atmósfera buscando un valor aproximado de la huella de carbono de los sistemas productivos

piscícolas y los mecanismos para disminuirla pero haciéndolos más eficientes.

Parte del fósforo que entra con el alimento al estanque queda inactivo en el fondo del mismo por efecto de las es fijado por Investigar la relación C:P permitirá dilucidar los efectos de la misma sobre la eutrofización de los cuerpos de agua y la importancia de la mineralización del fósforo retenido en el sedimento.

REFERENCIAS

Ansa-Asare OD, Marr IL, Cresser MS. "Evaluation of modelled and measured patterns of dissolved oxygen in a freshwater lake as an indicator of the presence of biodegradable organic pollution." *Water Research* 2000; 34(4): 1079-1088.

Avnimelech Y. "Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems." *Aquaculture* 1999; 176: 227-235.

Avnimelech Y. "Bio-filters: The need for a new comprehensive approach." *Aquacultural engineering* 2006; 34: 172-178.

Avnimelech Y, Kochba M, Hargreaves JA. "Sedimentation and Resuspension in earthen fish ponds." *Journal of the World Aquaculture Society* 1999; 30: 401-409.

Avnimelech Y, Mozes N, Diab S, Kochba M. "Rates of organic carbon and nitrogen degradation in intensive fish ponds." *Aquaculture* 1995; 134: 211-216.

Avnimelech Y, Ritvo G, Kochba M. "Evaluating the active redox and organic fractions in pond bottom soils: EOM, easily oxidized material." *Aquaculture* 2004; 233: 283-292.

Avnimelech Y, Ritvo G, Meijer L, Kochba M. "Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments." *Aquacultural engineering* 2001; 25: 25-33.

Avnimelech Y, Ritvo G. "Shrimp and fish pond soils: processes and management." *Aquaculture* 2003; 220: 549-567.

Boyd CE. "Sources of CO₂ for nuisance blooms of Algae." *Weed Science* 1972; 20(5): 492-497.

Boyd CE. (1995). *Bottom soils, sediment, and pond aquaculture*. New York, Chapman & Hall.

Boyd CE. (1996). *Manejo del suelo y de calidad de agua en la acuicultura de piscinas*. Caracas Venezuela, Asociacion americana de soya.

Boyd CE, Green BW. "Dry matter, Ash, and elemental composition of pond-cultured *Tilapia Oreochromis aureus* and *O. niloticus*." *Journal of the World Aquaculture Society* 1998; 29(1): 125-128.

Boyd CE, Tucker CS. (1992). *Water quality and pond soil analyses for aquaculture*. Alabama, Auburn University.

Boyd CE, Wood CW, Chaney PL, Queiroz JF. "Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions." *Environmental pollution* 2010; 158: 2537-2540.

Burford M, Thompson P, Mcintosh R, Bauman R, Pearson D. "Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize." *Aquaculture* 2003; 219: 393-411.

Castillo LF. (2003). *Tilapia Roja 2003. Una evolución de 22 años, de la incertidumbre al éxito*. The university of Arizona: 1-94.

Colt J, Watten B, Rust M. "Modeling carbon dioxide, pH, and un-ionized ammonia relationships in serial reuse systems." *Aquacultural engineering* 2009; 40(1): 28-44.

CPM (2005). *Cadena Piscícola del Meta - Acuerdo regional de competitividad de la cadena piscícola*

del departamento del Meta. Meta, C. p. d., Cadena productiva piscícola del Meta. D:\Mis documentos\Especializacion\Final\Bibliografia\Piscicultura: 36.

Crab R, Avnimelech Y, Defoirdt T, Bossier P, Verstraete W. "Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production." *Aquaculture* 2007; 270: 1-14.

Diana JS, Kwei Lin C. "The effects of fertilization and Water Management on Growth and production of Nile Tilapia in Deep Ponds During the Dry Season." 1998; 29: 405-413.

Esteves F. (1988). *Fundamentos de Limnología*. Biblioteca personal, Editora Interciencia/FINEP.

FAO (2007). *Food and Agriculture Organization - The state of world fisheries and aquaculture 2006*. Rome, Italy, United Nations.

Green B, Boyd CE. "Water Budgets For Fish Ponds in the Dry tropics." *Aquacultural engineering* 1995; 14: 347-356.

Hamlin HJ, Michaels JT, Beaulaton CM, Graham WF, Dutt W, Steinbach P, Losordo TM, Schrader KK, Main KL. "Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture." *Aquacultural engineering* 2008; 38(2): 79-92.

Hargreaves J. "Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds." *Aquaculture* 1998; 166: 181-212.

Hope D, Palmer SM, Billet MF, Dawson JJ. "Carbon dioxide and methane evasion from a temperate peatland stream." *Limnology and Oceanography* 2001; 46(4): 847-857.

Jimenez-Montealegre R, Verdegem M, Van-Dam A, Verreth J. "Effect of organic nitrogen and carbon mineralization on sediment organic matter accumulation in fish ponds." *Aquaculture Research* 2005; 36: 983-995.

Jimenez-Montealegre R, Verdegem M, Zamora J, Verreth J.. "Organic matter sedimentation and resuspension in tilapia (*Oreochromis niloticus*) ponds during a production cycle." *Aquacultural engineering* 2002; 26: 1-12.

Kassila J. "Effects of lining and drying on the chemical composition of sediments and influence of organic carbon on carp growth in aquaculture ponds." 2003; 34: 333-343.

Kassila J, Hasnaoui M, Droussi M, Loudiki M, Yahyaoui A. "Relation between phosphate and organic matter in fish-pond sediments of the Deroua fish farm (Béni-Mellal, Morocco): implications for pond management." 2004; 450: 57-70.

Koefoed PB. "Phytoplankton exudation of organic matter: Why do healthy cells do it?" *Limnology and Oceanography* 1988; 33(1): 151-154.

Ladino-Orjuela G. (2010). *Balance de carbono orgánico total en estanques de Oreochromis sp.* Instituto de Acuicultura y Pesca de los Llanos. Villavicencio, Universidad de los Llanos. Magister: 70.

Lampert W, Sommer U. (2007). *Limnoecology*. New York, Oxford University Press Inc.

Laws EA, Malecha SR. "Application of a nutrient-saturated growth model to phytoplankton management in freshwater prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) ponds in Hawaii." *Aquaculture* 1981; 24: 91-101.

Lehmann M, Vinatea L. "Metodologia de amostragem de solo para a determinação do potencial redox em viveiros de cultivo de água doce e salgada." *B. Inst. Pesca, São Paulo*. 2008; 34: 133-142.

Lemonnier H, Bernard E, Boglio E, Goarant C, Cochard JC. "Influence of sediment characteristics on shrimp physiology: pH as principal effect." *Aquaculture* 2004; 240: 297-312.

Milstein A, Hepher B, Teltsch B. "Principal component analysis of interactions between fish species and the ecological conditions in fish ponds: I Phytoplankton*." *Aquaculture and Fisheries management* 1985; 16: 305-317.

Milstein A, Hepher B, Teltsch B. "Principal component analysis of interactions between fish species and the ecological conditions in fish ponds: II Zooplankton." *Aquaculture and Fisheries management* 1985; 16: 319-330.

Moriarty DJW. "The role of microorganisms in aquaculture ponds." *Aquaculture* 1997; 151: 333-349.

Nhan D, Milstein A, Verdegem M, Verreth J. "Food inputs, water quality and nutrient accumulation in integrated pond systems: A multivariate approach." *Aquaculture* 2006; 261 160-173.

NRC, Ed. (1993). *National Research Council - Nutrient Requirements of Fish*. Second printing, 1999, National Academy Press.

Piedrahita R, Seland A. "Calculation of pH in fresh and sea water aquaculture systems." *Aquacultural engineering* 1995; 14: 331-346.

Rasera M. (2005). O papel das emissões de CO₂ para a atmosfera, em rios da bacia d Ji-Parana (RO), no ciclo regional do carbono. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba, Centro de energia nuclear na Agricultura. master: 85.

Riise J, Roos N. "Benthic metabolism and the effects of bioturbation in a fertilised polyculture fish pond in northeast Thailand. ." *Aquaculture* 1997; 150: 45-62.

Ritvo G, Dixon J, Lawrence A, Samocha T, Neill W, Speed M. "Accumulation of chemical elements in Texas shrimp pond soils." *Journal of the World Aquaculture Society* 1998; 29: 422-431.

Ritvo G, Kochba M, Avnimelech Y. "The effects of common carp bioturbation on fishpond bottom soil." *Aquaculture* 2004; 242: 345-356.

Schneider O, Sereti V, Eding E-H, Verreth JAJ. "Molasses as C source for heterotrophic bacteria production on solid fish waste." *Aquaculture* 2006; 261: 1239-1248.

Schneider O, Sereti V, Eding E-H, Verreth JAJ, Klapwijk B. "Kinetics, design and biomass production of a bacteria reactor treating RAS effluent streams." *Aquacultural engineering* 2006; 30: 24-35.

Schneider O, Sereti V, Eding EH, Verreth JAJ. "Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems." *Aquacultural engineering* 2005; 32: 379-401.

Seginer I, Mozes N, Lahav O. "A design study on the optimal water refreshment rate in recirculating aquaculture systems." *Aquacultural engineering* 2008; 38: 171-180.

Seo J, Boyd C. "Effects of bottom soil management practices on water quality improvement in channel catfish *Ictalurus punctatus* ponds." *Aquacultural engineering* 2001; 25: 83-97.

Steeby J, Hargreaves J, Tucker C, Kingsbury S. "Accumulation, organic carbon and dry matter concentration of sediment in commercial channel catfish ponds." *Aquacultural engineering*. 2004; 30: 115-126.

Sterling-JR MC, Lacey RE, Engler CR, Ricke SC. "Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure." *Bioresource technology* 2001; 77: 9-18.

Stumm W, Morgan JJ. (1996). *Aquatic Chemistry, chemical equilibria and rates in natural waters*. New York, John Wiley and sons Inc.

Summerfelt ST, Vinci BJ, Piedrahita RH. "Oxygenation and carbon dioxide control in water reuse systems." *Aquacultural engineering* 2000; 22: 87-108.

Timmons MB, Ebeling JM, Wheaton FW, Summerfelt ST, Vinci BJ. (2002). *Sistemas de recirculación para Acuicultura*. Santiago de Chile, Fundación Chile.

Tucker CS, Kingsbury SK, Pote JW, Wax CL. "Effects of water management practices on discharge of nutrients and organic matter from channel catfish (*Ictalurus punctatus*) ponds." *Aquaculture* 1996;147: 57-69.

Vadstein O, Harkjerr BO, Jensen A, Olsen Y, Reinertsen. "Cycling of organic carbon in the photic zone of a eutrophic lake with special reference to the heterotrophic bacteria." *Limnology and Oceanography* 1989; 34(5): 840-855.

Vásquez W. (2004). *Principios de Nutrición aplicada al cultivo de peces*. Universidad de los Llanos, Villavicencio.

Verdegem MCJ, Eding EH, Van-Rooij JM, Verreth JAJ. (1999). "Comparison of effluents from pond and recirculating production systems receiving formulated diets." *World Aquaculture* 28-33.

Yuvanatemiyá V, Boyd C. "Physical and chemical changes in aquaculture pond bottom soil resulting from sediment removal." *Aquacultural engineering* 2006; 35: 199-205.