

# Composición del sedimento del sistema afluente-laguna de oxidación-efluente, en una granja intensiva de *Oncorhynchus mykiss*\*

Julio Alberto González-Acosta<sup>1</sup> / Rafael Rosado-Puccini<sup>2</sup>

## Resumen

El sedimento es la capa superficial del fondo en estanques o en lagunas de oxidación. Este se origina fundamentalmente por la deposición de sólidos en suspensión, nutrientes y partículas del suelo que están en contacto con el agua, y que son naturalmente producidos por la operación de las granjas. Su manejo y disposición se constituye actualmente en un imperativo técnico, dadas las implicaciones ambientales que tienen las descargas provenientes de cultivos piscícolas. Se realizó la caracterización general del sedimento en tres sectores de una granja intensiva de producción, afluente, laguna de oxidación y efluente, la cual incluyó cuatro parámetros, que fueron medidos en tres momentos diferentes. Los valores obtenidos fueron comparados mediante análisis de varianza de una vía con  $\alpha = 0,05$  como nivel de significancia. Además, cuando fue necesario se realizó una prueba de Tukey para precisar las diferencias. Aquello cobijó las medidas de fósforo disponible, materia orgánica, carbono orgánico y relación C: N. Las diferencias encontradas entre los sectores son una aproximación al efecto de la producción piscícola sobre la composición de los sedimentos.

**Palabras clave:** granja de truchas, sedimento, análisis general.

## Sediment Composition of the System Affluent-Oxidation Pool-Effluent in an Intensive Farm of *Oncorhynchus mykiss*

### Abstract


Sediment is the surface layer in the bottom of ponds or oxidation pools. It is created basically due to the deposition of solids in suspension, nutrients, and soil particles that contact the water and are produced naturally in farming operations. Today, the management and arrangement are a must in technical issues due to the environmental implications generated by the discharges coming from fish cultures. The general characterization of the sediment was carried out in three sectors of an intensive production farm, affluent, oxidation pool, and effluent. It included four parameters that were measured in three different time points. Obtained values were compared using one-way variance analysis with  $\alpha = 0.05$  as the significance level. In addition, when necessary, a Tukey test was carried out to pin down the differences. It enabled us to find the measures of available phosphorus, organic matter, organic carbon, and the ratio C: N. the differences found between the sectors are approximate values to the effect of the fish production regarding the sediment composition.

**Keywords:** trout farm, sediment, general analysis

\* Artículo de investigación.


1 Biólogo, M.Sc. Universidad de La Salle, Facultad de Ciencias Agropecuarias Bogotá, Colombia.

✉ [jagonzaleza@unisalle.edu.co](mailto:jagonzaleza@unisalle.edu.co)

 <https://orcid.org/0000-0001-7669-2507>

2 Biólogo marino, M.Sc. Gerente de Producción Truchas de la Sierra, Guasca, Cundinamarca.

✉ [truchasdelasierra@yahoo.com](mailto:truchasdelasierra@yahoo.com)

 <https://orcid.org/0000-0002-2560-8966>

**Cómo citar este artículo:** González-Acosta JA, Rosado-Puccini R. Composición del sedimento del sistema afluente-laguna de oxidación-efluente, en una granja intensiva de *Oncorhynchus mykiss*. Rev Med Vet. 2022;(44): 47-59. Disponible en: <https://doi.org/10.19052/mv.vol1.iss44.7>

## INTRODUCCIÓN

En el sedimento de origen piscícola, se realizan intercambios de compuestos entre las fases agua-sedimento, sirviendo estas también como fuentes de nutrientes para el fitoplancton, y de varias sustancias potencialmente tóxicas para los peces cultivados: igualmente, en el sedimento se realizan los intercambios iónico y gaseoso (1). Así, el sedimento desempeña un importante papel en la dinámica global del ecosistema en un estanque y no difiere sustancialmente de los suelos utilizados para la agricultura en sus características físicas, químicas y mineralógicas. Parra y Espinosa (2) afirman que la piscicultura genera residuos que tienen origen en una variedad de fuentes; gran parte de estos se incorporan al sedimento: dichas fuentes incluyen suelos erosionados, suelo lavado desde los diques o muros, heces de los peces, alimento no consumido, plancton muerto, cal, abonos y partículas suspendidas que ingresan con el agua. En ese mismo sentido, Milthon et al. (3) determinan que, para la actividad piscícola, una de las principales preocupaciones de manejo se enfoca en los efluentes, los cuales, al ser ricos en nitrógeno y fósforo, impactan los cuerpos de agua receptores con un incremento en la productividad primaria, que acelera los procesos de eutroficación. Como en otras actividades económicas, la piscicultura genera desechos que requieren de otros servicios ambientales para ser asimilados o reciclados. Cuando no hay control de estos factores, se compromete la sustentabilidad del sistema.

En piscicultura, se consideran que las prácticas de manejo como el uso de alimento suplementario y la fertilización del agua mejoran el rendimiento de los peces; sin embargo, tal producción varía considerablemente entre especies con relación a la calidad del agua, el manejo técnico y la fertilización de los estanques (4). En el Marco Europeo del Agua, las directrices de manejo en la práctica acuícola se basan, entre otros aspectos, en las condiciones del agua y del sedimento en estanques de baja profundidad: el que sean ricos en nutrientes es una condición asociada con su baja calidad ecológica (5). A nivel global, ríos y arroyos están siendo amenazados por contaminación antropogénica, recibiendo continuamente

aguas residuales poco tratadas y residuos, tanto domésticos como agropecuarios; residuos que causan deterioro en la calidad del agua y en la composición del sedimento (6). En esa línea, el presente trabajo analiza un sistema productivo de truchas, desde tres puntos de su infraestructura hidráulica, como lo son la entrada del agua o afluente, la laguna de oxidación y la descarga de aguas o efluente.

Según Salazar et al. (7), los estimativos de producción de sedimentos indican que por cada tonelada de salmón producido se pueden generar 1,4 toneladas de sedimento, dato que evidencia la necesidad de explorar alternativas para su destino y uso. Los autores también citan un estimativo para una granja de truchas que produce 150 toneladas anuales de peces de consumo, generando cerca de 50 toneladas de sedimento. De acuerdo con el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (8), la producción anual de trucha en Colombia se estima en 20.000 toneladas. De acuerdo con la anterior estimación, la truchicultura podría generar cerca de 6700 toneladas de sedimento por año: cifra que surge de una aproximación teórica y que requiere ser recalculada bajo el concepto de pérdidas por alimentación y digestibilidad del alimento ofrecido. El objetivo de la presente investigación fue caracterizar y comparar la composición de los sedimentos, para proporcionar información sobre posibles fuentes de impacto ambiental y relacionarlas con las prácticas piscícolas en la Región Alto Andina colombiana.

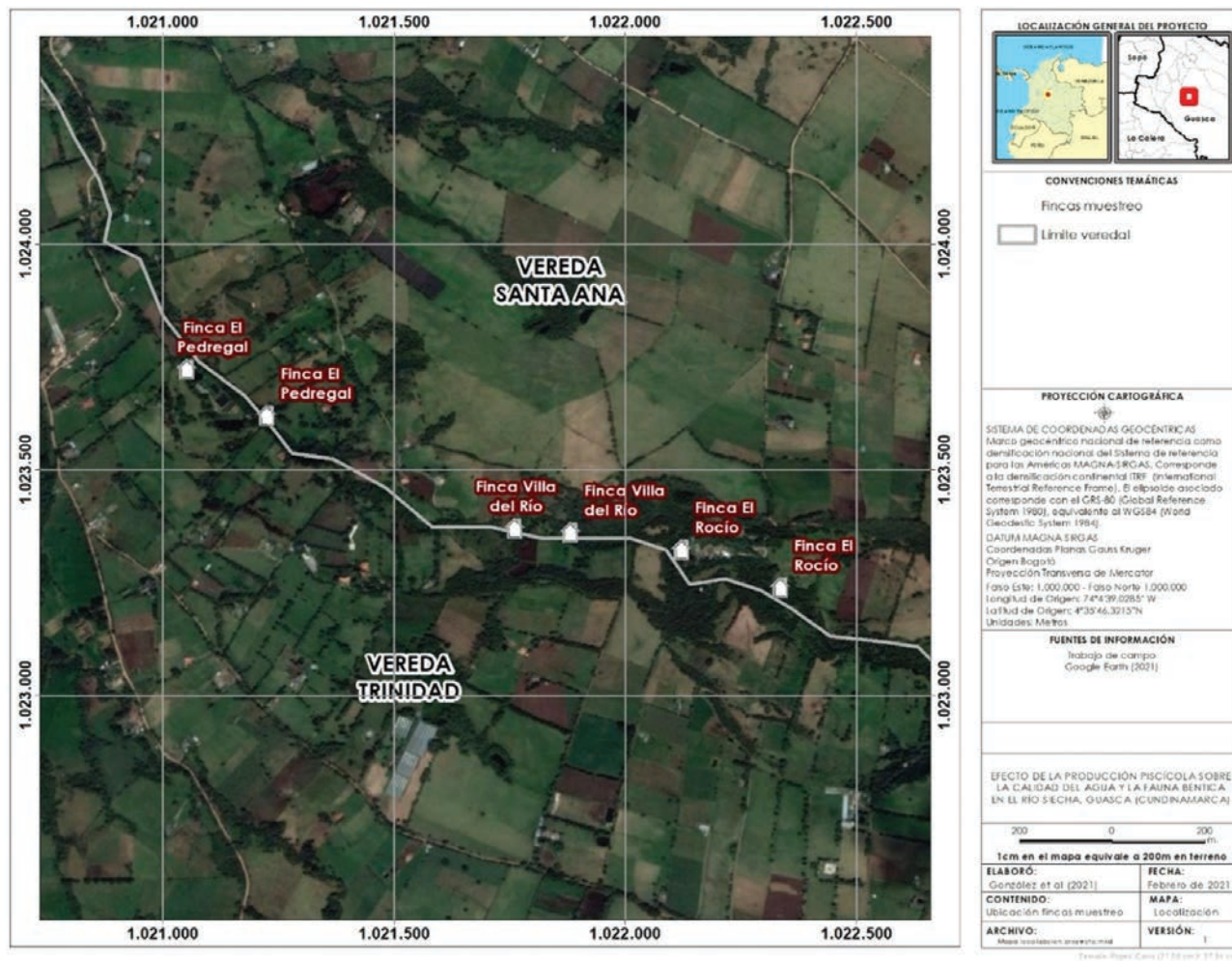
## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en las instalaciones de una granja comercial de trucha arco iris, ubicada en la vereda Santa Ana Alta, municipio de Guasca, Cundinamarca, Colombia, a 2850 msnm y coordenadas 4°48'36,28" LN y 73°52'43,95" LO (figura 1). La granja se abastece de aguas del río Siecha, cuenta con un caudal otorgado de 84 Ls<sup>-1</sup> y una temperatura media del agua de 11,50 C. Esta además dispone de infraestructura propia para la producción de alevinos, como incubadoras tipo californiano, y canaletas en fibra de vidrio y en cemento, con

estanques tipo raceways: en total 55 unidades de manejo. Esta infraestructura abarca un espejo de agua de 282,6 m<sup>2</sup> equivalentes a 150 metros cúbicos de agua. La laguna de oxidación tiene un área de 191,25 m<sup>2</sup> y un volumen de 95,6 m<sup>3</sup>; su área equivale al 66,67 % del es-

pejo total de agua en la granja. El tiempo de retención del agua es de aproximadamente 20 minutos. Durante la presente investigación, entre larvas, alevinos, dedinos, juveniles y adultos, la población promedio fue de 354.000 individuos.

Figura 1. Ubicación del área de estudio, finca El Rocío, Guasca, Cundinamarca, Colombia



Fuente: adaptado de Google Earth (2021)

## Material experimental

La colecta del sedimento fue superficial (< 10cm) y las muestras se obtuvieron de varios puntos, desde un bote plástico. En todos los casos, se utilizó un tubo de PVC

de 150 cm de longitud y diámetro de 3", al cual se le adaptó otro tubo de 20 cm con orificios para la eliminación de excedentes de agua. Se realizaron en total 3 muestreos con un intervalo de 60 días, durante 6 meses. El procedimiento consistió en tomar en cada uno de

los sitios 12 submuestras, que fueron homogenizadas dentro de un balde plástico, obteniéndose una única muestra compuesta de 2 kg de peso para cada sector, a saber: afluente, laguna de oxidación y efluente. El material fue extendido sobre plataforma plástica durante 6 horas, para su escurrimiento y secado. Posteriormente las muestras fueron guardadas en bolsas de cierre hermético, e identificadas y almacenadas en nevera, hasta su traslado al Laboratorio Nacional de Suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi en Bogotá, para su análisis general.

### Análisis de datos

Las variables evaluadas fueron los cuatro parámetros de composición del sedimento. La comparación inicial entre los registros por cada parámetro de composición, se realizó mediante análisis de varianza de un factor (parámetro) con tres niveles (sitios de muestreo), y las diferencias fueron precisadas mediante prueba de Tukey. La comparación entre registros de cada uno en los tres tiempos se hizo mediante análisis de medias y se estableció la significancia en  $\alpha = 0,05$ ; además, se utilizó

el programa estadístico SPSS 13,0. Por cada fecha de muestreo, la medición se hizo por triplicado y se reportan resultados sobre los cuales se determinaron diferencias entre cada sitio, a saber: fósforo disponible, carbono orgánico, materia orgánica y relación C:N.

### RESULTADOS

Los valores obtenidos para los cuatro parámetros evaluados, así como los valores medios, se presentan en las tablas 1 y 2 respectivamente. Sobre el fósforo, este corresponde al disuelto en la solución del suelo o sedimento y al que las plantas pueden adsorber, pues solo una pequeña cantidad está disponible para estas. Se determinaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo (figura 2), de un promedio de 17,0 mg kg<sup>-1</sup> en el afluente, con valor medio (rango 15–40 mg kg<sup>-1</sup>). En la laguna de oxidación hubo un incremento significativo hasta los 169,66 mg kg<sup>-1</sup>, con valor muy alto (>100 mg kg<sup>-1</sup>). Mientras tanto, en la zona de descarga o efluente la reducción fue importante, con media de 65,76 mg kg<sup>-1</sup>, considerada alta (> 40 mg kg<sup>-1</sup>, IGAC, 2018b).

Tabla 1. Valores de análisis general en sedimentos de afluente, laguna de oxidación y efluente. Finca El Rocío, Guasca, Cundinamarca

Parámetro	Afluente	Laguna de oxidación	Efluente	Método analítico
Fósforo disponible (mg/kg)	27,3 17,0 31,1	189,0 114,0 206,0	99,0 42,8 55,5	Bray II
Carbono orgánico % (CO)	0,27 0,38 0,45	7,1 7,8 8,7	1,5 1,5 1,9	Walkley-Black
Materia orgánica % (MO)	0,51 0,72 0,85	13,49 14,82 16,53	2,85 2,85 3,61	CO x 1,9
Relación C:N	13,50 12,66 11,25	10,59 10,54 10,62	10,71 10,71 10,55	(N calculado como MO/20)

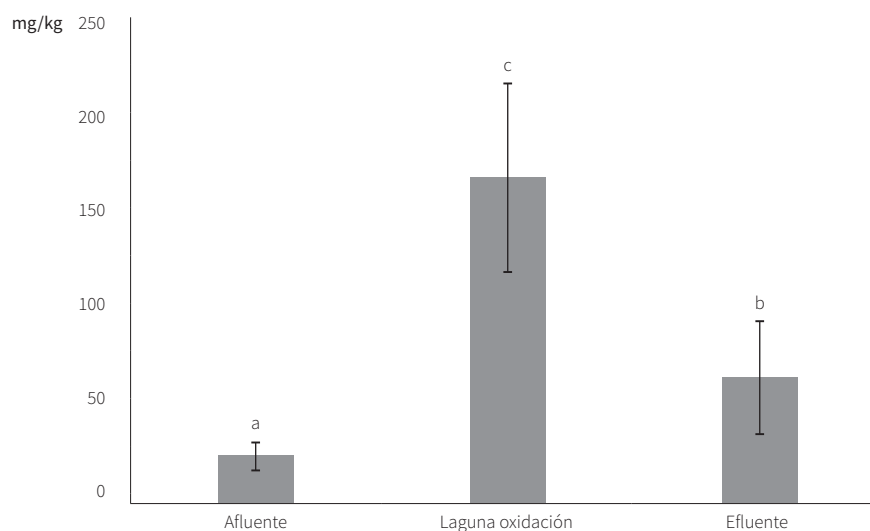
Fuente: elaboración propia

Tabla 2. Valores (media  $\pm$  DE) de análisis general en sedimentos de afluente, laguna de oxidación y efluente. Finca El Rocío, Guasca, Cundinamarca

Parámetro	Unidad	Afluente	Laguna de oxidación	Efluente
Fósforo disponible	mg kg <sup>-1</sup>	25,13 $\pm$ 7,29	169,66 $\pm$ 48,95	65,76 $\pm$ 29,47
Carbono orgánico	%	0,36 $\pm$ 0,09	7,86 $\pm$ 0,80	1,63 $\pm$ 0,23
Materia orgánica	%	0,69 $\pm$ 0,17	14,94 $\pm$ 1,52	3,10 $\pm$ 0,43
Relación C:N		12,47 $\pm$ 1,13	10,58 $\pm$ 0,04	10,65 $\pm$ 0,09

Fuente: elaboración propia

Figura 2. Valores de fósforo disponible (mg kg<sup>-1</sup>) obtenidos en sedimento de afluente, laguna de oxidación y efluente



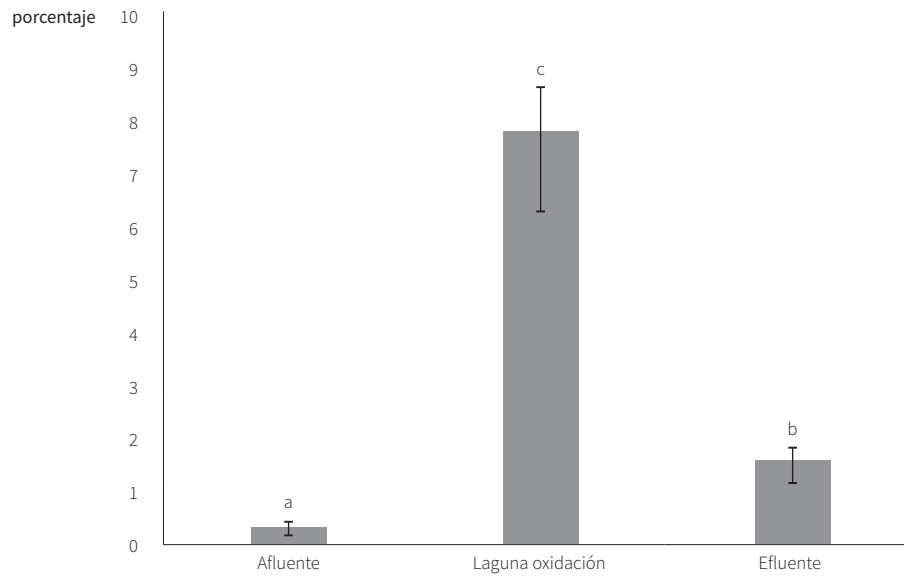
Nota: barras con letras diferentes expresan diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).

Fuente: elaboración propia

El carbono orgánico (CO) y la materia orgánica (MO) son parámetros muy relacionados, pues la materia orgánica en el sedimento es cercana al 50 % de carbono orgánico. Los valores de carbono orgánico en afluente y efluente son bajos (menores a 2,9 %), mientras que en la laguna de oxidación el 7,86 % es calificado como medio

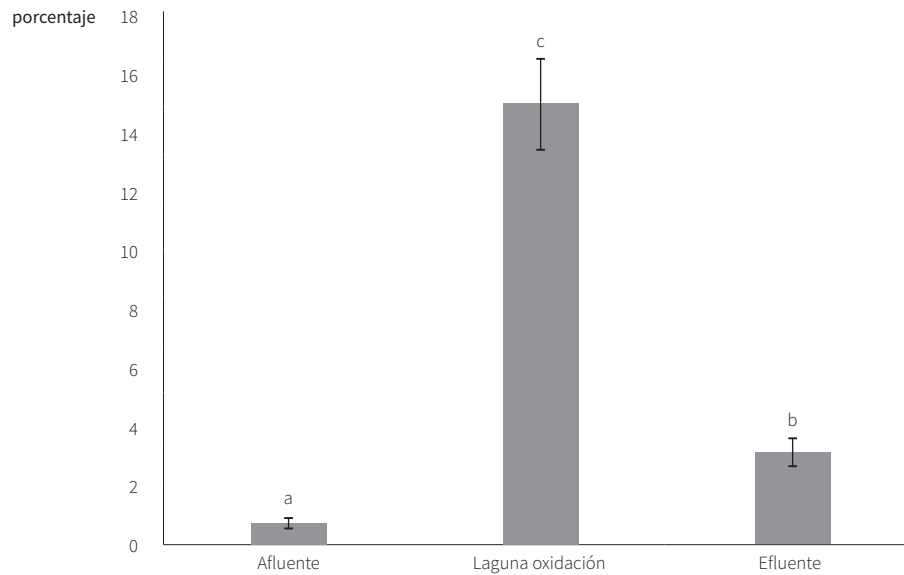
(rango 2,9 a 8,1 %) (13). En el tercer muestreo de este sitio, se obtuvo un registro de 8,7 %, considerado como alto en la escala del IGAC (14) (figuras 3 y 4). La concentración de CO en la laguna de oxidación fue considerada como alta-media, y puede atribuirse a la descarga de las aguas residuales piscícolas.

Figura 3. Valores de carbono orgánico (%) obtenidos en sedimento de afluente, laguna de oxidación y efluente



Nota: barras con letras diferentes expresan diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).  
Fuente: elaboración propia

Figura 4. Valores de materia orgánica (%) obtenidos en sedimento de afluente, laguna de oxidación y efluente

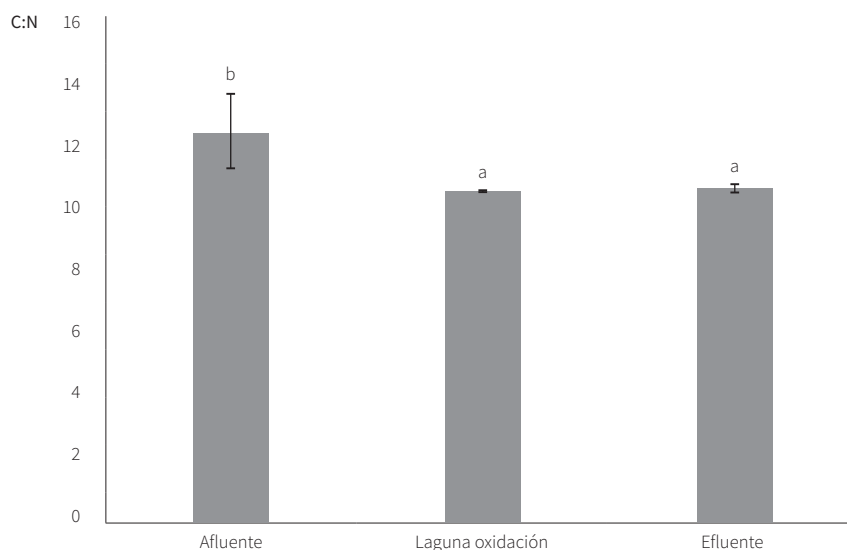


Nota: barras con letras diferentes expresan diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).  
Fuente: elaboración propia

La relación C: N indica el grado de maduración y calidad de las sustancias orgánicas o húmicas que resultan de la síntesis de restos orgánicos vegetales o animales y que se acumulan en el sedimento. Al respecto, se considera que hay un valor óptimo cuando este se sitúa entre 12 y 20 (figura 5). Se presentaron diferencias significativas entre los diferentes sitios de

muestreo. La media de 12,47 en el afluente indica un mayor grado de mineralización respecto a la laguna de oxidación y el efluente. Se puede postular que, para suelos superficiales o sedimentos, los valores basados en materia orgánica se hallan dentro de límites que oscilan entre 8:1 y 15:1 (promedio de 10:1), rango encontrado en este trabajo.

Figura 5. Valores de relación C: N obtenidos en sedimento de afluente, laguna de oxidación y efluente



Nota: barras con letras diferentes expresan diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).

Fuente: elaboración propia

## DISCUSIÓN

Sobre el fósforo, Alves y Baccarin (9) formulan que, en sistemas piscícolas, el 66 % de este llega al sedimento y es el aportado por el alimento; el 23 % es incorporado por los peces, y el 11 % se disuelve en el agua. Las variaciones significativas encontradas permiten deducir que el fósforo ingresa por diferentes vías, desde la fuente en baja concentración, en el alimento que se suministra a los peces y que se detecta en el sedimento por las fracciones de concentrado no consumido y en las heces. Este fósforo se precipita rápidamente formando compuestos con otros elementos químicos del sedimento,

preferentemente calcio, hierro y aluminio. Es evidente que la operación productiva de la granja influye en su concentración dentro del sedimento de la laguna de oxidación, con una disminución que pasa de alto a medio en el efluente; incluso, se tienen registros cercanos a la calificación de bajo, tal como se refleja con el valor obtenido durante el segundo muestreo ( $42,8 \text{ mg kg}^{-1}$ ). El valor medio de  $65,76 \pm 27,47 \text{ mg kg}^{-1}$  en el efluente puede explicarse por el arrastre de los fosfatos antes de que se precipiten en el sedimento. La absorción o liberación de fósforo en los sedimentos depende de la oxido-reducción determinada, entre otros, por el pH y el oxígeno en la interfase agua-sedimento.

Sin duda, el fósforo es un elemento con una dinámica diferente en términos de adsorción, mineralización y disponibilidad; dependiendo del pH, podría ser aprovechado efectivamente por los organismos. En suelos ácidos con alta concentración de aluminio, reacciona para formar compuestos altamente insolubles y ante la aplicación de cal se incrementa el pH que, a su vez, disminuye la actividad del aluminio ( $Al^{+3}$ ), permitiendo que se incremente la disponibilidad fosfórica (10). Esto podría explicar que, aunque el fósforo forme parte de la materia orgánica y los compuestos químicos en general, en la laguna de oxidación se encontró una correlación entre los altos valores de este elemento, con los altos valores de materia orgánica, debido a que el pH en los tres sectores registró valores aproximados a 6,0 (ligeramente ácido a neutro), por lo que se presume una baja alcalinidad total y una baja disponibilidad del fósforo ante un pH estable. El pH ácido y la alta presencia de hierro y aluminio aceleran su transformación desde una mayor cantidad de fósforo a hierro insoluble y fosfato de aluminio (11). Esta circunstancia puede también relacionarse con las condiciones observadas en el sedimento de la laguna de oxidación, que registró los valores más bajos de pH (5,6; 5,3 y 5,3), y que eventualmente tendría mayor capacidad para fijar fósforo. Aún con la comprobación de la cantidad de nutrientes no utilizados, se confirma el beneficio ambiental de una laguna de oxidación para las aguas utilizadas. En el presente caso, el tránsito del agua por la laguna redujo en un 39 % la concentración del fósforo entre los sedimentos de la laguna de oxidación ( $169,66 \text{ mg kg}^{-1}$ , muy alto) y los que se encuentran en el efluente ( $65,76 \text{ mg kg}^{-1}$ , alto).

De otro lado, el fósforo se clasifica de acuerdo con su disponibilidad, ya sea esta mediata o inmediata para los vegetales, en soluble, insoluble e intercambiable. La forma soluble es inmediata, como fosfatos en la solución del sedimento, con una baja concentración que fluctúa entre  $0,20$  y  $0,50 \text{ mg L}^{-1}$  (12). Para este caso, el fósforo disponible a nivel del afluente (sedimento aparentemente sin alteración), se presentó en concentraciones entre  $17,0 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $31,1 \text{ mg kg}^{-1}$  (promedio de  $25,13 \text{ mg kg}^{-1}$ ), las que se consideran como medias (13); diferencia que se explica porque en las primeras, las unidades se refie-

ren en volumen para agua, mientras que las segundas se expresan en unidades de volumen para sedimento. Para la región geográfica en donde se ubica la granja, el perfil de suelo es el CC-183 (14), el cual debería ser pobre en fósforo disponible, con niveles entre  $1$  y  $8 \text{ mg kg}^{-1}$ . Ahora bien, el registro medio encontrado en el afluente es un posible indicador del uso de fertilizantes en la parte alta del río Siecha, donde existe una importante actividad agrícola.

Hernández et al. (15) mencionan que trabajos realizados con *P. brachypomus* determinaron el comportamiento del fósforo disponible en estanques de cultivo. Encontraron valores para sedimento (departamento del Casanare) de  $42,7$  a  $50,6 \text{ ppm}$  (afluente), de  $60,58$  a  $68,43 \text{ ppm}$  (laguna de oxidación) y de  $16,10$  a  $30,8 \text{ ppm}$  (efluente). De forma similar, en otra granja piscícola (departamento del Meta), registraron concentraciones de  $23,1$  a  $29,1 \text{ ppm}$  (afluente), de  $25,5$  a  $82,9 \text{ ppm}$  (laguna de oxidación) y de  $21,0$  a  $79,9 \text{ ppm}$  (efluente), siendo notorio un comportamiento equivalente a lo aquí encontrado. Aquello terminaría evidenciando que el fósforo disponible no tiene un efecto acumulativo durante la fase de cultivo de los peces. Con este reporte coincide el que la cantidad de fósforo debería disminuir en el efluente, quedando la mayor cantidad en el sedimento de la laguna de oxidación (o, de ser el caso, en los estanques), ya sea en forma orgánica o inorgánica. La adsorción y liberación de fósforo al agua por el sedimento en los estanques no se considera una fuente importante, en tanto que el fósforo adsorbido es muy insoluble. El pH promedio en la granja fue  $5,87$  (afluente),  $5,89$  (laguna de oxidación) y  $6,13$  (efluente). Sedimentos que tienden a tener un pH cercano a la neutralidad y no a la acidez, tal como se evidenció en la granja, poseen una menor capacidad de adsorber fósforo y una mayor tendencia a liberarlo, con respecto a suelos ácidos. Sin embargo, los sedimentos neutros pueden eliminar fósforo a partir del agua, es decir no son fuente de fósforo.

En la granja objeto de estudio, la alimentación se realiza con pienso extruido con nivel proteico de  $50 \%$  y con niveles de grasa del  $13 \%$ , especialmente diseñado para la primera etapa de alimentación de truchas. Su frecuencia



diaria es de 8 veces al día y la ración es ad libitum. En reportes de fósforo en el sedimento de estanques cultivados con pez sol y bagre de canal en Auburn, Alabama, este varió entre 78 y 944 mg kg<sup>-1</sup>, con un promedio de 217 mg kg<sup>-1</sup> (16), registro más cercano a lo que se pudo determinar en el sedimento de la laguna de oxidación, en cuyo caso se obtuvo un valor mínimo de 114,0 mg kg<sup>-1</sup> y un valor máximo de 206,0 mg kg<sup>-1</sup>. Ambos estudios trabajaron con peces de hábito carnívoro como el sol, el bagre de canal y la trucha arco iris, que requieren de un alto tenor de proteína en sus dietas, basado en harina de pescado rica en fósforo. En ambos casos, las concentraciones de fósforo en el sedimento se consideran altas, lo que tiene explicación por el ingreso de este, vía alimento exógeno. Se menciona que cerca del 66 % del fósforo que ingresa por causa de la alimentación, se acumula en el sedimento, y solo una pequeña cantidad es soluble en agua. Es evidente que el alimento ofrecido representa la mayor fuente de nutrientes al sistema, especialmente fósforo, y tanto la porción no consumida como la no asimilada, entran al ciclo biogeoquímico del estanque. Un aporte adicional está dado por efecto de las lluvias, que contribuyen con una pequeña cantidad del fósforo total presente en las aguas superficiales de estanques y lagunas de sedimentación. El fósforo es el nutriente de mayor importancia en la eutrofización, razón que conduce a definir estrategias que busquen reducir su concentración en zonas de descarga, disminuyendo el deterioro de los cuerpos de agua receptores (17). En la laguna de oxidación de una granja de peces, probablemente este fósforo se encuentra representado en tres fracciones: el disuelto y disponible para las plantas acuáticas; la fracción lábil en la que este se adsorbe en partículas de arcilla o materia orgánica, formando compuestos tipo hidróxido de aluminio e hidróxido de hierro, que liberan iones de fosfato; y, finalmente, se presenta como una fracción no lábil que representa compuestos fosforados que se mineralizan y no están disponibles (18).

Referente al carbono orgánico (CO), Ordóñez-Díaz et al. (19) y Figueroa et al. (20) reportan que la actividad piscícola pecuaria y las descargas directas a la laguna de oxidación de estas aguas residuales incrementan la contaminación por CO. Cabe anotar que en la zona del alto

río Siecha, existe una interesante actividad agropecuaria y vivienda rural, que, por vertimientos directos al lecho del río, causan posiblemente un incremento en el CO.

La materia orgánica (MO) varió entre 0,51 y 0,85 % para el afluente; 13,49 a 16,53 % en la laguna de oxidación, y de 2,85 a 3,61 % para el efluente. En el afluente, la media de 0,69 % indica un suelo mineral con baja MO. En la laguna de oxidación, la media de 14,94 % es propia de un suelo mineral con fuerte tendencia a suelo orgánico con zonas anaerobias (<15 %), y en el efluente, con media de 3,10 %, se trata de un suelo mineral con moderada materia orgánica, lo cual puede ser aceptable en estanques piscícolas de aguas cálidas, cuando se suplementa con alimentación exógena (18) (figura 4). La baja temperatura del trópico alto también puede influir en los valores que fueron determinados como altos en materia orgánica del sedimento, en cuanto se disminuye la actividad de la microbiota, produciendo una lenta mineralización del material orgánico, aún dentro de la columna de agua. Según el IGAC (13), el horizonte A del perfil de suelo (CC-183) posee elevado contenido de carbono orgánico, causado por la lenta descomposición de los residuos orgánicos en condiciones de baja temperatura, como la que se presenta en este caso. Esto no coincide con el registro del afluente (0,69 %, o muy bajo), pero puede entenderse aquello por el continuo lavado del sedimento en el lecho del río Siecha, el cual arrastra materia orgánica.

Los aportes de MO que llegan al medio vía efluente variaron entre 2,85 y 3,61 %. En tanto, la MO descargada al ambiente fue de mayor magnitud que la que ingresó a través del afluente, pero inferior a la que se encontró en la laguna de oxidación. Los valores del efluente, de acuerdo con Boyd (21), indican que la MO se encuentra en proceso de mineralización (menor al 10 %). Los suelos orgánicos tienen entre 15 y 20 % de CO, es decir tienen concentraciones de MO que oscilan entre 30 a 40 %. Para el caso de la piscicultura en estanques en tierra estos suelos no se consideran aptos y, según Tepe y Boyd (22), se deberían evitar. Para el presente caso, los mayores valores se obtuvieron en la laguna de oxidación (13,49 a 16,53 %), registros no nocivos para la

actividad. Thi Da et al. (23) asumen que gran parte de la MO suspendida en efluentes piscícolas proviene de los alimentos, bien sea en forma de productos finales de la digestión y metabolismo, o del alimento no consumido, o quizás indirectamente a través de la eutrofización de los estanques. Las concentraciones de MO en el sedimento de estanques en tierra o en lagunas de oxidación, no siguen una tendencia de continuo aumento cuando se mantienen constantes las prácticas piscícolas de especie, de siembra y de tasa de recambio del agua.

Por otro lado, uno de los principales parámetros a controlar en los procesos de degradación de la materia orgánica es la relación C: N (o fracción de CO frente a la de nitrógeno). Cabe recordar que casi la totalidad del nitrógeno presente en un residuo orgánico es biodegradable y disponible. Con el CO ocurre la situación inversa, pues gran parte se engloba en compuestos no biodegradables. El valor de la relación C: N fue significativamente superior en el afluente, mientras que entre la laguna de oxidación y el efluente no se presentaron diferencias. Sin embargo, todos los registros obtenidos se hayan dentro del rango 8:1 a 15:1, con un promedio de 10:1. Al respecto, de acuerdo con Hickman y Whitney (24), un valor óptimo para que un sedimento sea usado como acondicionador de suelos agrícolas oscila entre 12 y 20. La media de la relación C: N para la laguna de oxidación fue de 10,58, valor cercano al que se considera como óptimo.

La relación C: N en sedimento superficial en tres granjas piscícolas de los Llanos Orientales, fue reportada por Yossa y Ortega (25). Para la primera, la relación presentó un rango que oscila entre 8:1 y 11:1. La segunda, uno que oscila entre 8:1 y 10:1. Y la tercera, uno que va entre 9:1 y 11:1. Al no encontrarse diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre las granjas, y teniendo en cuenta estos valores y los valores de este estudio (medias de 12,47, 10,58 y 10,65), se puede considerar que, independientemente del clima, gran parte de la materia orgánica depositada en los sedimentos tiene posiblemente su origen en material orgánico alóctono. En ese contexto, los sedimentos piscícolas deben cumplir con requisitos que lo habiliten como acondicionador de suelos. En tanto, la

relación C: N cercana a 30:1 es un criterio fundamental para la disponibilidad del nitrógeno y la tasa de descomposición de la materia orgánica. Esta relación en el suelo se halla comúnmente en un rango de 8:1 a 15:1, con un promedio de 10:1. Este parámetro en el sedimento de la laguna de oxidación, tuvo un valor medio de 10,58, lo cual lo haría apto para su uso como acondicionador, en tanto los suelos con alto contenido de materia orgánica tienen mejoradas sus condiciones físicas. Según lo indicado por el Dr. Sánchez: “Adicionalmente, para los cuatro nutrientes[,], a saber[,], calcio, magnesio, potasio y sodio, este tipo de sedimento revela sin duda, propiedades adecuadas de calidad para ser utilizado como un acondicionador de suelos” (26). Asimismo, “lo que se busca es que el compuesto agregado libere algunos nutrientes disponibles, más no que contrarreste una deficiencia, labor asumida por los fertilizantes” (26).

Araújo Da Silva et al. (27) evaluaron sedimentos generados en estanques de cría de tilapia roja, como acondicionadores del suelo para producir lechuga, con miras a mitigar el impacto ambiental de la deposición de esos sedimentos, para darles un destino productivo. Se estimó la concentración de nutrientes y las características físicas del sedimento, del suelo y del sustrato; y se concluyó que la incorporación de sedimentos al sustrato mejoró sus características químicas y físicas, y las lechugas crecieron mejor en el sustrato tipo 75 % sedimento y 25 % suelo, aumentando su producción de biomasa en un 50 % y más del doble su tasa de absorción de nitrógeno. De igual modo, Muendo et al. (28) describieron y cuantificaron la acumulación de sedimentos y nutrientes en un modelo semiintensivo de tilapia en 16 estanques. Asimismo, evaluaron el efecto del tipo de entrada y la densidad de población en la acumulación de sedimentos y nutrientes, para estimar el potencial del sedimento acumulado para su uso en la agricultura tradicional. En el ensayo se obtuvo una acumulación neta de 173 t/ha/ciclo de sedimentos y nutrientes, los que fueron empleados para estimar su potencial como fertilizante y posible suplemento de nitrógeno y potasio. El sedimento originado por la operación piscícola contenía entre 1,8 y 5,0 toneladas de MO, por lo cual posee un alto potencial como acondicionador de suelos.

Sobre la generación de sedimentos en piscicultura, Nhut et al. (29) comparan la cantidad y calidad del sedimento obtenido en estanques tradicionales y en sistemas de recirculación (RAS) con el bagre pangasio. Además, evalúan la producción de compost a partir de estos biosólidos. Se obtuvo sedimento de cuatro estanques comerciales y de tres sistemas RAS ubicados sobre el río Mekong en Vietnam. La cantidad de materia seca de sedimentos producida por kilogramo de pez en los estanques tradicionales fue seis veces mayor que la del modelo RAS. Sin embargo, la concentración de nutrientes en el sedimento RAS fue mucho mayor y tenía mejor calidad de compost. Teniendo en cuenta que la mayor concentración de nutrientes se obtuvo en el modelo RAS, los autores recomiendan la combinación del modelo RAS y el compostaje, en la reutilización de sedimentos, lo cual hoy en día sería la mejor opción para una piscicultura sostenible y más limpia. Casamitjana-Causa et al. (30), determinaron que, en plantas de tratamiento de aguas residuales, el control óptimo de recirculación de sedimentos puede mejorar los procesos de eliminación de fósforo, cuando se aplican diferentes caudales de recirculación durante un determinado tiempo. En efecto, termina dándose una remoción satisfactoria de este nutriente por debajo de los límites permitidos a nivel de descarga o efluente ( $< 2$  ppm). Lo anterior podría ser una vía válida para coadyuvar al manejo de aguas residuales en granjas de peces, especialmente de truchas.

Con referencia al manejo de sedimentos provenientes de estanques de cultivo de bagres en Vietnam, estos son removidos y dispuestos cada dos meses durante el ciclo de cultivo de los peces, pues esos sedimentos son ricos en materia orgánica y nutrientes, con gran potencial de convertirse en un acondicionador del suelo. Lo anterior es un ejemplo de cómo la integración de sistemas piscícolas-agrícolas es una alternativa económica y ambientalmente sostenible (23). Así, la integración indirecta de la acuicultura con la agricultura a través del reuso de los sedimentos piscícolas de los estanques de crianza de peces como acondicionadores o fertilizantes orgánicos para agricultura, tiene un potencial significativo para contribuir a la sostenibilidad piscícola y a la seguridad

alimentaria, reduciendo los impactos ambientales locales asociados con la disposición de los sedimentos, e incrementando la producción agrícola.

Finalmente, sobre las estructuras destinadas a la captura de sedimentos producidos en piscicultura, se debe reconocer la existencia de vacíos importantes en lo que se refiere al diseño, la construcción y la regulación legal. Yossa et al. (18) aclaran el concepto y, en tanto que al interior de las denominadas lagunas de oxidación ocurren procesos de descomposición de materia orgánica, remoción de patógenos y menor descarga de nutrientes a los cuerpos receptores, se deben denominar lagunas de estabilización. Aglutinando criterios de Wedler (31) y Tebbut (32), las siguientes son directrices sugeridas para el montaje de estas estructuras en granjas destinadas a la producción de truchas: el área debe ser mínimo del 30 % del espejo de agua de la granja, con una profundidad media entre 1 y 2 metros, su forma ha de ser rectangular en una relación de 3:1. El tiempo de retención debe oscilar entre 24 y 96 horas, con tasa promedio de acumulación de sólidos de  $0,3 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ . Se debe promover una concentración uniforme de sólidos a medida que el flujo ingresa a la zona de sedimentación, y evitar flujos que permitan la resuspensión de sólidos, haciendo al menos tres contenedores en serie, con presencia de plantas macrófitas y con salida final del agua en cascada. Adicionalmente, para evaluar los riesgos de compuestos orgánicos y químicos presentes en el sedimento, incluyendo a los polímeros entre otros, es necesario realizar investigación in situ en sedimentos de ríos y lagos, como investigación ex situ en sedimentos de sistemas piscícolas. Aquello debe ser emprendido conjuntamente con un análisis del agua y ocasionalmente con estudios bromatológicos de tejidos de los peces cultivados (33).

## AGRADECIMIENTOS

A la finca El Rocío, por permitir el ingreso a sus instalaciones para la toma de muestras. Al profesor Dr. Jorge Sánchez, por su aporte en la interpretación edafológica de los resultados. El manuscrito corresponde a un trabajo derivado del proyecto de grado titulado “Caracterización

de sedimentos producidos en una explotación intensiva de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792), como un medio para definir estrategias de uso y manejo sostenible de lagunas de oxidación en piscicultura”, llevado a cabo por el primer autor para obtener el título de Magíster en Ciencia Animal.

## CONFLICTO DE INTERESES

El presente texto fue preparado y revisado con la participación de ambos autores, quienes declaramos que no existe ningún conflicto de intereses que ponga en riesgo la validez de los resultados presentados.

## REFERENCIAS

1. Kumar B, Shah R, Mukherjee D. Geochemical distribution of heavy metals in sediments from sewage fed fish ponds from Kolkata Wetlands, India. *Chem Spec Bioavailab.* 2011;23: 24-32. Disponible en: <https://doi.org/10.3184/095422911X12966667026105>
2. Parra JP, Espinosa LF. Distribución de metales pesados (Pb, Cd Zn) en perfiles de sedimento asociado a *Rhizophora mangle* en el río Sevilla (Ciénaga Grande de Santa Marta), Colombia. *Bol Invest Mar Cost.* 2008;37(1): 95-110. Disponible en: <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2008.37.1.184>
3. Milthon B, Lujan M, Mejía C. Optimización de las dietas acuícolas para disminuir el impacto ambiental de la acuicultura. *Dica Inventa.* 2011;10: 8-10.
4. Wezel A, Arthaud F, Dufloux C, Renoud F, Vallod D, Robin J, Sarrazin B. Varied impact of land use on water and sediment parameters on fish ponds of the Dombes agroecosystem, France. *Hydrolog Sci Jour.* 2013;58(4). Disponible en: <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.780656>
5. Vallod D, Sarrazin B. Caractérisation de l'effluent de vidange d'un étang de pisciculture extensive. *Hydrolog Sci J.* 2010;55(3): 394-402. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/02626661003683272>
6. Dalu T, Wasserman RJ, Tonkin ID, Mwedzi T, Magoro ML, Weyl OLF. Water or sediment? Partitioning the role of water column and sediment chemistry as drivers of macroinvertebrate communities in an austral South African stream. *Sci Total Environ.* 2017;607-608: 317-325. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.267>
7. Salazar F, Alfaro M, Teuber N, Saldaña R. Uso de lodos de la industria salmonera en suelos agrícolas. *Rev Tie Adentro.* 2005;60(enero-febrero): 53.
8. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia. Cadena de la acuicultura, tercer trimestre. Boletín 37. Bogotá: Dirección de Cadenas Pecuarías, Pesqueras y Acuícolas; 2020.
9. Alves R, Baccarin A. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da arribada. *Nova Avanhadava.* 2005;1: 329-347.
10. Reimer J, Huerta-Diaz M. Phosphorus speciation and sedimentary fluxes in hypersaline sediments of the Guerrero Negro salt evaporation area, Baja California Sur, México. *Estuar Coast.* 2011;34: 514-528. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9308-z>
11. Chattopadhyay GN, Banerjee A. Soil system-based productivity management of fishponds in red and lateritic soil zones. *World Aquaculture.* 2005;36(2): 57-61.
12. Stevenson FJ, Cole AM. Cycles of soils: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients (English Edition). 2nd Edition. Wiley; 2008.
13. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, IGAC. Consideraciones generales para interpretar análisis químicos de suelos. Guía práctica. Bogotá: IGAC; 2018.
14. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, IGAC. Geoportál mapa de suelos de Colombia. Bogotá: IGAC; 2018. Disponible en: <http://www.igac.gov.co>
15. Hernández G, Yossa M, Vásquez W. Dinámica del fósforo en estanques piscícolas cultivados con cachama blanca (*Piaractus brachypomus*). *Memorias XVI Jornada de Acuicultura.* Instituto de Acuicultura de Los Llanos IALL; 2010. pp. 78-85.
16. Thunjai T, Boyd CE, Boonyaratpalin M. Bottom soil quality in tilapia ponds of different age in Thailand. *Aquaculture Research.* 2004;35: 698-705. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2004.01072.x>
17. Dayton E, Basta N. Use of drinking water treatment residuals as a best management to reduce phosphorus risk

- index scores. *Env Annual*. 2005;34(6): 2117-2121. Disponible en: <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0083>
18. Yossa M, Hernández G, Vásquez W, Ortega J, Moreno J, Vinatea L. Composición y dinámica de los sedimentos en estanques de cachama blanca y tilapia roja. *Orin Supl*. 2014;18(2): 286-293.
  19. Ordóñez-Díaz MC, Bravo-Realpe I, Figueroa-Casas A. Flujo de carbono orgánico total (COT) en una cuenca andina: caso subcuenca río Las Piedras. *Rev Ing Univ Med (Col)*. 2014;13(24): 29-42. Disponible en: <https://doi.org/10.22395/rium.v13n24a2>
  20. Figueroa R, Palma A, Ruiz V, Niell X. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Rev Chil Hist Nat*. 2007;80: 225-242. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000200008>
  21. Boyd, C.E. *Bottom soils, sediment and pond aquaculture*. New York: Edit. Chapman & Hall; 1995. pp. 69-137. Disponible en: [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1785-6\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1785-6_3)
  22. Tepe Y, Boyd CE. Sediment Quality in Arkansas Bait Minnow Ponds. *J. World Aquacult Soc*. 2007;33(3): 221-232. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2002.tb00499.x>
  23. Thi Da C, Anh Tu P, Livsey J, Tang VT, Berg H, Manzoni S. Improving productivity in integrated fish-vegetable farming systems with recycled fish pond sediments. *Agronomy*. 2020;10(7): 1025. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/agronomy10071025>
  24. Hickman J, Whitney D. *Soil conditioners*. North Central Regional Extension Publication 295. 1992; Kansas, USA.
  25. Yossa M, Ortega J. Relación de C: N en sedimentos superficiales de piscícolas comerciales en la región de la Orinoquia Colombiana. En: *Memorias 4ª Conferencia Latinoamericana sobre cultivo de peces nativos*. Universidad de Los Llanos – Instituto de Acuicultura de Los Llanos IALL; 2013. 257 p.
  26. Sanchez J. Comunicación personal; 2020.
  27. Araújo Da Silva J, Do Socorro M, Valadares De Barretto EVJ, Costa Primo D. Management of sludge from fish ponds at the edge of the Itaparica Reservoir (Brazil): an alternative to improve agricultural production. *Reg Environ Ch*. 2018;18: 1999-2004. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1181-x>
  28. Muendo P, Verdegem M, Stoorvogel J, Milstein A, Gama D, Pham Minh J. Sediment accumulation in fish ponds, it's potential for agricultural use. *Int J Fish Aqua Stud*. 2014;1(5): 228-241.
  29. Nhut N, Haor Vbosma JV, Eding E, Verdegem J. Options to reuse sludge from striped catfish (*Pangasianodon hypophthalmus*, Sauvage, 1878) ponds and recirculating systems. *Aquacult Eng*. 2019;87. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2019.102020>
  30. Casamitjanaa-Causa M, Rodríguez-Roda I, Dalmau-Figueras M. Influence of sludge recirculation on nutrient removal in submerged membrane bioreactors. *Rev EIA*. 2015;12(2): 77-83. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.14508/reia.2015.12.E2.77-83>
  31. Wedler E. *Introducción en la acuicultura con énfasis en los neotrópicos*. Santa Marta, Colombia: Litoflash Impresión; 1998.
  32. Tebbut TH. *Principles of water quality control*. United Kingdom: Pergamon Press Ltd.; 2008.
  33. Bordós G, Urbányi B, Micsinai A, Kriszt B, Palota Z, Szabó I, Hantosi Z, Szoboszlai S. Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Hemosph*. 216(2019): 110-116. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>