

**IDENTIFICACIÓN Y ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA DURANTE EL PERIODO DE FORMACIÓN DE LODOS EN UN ESTANQUE CONSTRUIDO EN TIERRA EN LA PISCÍCOLA CHILIGLO, COCONUCO**



**OSCAR EDUARDO ANDELA RIVERA  
JUAN PABLO CORTÉS VELASCO**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL  
POPAYÁN  
2009**

**IDENTIFICACIÓN Y ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA DURANTE EL  
PERIODO DE FORMACIÓN DE LODOS EN UN ESTANQUE CONSTRUIDO EN  
TIERRA EN LA PISCÍCOLA CHILIGLO, COCONUCO**



**OSCAR EDUARDO ANDELA RIVERA  
JUAN PABLO CORTÉS VELASCO**

**Trabajo de Grado para optar al título de  
Ingenieros Ambientales**

**Director  
Javier Ernesto Fernández Mera  
Ingeniero Sanitario, MSc.**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL  
POPAYÁN  
2009**

Nota de aceptación

---

---

---

---

---

---

---

---

---

Firma del Director del trabajo de grado.

---

Firma del jurado

---

Firma del jurado

Popayán, Junio 3 de 2009

## **AGRADECIMIENTOS**

*Gracias a DIOS* por regalarme la vida y darme salud

*Gracias a mis padres Javier y Consuelo* por su cariño y apoyo incondicional. Gracias por guiarme sobre el camino de la sabiduría y brindarme la oportunidad de estudiar. Gracias por creer en mí y permitirme llegar a la meta porque aunque no fue fácil, siempre me colaboraron.

*Gracias a Adriana* por su apoyo incondicional, sus consejos y sobre todo por el inmenso amor que me ha brindado.

*Gracias a mi hermano Gilmar* por su amistad y compañía, además gracias por ser mi hermano.

*Gracias a mis abuelos y familia* por la colaboración que me han brindado, por su cariño y comprensión.

*A mis amigos* por su compañía y momentos compartidos durante tantos años.

***Oscar Eduardo Andela Rivera***

Agradezco a Dios el haberme permitido culminar esta etapa de mi vida con plena salud y en compañía de toda mi familia.

Agradezco enormemente a mis padres el haberme apoyado durante todo el periodo de formación profesional y por considerar que todo el invaluable esfuerzo que realizaron al final tuvo recompensa.

Agradezco a mis hermanas el ejemplo y apoyo brindado para lograr la culminación de mi carrera profesional.

A mis amigos y demás familiares muchas gracias por creer en mi y por acompañarme durante este periodo de mi vida.

***Juan Pablo Cortés Velasco***

Conjuntamente queremos agradecer a todos quienes pertenecen al departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad del Cauca. En especial al ingeniero Javier Fernández por su conocimiento y colaboración, y a Henry por permitirnos desarrollar el presente trabajo de grado en la estación piscícola el Chiliglo.

## CONTENIDO

	pág.
ÍNDICE DE TABLAS .....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	x
RESUMEN.....	xi
INTRODUCCIÓN.....	12
1 PROBLEMA.....	13
2 JUSTIFICACIÓN.....	14
3 OBJETIVOS.....	16
3.1 OBJETIVO GENERAL.....	16
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	16
4 MARCO TEÓRICO .....	17
4.1 GENERALIDADES.....	17
4.2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA POR SUBPRODUCTOS DE LA ACTIVIDAD PISCÍCOLA .....	18
4.2.1 Oxígeno disuelto y producción de lodos .....	19
4.2.2 Nitrógeno. ....	24
4.2.3 Fósforo.....	25
4.2.4 Potencial de Hidrogeno (pH).....	27
4.2.5 Temperatura. ....	27
4.2.6 Sólidos Suspendidos .....	28
5 METODOLOGÍA .....	30
5.1. ESTRATEGIA GENERAL.....	30
5.2 DETERMINACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE LOS NIVELES DE OXÍGENO DISUELTO DENTRO DEL ESTANQUE DURANTE EL PERIODO DE FORMACIÓN DE LODOS.....	32
5.2.1 Oxígeno disuelto .....	33
5.2.2 Caudal .....	34
5.2.3 Temperatura .....	34
5.3 ESTIMACIÓN DE NIVELES DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA Y DE NUTRIENTES. ....	35
5.4 ANÁLISIS DE DATOS.....	36

6	PRESENTACIÓN Y DISCUSION DE RESULTADOS .....	37
6.1	COMPORTAMIENTO DEL CAUDAL .....	37
6.2	SÓLIDOS SUSPENDIDOS .....	38
6.3	OXÍGENO DISUELTO .....	41
6.3.1	Efecto de la acumulación de lodo sobre el comportamiento del consumo de oxígeno disuelto en el estanque .....	42
6.3.2	Variación del oxígeno disuelto en las secciones del estanque .....	44
6.3.4	Efecto del pH y la temperatura en la concentración de oxígeno .....	48
6.4	MATERIA ORGÁNICA .....	51
6.4.1	Demanda bioquímica de oxígeno .....	51
6.4.2	Demanda química de oxígeno .....	54
6.5	NUTRIENTES .....	59
6.5.1	Nitrógeno presente en diversas formas .....	59
6.5.1.1	Comportamiento del nitrógeno.....	59
6.5.1.2	Impacto ambiental del nitrógeno total .....	68
6.5.2	Fósforo total.....	70
6.5.2.1	Comportamiento del fósforo.....	70
6.5.2.2	Impacto ambiental del fósforo.....	72
7	CONCLUSIONES .....	75
8	RECOMENDACIONES .....	77
	BIBLIOGRAFIA.....	78
	ANEXOS.....	84

## ÍNDICE DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Caracterización de los lodos de la Piscicultura Quetro (Chile).....	21
Tabla 2. Distribución del tamaño de las partículas en el efluente y el lodo, valores reportados en porcentaje por masa. ....	28
Tabla 3. Variables a medir para el cumplimiento del objetivo 1. ....	33
Tabla 4. Variables a medir para el cumplimiento del objetivo 2. ....	35
Tabla 5. Comportamiento del caudal (L/s) durante el periodo de muestreo. ....	37
Tabla 6. Valores promedio de oxígeno disuelto (mg/L) para cada sección del estanque. ....	41
Tabla 7. Valores promedio de oxígeno disuelto (mg/L), en las secciones similares del estanque. ....	41
Tabla 8. Concentraciones de nitrógeno total (mg/L), obtenidas en el estudio. ....	68
Tabla 9. Ejemplos de cuerpos de agua con niveles de eutroficación.....	74

## ÍNDICE DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Proceso del alimento suministrado a los peces en el estanque.....	19
Figura 2. Perfil del sedimento acumulado en el suelo del estanque, durante el proceso de descomposición del mismo. ....	23
Figura 3. Proceso de limpieza del estanque. ....	31
Figura 4. Puntos de muestreo para la toma de datos de oxígeno disuelto .....	32
Figura 5. Comportamiento de los sólidos suspendidos a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L) .....	38
Figura 6. Comportamiento de la producción de sólidos suspendidos durante el periodo de estudio. ....	39
Figura 7. Comportamiento del consumo de oxígeno dentro del estanque. ....	42
Figura 8. Carga promedio de oxígeno (mg/s). ....	45
Figura 9. Variación de la concentración (mg/L) de oxígeno disuelto en las secciones del estanque. ....	46
Figura 10. Variación de oxígeno disuelto en la columna de agua (mg/L) en el día 15. ....	47
Figura 11. Variación de oxígeno disuelto en la columna de agua (mg/L) en el día 29. ....	47
Figura 12. Variación de oxígeno disuelto en la columna de agua (mg/L) en el día 50. ....	48
Figura 13. Comportamiento del pH en el estanque durante el periodo de estudio. ....	49
Figura 14. Comportamiento de la temperatura del agua dentro del estanque. ....	50
Figura 15. Variación de la DBO <sub>5</sub> a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L). ....	51
Figura 16. Comportamiento en la producción de la DBO <sub>5</sub> durante el estudio. ....	52
Figura 17. Ajuste de datos del comportamiento de la producción de DBO <sub>5</sub> durante el estudio. ....	53
Figura 18. Variación de la DQO a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L). ....	55
Figura 19. Comportamiento en la producción de DQO durante el estudio. ....	56
Figura 20. Ajuste de datos del comportamiento de la producción de DQO durante el estudio. ....	57



Figura 21. Variación del nitrógeno total a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).....	59
Figura 22. Variación de los nitritos a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L). .....	60
Figura 23. Variación del nitrato a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L). .....	60
Figura 24. Variación del nitrógeno amoniacal a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).....	61
Figura 25. Variación en la producción de nitrógeno total dentro del estanque. ....	63
Figura 26. Variación en la producción de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) dentro del estanque. ....	64
Figura 27. Variación en la producción de nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) dentro del estanque. ....	64
Figura 28. Variación de la producción de nitrógeno amoniacal dentro del estanque. ....	65
Figura 29. Comportamiento de la producción de fósforo durante el periodo de estudio. ....	70
Figura 30. Comportamiento de la producción de fósforo durante el periodo de estudio. ....	72
Figura 31. Comparación de valores obtenidos en el estudio con el valor máximo sugerido según la teoría para fósforo total.....	73

## ÍNDICE DE ANEXOS

	pág.
ANEXO 1. FORMATO DE TOMA DE DATOS EN CAMPO .....	85
ANEXO 2.FORMATO DE TOMA DE DATOS EN EL LABORATORIO CARACTERIZACIÓN FISICA -QUÍMICA.....	88
ANEXO 3 VALORES DE OXÍGENO DISUELTO TOMADOS EN CAMPO .....	91
ANEXO 4. VALORES DE CAUDAL TOMADOS EN CAMPO .....	99
ANEXO 5.VALORES PROMEDIO DE OXÍGENO (mg/L) PARA CADA PERIODO DE OPERACIÓN. ....	101
ANEXO 6. CARACTERIZACIÓN FISICA Y QUÍMICA DE LAS AGUAS DE LA ESTACIÓN PISCICOLA .....	104
ANEXO 7. CALCULO ESTADISTICO DE VALORES .....	107
ANEXO 8. COMPORTAMIENTO DE LOS COMPUESTOS MEDIDOS DURANTE EL PERIODO DE ESTUDIO EN TERMINOS DE CARGA.....	113

## RESUMEN

Conocer el efecto de la acumulación de materia orgánica proveniente de los residuos de alimentos, excreta y orina en un estanque piscícola, sobre la calidad del agua dentro del mismo, permite adoptar medidas preventivas sobre un posible efecto negativo de dicha acumulación sobre los peces y el medio receptor de los efluentes del estanque. Para llevar a cabo tal propósito se realizó un estudio a escala real en la piscícola Chiliglo, ubicada en el corregimiento de Coconuco, municipio de Puracé (Cauca), en donde es llevada a cabo la cría de Trucha. El estudio fue realizado en un estanque construido en tierra, con una cantidad de 1398 peces en fase de engorde, tomando como parámetros a medir el O.D, DQO, DBO, sólidos suspendidos, fósforo y nitrógeno presente en sus formas, amoniacal, N-nitrito, N- nitrato y nitrógeno total.

Los resultados muestran una disminución gradual en los niveles de oxígeno disuelto dentro del estanque a lo largo del estudio, a causa del aumento de lodo en el fondo del estanque, en mayor medida en la sección final del estanque, concentraciones por debajo de 4 mg/L fueron medidas después de 22 días de operación del estanque. De igual manera, los niveles de contaminación generados por la actividad piscícola en cuanto a fósforo y nitrógeno se refiere, se incrementan a la salida del estanque, superando valores máximos sugeridos en la teoría que pueden ocasionar fenómenos de eutroficación en un cuerpo de agua.

## INTRODUCCIÓN

Colombia es un país que cuenta con grandes recursos, destacándose el hídrico. Las grandes extensiones de agua (superficial, subterránea y marítima), con las que cuenta el país han permitido la explotación del recurso, a nivel industrial y artesanal. Los múltiples usos del agua permiten encontrar en ella una alternativa para la generación de recursos económicos; así, una de las principales actividades que se ha desprendido del uso del recurso, es la piscicultura definida como aquella actividad dedicada al cultivo de peces bajo manejo e implementación de buenas prácticas (desarrollo genético, incubación, alimentación, reproducción y sanidad de las especies) (Espinal, González y Martínez, 2005).

La piscicultura se presenta como fuente alternativa de proteína para la seguridad alimentaria mundial (FAO, 2003) y a su vez, como una actividad generadora de empleo e ingresos, desarrollándose en Latinoamérica y el Caribe aceleradamente desde la década de los 80's (Samacá y Restrepo, 2002). Para Colombia la situación no es diferente, esta actividad pecuaria alcanzó para el año 2003, la cantidad de 1.820.342 jornales, equivalentes a 10.343 empleos, con una producción de 28.530 Tm (Espinal, Gonzales y Martínez, 2005).

La piscicultura exitosa radica en factores físicos - químicos como son la cantidad y calidad del agua, la densidad de siembra, la uniformidad en los tamaños, el manejo y la alimentación, propios para cada especie (INCONDER, 2005). En la región Caucana la piscicultura se ha convertido en una excelente fuente de empleo, en donde para el acuicultor el recurso agua es abundante. Sin embargo, cuando el acuicultor capta el recurso directamente del río, no solo toma el líquido, sino que está influyendo sobre el ecosistema. El agua en su paso por la piscicultura, adhiere a ella gran cantidad de materia orgánica, producida por restos de alimentos no consumidos, excrementos de los peces y fertilizantes, provocando durante las descargas cambios en las propiedades físicas-químicas de las fuentes naturales receptoras (Arboleda, 2006).

Este documento, se presenta como trabajo de grado en el programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad del Cauca. El estudio pretende investigar el comportamiento de la calidad del agua durante la cría de Trucha en la piscícola Chiliglo, especialmente, la variación de parámetros, como oxígeno disuelto, materia orgánica y nutrientes, que se puedan presentar en estanques construidos sobre tierra; esto con el fin de conocer la manera como se ven afectadas las características físicas-químicas del agua durante la formación de lodo en el fondo de los estanques y su potencial impacto sobre el ambiente por la carga contaminante que se genera.

## 1 PROBLEMA

En el cultivo de Trucha Arco Iris (*Oncorhynchus Mykiss*), debido a los requerimientos de oxígeno disuelto, las necesidades de recurso hídrico son grandes. Stevenson (1985) reporta que para cultivos intensivos se requiere de 500 a 650 m<sup>3</sup> diarios por tonelada de producción a una temperatura de 15°C. Pero datos más recientes y obtenidos en la piscifactoría de trucha más grande del país, muestran que para densidades de cultivo de 16,85 y 32,24 kg/m<sup>3</sup> la demanda de recurso hídrico es de 3300 y 6566 m<sup>3</sup>/día, respectivamente (Montaño y Sandoval, 2008). De esta manera, se observa una considerable utilización del preciado recurso.

Por otra parte, de los procesos de producción acuícola se derivan desechos que tienen diversos impactos sobre los cuerpos de agua que captan los efluentes de tal actividad (Cripps and Bergheim, 2000; Zhang *et. al.*, 2006; Qin *et. al.*, 2007; Márquez, 2005; Milstein, 1993). Luego, dichos impactos se pueden observar analizando diferentes estudios realizados en el tema cuando llegan a la conclusión de que en términos de carga contaminante, se obtienen valores desde 25,10 Kg DQO/día hasta 69,60 Kg DQO/día (Montaño y Sandoval, 2008), los cuales son comparables a una carga producida por una población de 1538 habitantes (Camacho, Díaz y Valentín, 2006).

Por lo anterior, si se considera que la dinámica de producción piscícola en Colombia entre 1989 y 2002 creció a ritmos acelerados pasando de 2.650 a 28.530 Ton (Espinal, González y Martínez, 2005), entonces es posible esperar que se presenten eventos de contaminación sobre las fuentes naturales si no se tienen control sobre los efluentes y/o subproductos de dicha actividad en la medida en que se establezcan más piscifactorías en el país. Luego, para la región Cauca y más específicamente para las zonas de alta montaña, dicha actividad a parte de ser una excelente opción de empleo dadas las condiciones ambientales con que se cuentan (abundante recurso hídrico, temperatura, disposición de terrenos, etc.), las cuales hacen posible el crecimiento y reproducción de especies como la Trucha Arco Iris, puede llegar a convertirse en un foco de contaminación hídrica si no se cuenta con la suficiente información al respecto y no existen medidas que prevengan o mitiguen el impacto negativo de la actividad piscícola en la región.

## 2 JUSTIFICACIÓN

La actividad piscícola, al igual que otras actividades agrícolas y pecuarias, exige de buenas condiciones ambientales que permitan el buen desarrollo y sostenibilidad. Particularmente, para el caso del cultivo de la Trucha, esta especie íctica presenta un rango muy limitado de adaptabilidad y no es muy flexible a variaciones de su condiciones óptimas de desarrollo y reproducción. Para el cultivo de trucha las características físicas-químicas del agua son muy especiales, encontrándose un rango de temperatura de 9 – 12°C para la producción de alevinos y 12 - 18°C para el engorde (INCODER, 2005), un nivel de oxígeno disuelto de 6,5 – 9 ppm y un rango de pH 6,5 – 8,5 (Vice Ministerio de Pesquería. Dirección Nacional de Acuicultura, 2005).

No obstante, es un tanto difícil controlar dichas características, puesto que son susceptibles a variaciones por las acciones metabólicas de los mismos peces, que pueden llegar a una contaminación considerable del agua con desechos químicos como CO<sub>2</sub>, amonio, nitritos, etc., (Prado, 2003), desechos que a su vez demandan oxígeno, forjando una competencia entre los peces por obtener el tan apreciado elemento, requiriéndolo a un nivel de oxígeno superiora 7.0 ppm en la entrada de los tanques y no inferior a 5.0 ppm en la descarga (INCODER, 2005). Esto se convierte en una situación preocupante al presentarse diferencias entre las condiciones óptimas de desarrollo del pez y las que se muestran durante el periodo de crianza.

Además, de acuerdo con Márquez Kacic (2005), 4600ml de lodo crudo producido por la actividad piscícola, generan una DQO de 39600mg O<sub>2</sub>/L, una concentración de sólidos volátiles de 21232mg/L, nitrógeno amoniacal y orgánico de 92.4 y 45.6 g/Kg., respectivamente; de aquí la importancia de realizar un análisis puntual sobre el tema considerando los anteriores indicadores de calidad de agua, pero registrando resultados en términos de carga contaminante.

La producción de lodos, presenta demandas importantes sobre los factores químicos necesarios para el adecuado desarrollo de los peces. Las partículas del estiércol de los peces son colonizadas rápidamente por bacterias heterotróficas, protozoarios, y otros microorganismos en el agua. Estas partículas sedimentan en el agua formando una capa de materia orgánica sobre el fondo del estanque, generando que esta compita con el pez por el oxígeno durante su descomposición. Esto, posiblemente se convierte en una situación crítica especialmente para los estanques en tierra, puesto que el periodo de limpieza es mayor que para los estanques en concreto, generándose una mayor acumulación de lodos para los primeros, afectándose de esta manera el crecimiento de los

peces (Alvarado, 1999). La evidencia de esta situación se logra visualizar en investigaciones realizadas por diversos autores, en las cuales se muestra que para periodos de operación superiores a tres días se afecta la calidad del agua y a partir de los cinco días se generan condiciones críticas para la trucha (Montaño y Sandoval, 2008). En la práctica, la dificultad de realizar una remoción de lodos más continua a los estanques en tierra se debe a las condiciones de erosionabilidad que presenta el fondo y la poca disponibilidad de herramientas adecuadas que eviten el arrastre de suelo junto con los lodos que provocan el aumento de la profundidad del estanque.

Por lo anterior, es posible que cada vez se requiera de la implementación de alternativas para el logro de la calidad deseada incurriendo quizás en mayores gastos económicos y de recursos naturales.

En resumen, es necesario conocer el efecto que tienen los lodos generados en un estanque piscícola sobre la calidad del agua, permitiendo observar el comportamiento de variables físicas y químicas durante la operación del estanque y que muestre la necesidad de realizar acciones que favorezcan el óptimo desarrollo de los peces, procurando con ello disminuir los efectos negativos de esta actividad económica sobre el ambiente y la sociedad.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 OBJETIVO GENERAL**

Determinar el impacto de la producción de lodos durante la cría de Trucha, sobre la calidad del agua en estanques piscícolas construidos en tierra.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Determinar el comportamiento de los niveles de oxígeno disuelto dentro de un estanque construido en tierra, durante el periodo de formación de lodos en el fondo del mismo.
- Estimar los niveles de contaminación orgánica y de nutrientes que se generan durante el periodo intermedio de remoción de lodos presentes en el estanque.



## 4 MARCO TEÓRICO

### 4.1 GENERALIDADES

La contaminación producida en los cuerpos naturales de agua por las descargas de agua utilizada en estaciones piscícolas, proviene de todos los insumos utilizados durante la operación de los estanques, los cuales no son removidos durante la época de levante de los peces, puesto que son considerados como subproductos (desperdicios) sin ningún valor comercial. Los principales residuos incluyen restos de comida, excretas de los peces y residuos tanto químicos como terapéuticos (Cripps and Bergheim, 2000) producidos durante la limpieza de los estanques, el tratamiento de enfermedades y el enriquecimiento del agua.

Sin embargo, se considera que en general, las fracciones de alimento no aprovechado por los peces componen la mayor parte de residuos de la acuicultura (Mugg *et al.*, s. f). Luego, la acumulación de los mismos en el fondo de los estanques de cultivo puede traer consigo una serie de inconvenientes sobre la calidad del agua, lo cual puede generar presión no solo sobre los peces cultivados sino sobre el ecosistema acuático receptor de los efluentes.

Los procesos de descomposición de residuos derivados de los restos de comida no digerida, del metabolismo y excreción de los peces, llevados a cabo en el fondo de los estanques, pueden provocar la liberación de nutrientes (como fósforo y nitrógeno), los cuales dependiendo de las condiciones de solubilidad en el agua, se pueden manifestar en forma soluble o haciendo parte de material sólido (Cripps and Bergheim, 2000), el cual se va acumulando durante el periodo de funcionamiento del estanque y gradualmente se libera hacia el ambiente natural.

Ahora bien, respecto a los niveles de contaminación producidos por la actividad piscícola, una revisión bibliográfica revela dos puntos de vista distintos sobre la misma. El primero se muestra como ejemplo en los resultados obtenidos por estudios realizados en estanques cultivados con carpa común, en estados federales de Alemania, donde se concluye que en vez de producirse un impacto negativo sobre el ambiente por las cargas de nutrientes (fósforo y nitrógeno) arrojadas por los efluentes de los estanques, se está contribuyendo a lograr una detención y/o remoción de estos elementos durante el paso del flujo de agua por los estanques (Knösche & Schreckenbach *et al.*, 2000). Sin embargo, es de considerar que el estudio se realiza en un país líder en tecnología ambiental a nivel mundial, en donde todos los procesos productivos son realizados de manera

eco-eficiente en armonía con la dinámica natural (Schayan, 2006). Por tanto, el segundo punto de vista se encuentra del lado de publicaciones realizadas por investigadores de países en vía de desarrollo como China, Turquía y Chile, los cuales muestran problemas de eutrofización de ríos y lagos se han incrementado como resultado de la intensificación de actividades humanas, las cuales, naturalmente, incluyen la acción de la acuicultura (Zhang, 2006; Qin, 2007; Pulatsu, 2004; Torres, 2005).

Por otra parte, de acuerdo con estudios realizados recientemente en Colombia y más específicamente en el departamento del Cauca, se han llegado a estimar niveles de contaminación generados durante un periodo de operación de 8 días en los estanques piscícolas de trucha de 10,50 mg/l de SS, 4,48 mg/l O<sub>2</sub> de DBO<sub>5</sub> y 16,0 mg/l O<sub>2</sub> de DQO (Montaño y Sandoval, 2008) y 4,42 mg/l de SS, 1,02 mg/l O<sub>2</sub> de DBO<sub>5</sub> y 5,15 mg/l O<sub>2</sub> de DQO (Yasnó y García, 2007). Estos valores, aunque no sean alarmantes, se deben considerar como base para un análisis y control de la contaminación frente al crecimiento de la actividad piscícola en Colombia.

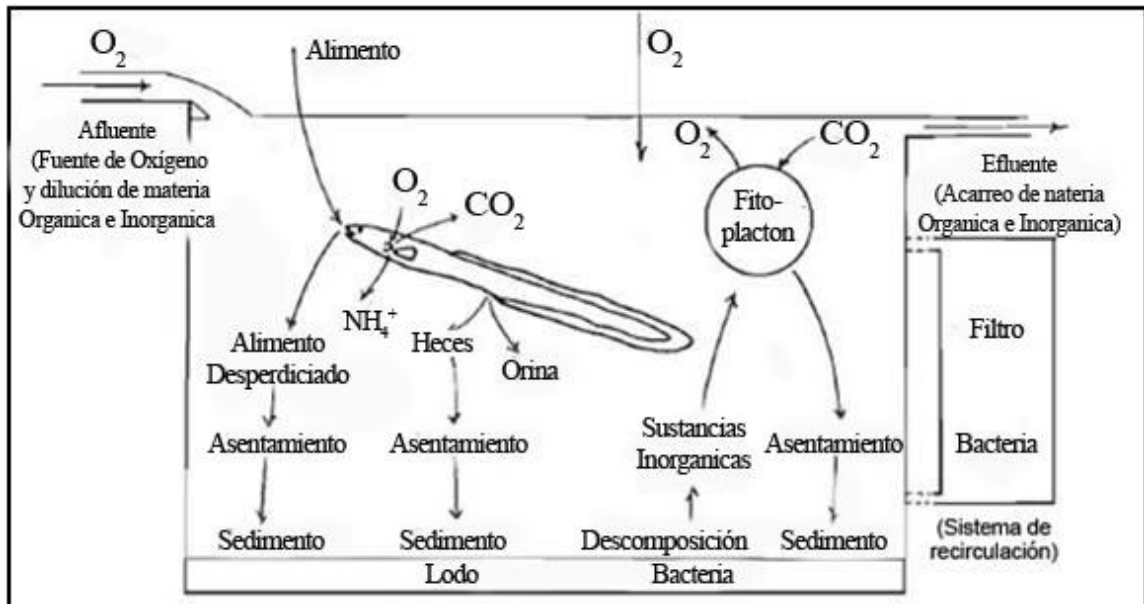
#### **4.2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA POR SUBPRODUCTOS DE LA ACTIVIDAD PISCÍCOLA**

La calidad de la alimentación es uno de los principales factores que se debe tener en cuenta para la cría intensiva de peces, además de establecer el tipo de alimento, la cantidad y la periodicidad de las raciones, esto en gran medida determinado por el tamaño, la edad del pez y la temperatura del agua.

Dentro del proceso digestivo el alimento sufre una serie de transformaciones, que van a derivar en subproductos, tales como fosfatos, nitritos, nitratos y materia orgánica, entre otros. El principal problema de estos subproductos, es el papel que desempeñan en el ambiente, encontrándose que el fósforo y nitrógeno en sus diferentes formas contribuyen al fenómeno de eutrofización en cuerpos de agua (Zhang, 2006), y la excesiva materia orgánica, ocasiona un ambiente desfavorable para el crecimiento del pez (Rahman, Yakupitiyage y Ranamukhaarachchi, 2004)

El ciclo que describe el proceso que sigue el alimento suministrado a los salmónidos y de sus derivados orgánicos e inorgánicos mediante el proceso digestivo de las truchas es detallado en la figura 1

**Figura 1. Proceso del alimento suministrado a los peces en el estanque.**



Fuente: Adaptada de Sindermann, 1984.

#### 4.2.1 Oxígeno disuelto y producción de lodos

Para precisar la influencia negativa que tiene la producción de lodos sobre la calidad del agua utilizada en actividades piscícolas, es importante recalcar la presencia de un buen nivel de oxígeno disuelto, tanto antes de entrar al sistema de cultivo, como al salir del mismo.

Inicialmente, podría decirse que el oxígeno es el principal agente generador de buenas condiciones para una excelente dinámica y desarrollo de cualquier (eco) sistema acuático. Es una condición necesaria para un buen desenvolvimiento de todos los procesos aeróbicos, los cuales incluyen los procesos de respiración de macro y microorganismos que sobreviven en dichos ambientes acuáticos. Luego, dentro de la labor piscícola es fundamental para obtener buenos resultados en cuanto a crecimiento y bienestar de los peces.

En términos técnicos el oxígeno requerido por las truchas se expresa como miligramos de oxígeno consumido por kilogramo de peces por hora ( $mg O_2/kg/h$ ), presentándose de manera general un rango de 200–750  $mg O_2/kg/h$  para

temperaturas entre 5 y 20 ° y un peso entre los 1 a 1000 g (Liao, 1970; citado por Blanco, 1995).

Summerfelt (s.f) menciona la relación directamente proporcional entre el consumo de oxígeno y factores como temperatura, actividad del pez y el nivel de alimentación, e inversa respecto al peso promedio, teniendo en cuenta lo siguiente:

- A cierta temperatura, para el mismo peso total de pescado en un tanque, peces más pequeños requieren más oxígeno que aquellos más grandes.
- Un pez en movimiento continuo consume más oxígeno que el resto de peces.
- El consumo de oxígeno del pez se incrementará después de la alimentación; múltiples raciones por día (3 o más) provocarán menor variación en la demanda de oxígeno que 1 o 2 por día.

Adicionalmente, Lepičová, Lepič y Policar (2002) mencionan la variación en el consumo de oxígeno por efecto del pH, concentración de CO<sub>2</sub>, velocidad del proceso metabólico, peso del pez y el peso del pez por unidad de volumen de agua. Para dichos autores, el consumo se incrementa con la temperatura y el peso por volumen (densidad).

Ahora, lejos de mostrar las concentraciones óptimas de oxígeno que en particular la Trucha necesita para crecer y desarrollarse (información mostrada en el apartado de justificación), se considera importante mostrar el efecto que puede causar una producción de lodos y su consecuente proceso de biodegradación natural sobre dicho elemento primordial para la vida acuática en general.

En primer lugar, de manera simple se puede definir el término lodo como aquel material que se encuentra en el fondo de los estanques formado a lo largo de cierto tiempo por efecto de la sedimentación de residuos de comida y heces de los peces. Por su elevado contenido orgánico, su descomposición microbiológica es un factor crítico para el control de la calidad del agua y el reciclamiento de nutrientes (Torres, 2005).

La tabla 1 hace referencia a lo que se podría encontrar cuando se realiza un análisis de lodos provenientes de grandes piscifactorías. Luego, es de observar la magnitud contaminante que puede alcanzar la producción de lodos en actividades piscícolas.

**Tabla 1. Caracterización de los lodos de la Piscicultura Quetro (Chile).**

Parámetros	Unidades	Valor
Demanda química de oxígeno	mg/L	39600
Sólidos totales	mg/L	38580
pH	--	6,8
Nitrógeno total (Kjeldhal)	g/Kg (Base seca)	92,4
Nitrógeno amoniacal	g/Kg (Base seca)	45,6

Fuente: Márquez Kacic, Camila Fernanda. 2005

En general, se tiene que la cantidad de alimento suministrado a los peces influye directamente en la producción de lodos. Así, tal como indica Franco (2007) de un 100% de alimento, un 25% no es aprovechable por los peces, el cual se transforma en material orgánico propenso a descomposición. También, estudios específicos sobre el tema muestran que, por ejemplo, de ciertas piscifactorías en Chile un 5% (en peso) del alimento suministrado a los peces no es ingerido, y que un 30% se transforma en residuos fecales, lo que se puede estimar que del orden de un 35 a 40% del alimento suministrado se transforma en lodo, que sería retenido en piscinas de decantación (Herrera, 2004; citado por Márquez, 2005).

Cuando la materia orgánica se deposita en el fondo comienza a ser descompuesta por microorganismos. Aquella más fácilmente degradable, como por ejemplo carbohidratos, proteínas y otros constituyentes celulares, es rápidamente degradada. Sin embargo, aquel material orgánico más resistente, como carbohidratos complejos, entre otros, se irá acumulando como consecuencia de su lenta degradación (Boyd, Wood y Thunjai, 2002). Luego, a causa de una continua entrada de materia orgánica, en el fondo del estanque se desarrollarán diversas comunidades de bacterias, tanto aeróbicas como anaeróbicas (Torres, 2005), que estarán continuamente descomponiendo los distintos tipos de materia orgánica (fresca, inestable y refractaria) que conforman el denominado lodo descrito anteriormente.

Algunos autores destacan el problema de la descomposición microbiológica de la materia orgánica acumulada en el fondo de los estanques (lodo), puesto que dicho proceso conlleva a una disminución de la cantidad de oxígeno disuelto en los estanques (Franco, 2007; Torres, 2005; Muendo, 2006; Summerfelt, s. f; Sonnenholzner and Boyd, 2000), lo cual sumado a otros factores de degradación de la calidad del agua (como el incremento de niveles de amoníaco, entre otros) causa stress, reducción del crecimiento e incrementa la susceptibilidad de los peces a enfermedades mortales (Conte, 2004; citado por Torres, 2005).

Por tanto, el lodo contribuye a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que se usa como un índice de contaminación por sustancias orgánicas disueltas o partículas suspendidas (Mugg *et al.*, s. f). Así, la determinación del parámetro DBO conduce a estimar el grado de presión contaminante que sufren los peces cultivados, lo cual es traducido en una pérdida gradual de los niveles de oxígeno. Sin embargo, existen autores que prefieren hablar directamente de la relación que se presenta entre producción de lodos y nivel de oxígeno, como en el caso de Mohamed (2003) en donde es considerado el concepto de demanda de oxígeno por parte de sedimentos (SOD, *sediment oxygen demand*), el cual es definido como la tasa de oxígeno disuelto retirada de la columna de agua por la descomposición de materiales orgánicos en los sedimentos del fondo del estanque. En consecuencia, independiente de la determinación de cualquiera de los dos parámetros (o de los dos a la vez), es posible evidenciar la alteración de la cantidad de oxígeno en los tanques de cultivo de peces por la presencia de lodos.

De acuerdo con Mugg *et al.* (s. f), se puede obtener una estimación inicial de la cantidad de DBO generada por la descomposición de residuos de la acuicultura a través de la estequiometría de la reacción de oxidación de la materia orgánica. Así, en dicha referencia se determina que el total de oxígeno necesario para oxidar plenamente 1 Kg de alimento no digerido con una composición de un 30% de proteína cruda, 20% de grasa y 50% de carbohidratos, sería de 1,24 Kg-O<sub>2</sub>.

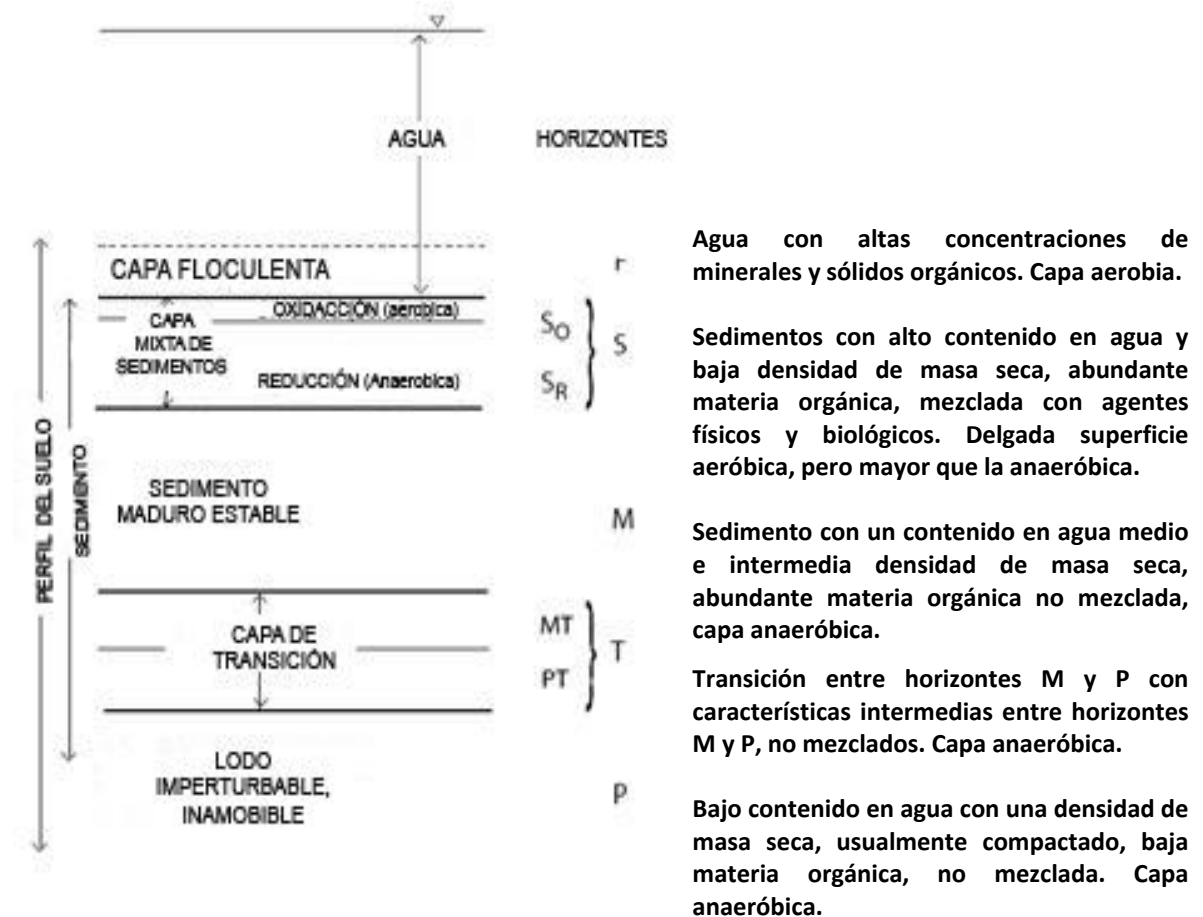
Por lo anterior, cuando el nivel de oxígeno se vea alterado seriamente por las consecuencias que traiga consigo la biodegradación de la materia orgánica acumulada en el fondo de los estanques, se presentarán períodos en los cuales no existirá el suficiente oxígeno y sin importar la buena nutrición que se tenga y que el resto de condiciones ambientales sean óptimas, los organismos dentro de dicho estanque no prosperarán. Luego, el oxígeno disuelto por encima de ciertos niveles es esencial no solo para el mantenimiento de la vida, sino también para garantizar una buena salud, desarrollo y crecimiento de cualquier organismo acuático (Kayes, s. f).

Finalmente, después de realizar una revisión bibliográfica sobre el tema, es importante reconocer la presencia primordial del oxígeno en los sistemas de cultivo de peces, especialmente de aquellas especies susceptibles a variaciones considerables (como la Trucha), lo cual fácilmente puede conseguirse al no tenerse en cuenta aspectos como la excesiva producción y acumulación de lodos con alto contenido de materia orgánica. Aquí merece la pena también mencionar el hecho de que no solo en sistemas de cultivo la presencia o ausencia de oxígeno puede causar la diferencia entre pérdidas y ganancias económicas, sino que además puede verse comprometido el equilibrio natural de los ecosistemas

acuáticos (esto por la falta de excelentes condiciones aeróbicas), que en definitiva son los receptores finales de las actividades piscícolas.

La figura 2 detalla el proceso y/o características de la materia orgánica en las diferentes capas del lodo presente en el fondo del estanque, en presencia o ausencia de oxígeno.

**Figura 2. Perfil del sedimento acumulado en el suelo del estanque, durante el proceso de descomposición del mismo.**



Fuente: Boyd, Wood y Tunjhai, 2002

#### 4.2.2 Nitrógeno.

El nitrógeno se encuentra en el agua en diferentes formas: nitritos, nitratos, nitrógeno orgánico y amoníaco; estas especies cambian abruptamente debido a la variación del pH, la temperatura y el oxígeno disuelto (Lepičová, Lepič y Policar, 2002), generando una serie de procesos dentro del estanque, entre los cuales se destacan:

- La absorción por el fitoplancton, convirtiéndolo a nitrógeno orgánico y eventualmente transformado en proteínas por los peces a través de la cadena alimenticia.
- La oxidación del amonio a nitrato por bacterias nitrificantes.
- La desnitrificación por microorganismos anaeróbicos presentes en los sedimentos.

La principal fuente de nitrógeno para la actividad piscícola proviene de fertilizantes y del alimento suministrado a los peces. La dieta alimentaria de la trucha es muy rica en proteína, siendo un factor determinante para su crecimiento. La cantidad de proteína que se puede encontrar en la comida de estas especies esta alrededor del 30 – 45% (Tacon *et al.*, 1995; citado por Blanco, 1995).

Así, dependiendo de la cantidad de nitrógeno aportado al estanque por cualquiera de estas dos fuentes, se pueden generar las distintas formas que se identifican en una fuente natural, como producto del metabolismo de proteínas (para el caso del alimento) y demás compuestos nitrogenados. Los principales subproductos generados por la ingesta de proteínas son el amoníaco y la urea, de ellos la urea carece inicialmente de interés, ya que no es tóxica para los peces, aunque posteriormente en el proceso de degradación, va a dar origen al amoníaco (Blanco, 1995).

En general, en cada proceso acuícola, se tiene que cerca de un 20% de nitrógeno suministrado a los peces en la alimentación es aprovechado, el resto es transformado a subproductos, como los mencionados anteriormente (Sindermann, 1984).



El pez produce gran parte del nitrógeno en la forma amoniacal; cerca del 60% del nitrógeno producido por el pez en la excreta y la respiración está presente en esta forma. La otra cantidad de amoniaco es producida durante la descomposición de la comida al salir del pez (Lepičová, Lepič y Policar, 2002).

El amoníaco se encuentra presente en dos formas básicas en cuerpos de agua, molecular como  $\text{NH}_3$  y disociado en la forma iónica  $\text{NH}_4^+$ . La forma no iónica es una sustancia que puede llegar a ser muy toxica para los peces. Blanco (1995) advierte que niveles superiores a 0,025 mg  $\text{NH}_3/\text{L}$  son aceptables por un periodo de 15 días, generando en la trucha una reducción en la tasa de crecimiento, además de daños en escamas, tejidos de los riñones y del hígado.

El nitrógeno orgánico presente en el plancton y en las heces de los animales acuáticos puede llegar a sedimentarse en el fondo de los estanques y ser parte del nitrógeno que se puede determinar en la materia orgánica del fondo del estanque. De esta manera, este nitrógeno puede ser convertido a amoniaco y reciclado al agua del estanque, y posteriormente ser difundido a la atmosfera (Boyd, 2002).

Cuando se realizan estudios sobre impactos negativos de la acuicultura sobre el entorno, es importante considerar la presencia de nitrógeno. Por una parte, no solo es suficiente cuantificar la forma amoniacal como principal derivado de la actividad que pueda representar una potencial toxicidad en peces y otros organismos, sino que además se debe tener en cuenta por ser uno de los principales nutrientes provenientes de dicha actividad que causan el fenómeno de eutrofización en ambientes acuáticos naturales (Zhang, 2006; Qin *et al.*, 2007).

#### **4.2.3 Fósforo.**

El fósforo es un nutriente esencial para los organismos vivos y limitante para la productividad de plantas. En condiciones naturales, se presenta de dos formas, orgánica e inorgánica, siendo de esta última la más representativa, el ion ortofosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ). El fósforo orgánico en relación con el fósforo inorgánico se halla en mayores proporciones, de este un 70% se encuentra dentro de material orgánico particulado y el 30% restante presente en fósforo disuelto y fósforo orgánico coloidal.

En cuerpos de agua está sujeto a procesos de transformación continua que incluyen consumo o desprendimiento del elemento en sus diferentes formas o especies, encontrándose en proporciones superiores al 90% unido a la materia

orgánica, formando fosfatos orgánicos y constituyentes celulares en la materia particulada viva del bentos. Se considera como un parámetro crítico junto al nitrógeno en la calidad de aguas debido a su influencia en el proceso de eutrofización (Sánchez, 2001). Zhang (2006) reporta que concentraciones superiores a los 0.02 mg/ L de fósforo total, son suficientes para que se produzca el fenómeno de eutrofización en cuerpos de agua.

Todo esto ligado a la sobre formulación de fósforo, en la alimentación, generado en gran medida por el poco conocimiento que se tiene sobre la disponibilidad de fósforo inorgánico en los ingredientes , esto genera que prevalezcan los excesos de fósforo en el alimento presente, tratando de evitar , los posibles problemas de crecimiento, y buen desarrollo en los peces, trayendo consigo un incremento en el fósforo derivado del excremento, la orina, materia orgánica y alimento desechado, los cuales son descargados, a los cuerpos de agua en forma disuelta y solida (Ackefors y Ernell, 1994), contribuyendo de una manera más notoria al fenómeno de eutrofización.

Debido a la composición molecular de las algas el fósforo es el principal componente que contribuye al fenómeno de la eutrofización, (Yang *et al.*, 2008), como se menciona concentraciones superiores a los 0.02 mg/L son suficientes para generar el mencionado fenómeno, sin embargo Yang *et al.*, reportan que concentraciones de tan solo 0.015 mg/L generan un desbalance en el ecosistema.

Zhao (citado por Yang *et al.*, 2008) reporta que de los lagos que han sufrido eutrofización en China, el 80%, ha sido generado principalmente por fósforo, el 10% por nitrógeno, y el 10% restante a causa de otros factores.

El fósforo aportado por los peces al cuerpo de agua, está presente en la orina y las heces, como función de la disponibilidad aparente de fósforo, es decir, una porción de fósforo consumido se excreta en las heces y orina cada hora. Parte de los compuestos inorgánicos de fósforo en las heces se disuelve en el agua como una función directa de las tasas de lixiviación (Montoya, Lawrence, Grant, 2000).

Existen diversos factores que permiten que las concentraciones de fósforo en los cuerpos de agua disminuyan, el primer proceso ocurre debido a que el fitoplancton puede remover rápidamente el fósforo presente en el agua y terminar como alimento en el pez. Otro factor fue el descrito por, Munsiri, Boyd y Hajek, (1995), en el cual los estanques de tierra adsorben de una manera fuerte el fósforo y presentan la capacidad de incrementar la adsorción de fósforo como función del aumento del lodo

#### **4.2.4 Potencial de Hidrogeno (pH)**

El pH juega un papel determinante sobre las concentraciones y formas de fósforo y nitrógeno presentes en el agua. Un incremento en el pH causa la disolución de fosfato resultando en un incremento en la concentración de ortofosfato en la columna de agua (Kamp-Nielson 1974; Boyd, 1990; citados por Lepičová, Lepič y Policar, 2002) y que predomine la forma amoniacal, por el contrario a pH bajo predomina el ion amonio. En general menos del 10% de la forma amoniacal está presente cuando el pH es menor a 8.0, sin embargo a medida que el pH se incrementa esta proporción se incrementa dramáticamente (Hargreaves y Tucker, 2004)

Durante la noche la respiración de las bacterias, plantas y animales resulta en un mayor consumo de oxígeno y producción de dióxido de carbono, lo que lleva a un incremento de H<sup>+</sup> causando que el pH disminuya y por tanto una acidificación en el agua. Durante el día la respiración continúa, pero las algas usan el CO<sub>2</sub> para realizar la fotosíntesis reduciendo la abundancia de H<sup>+</sup> y provocando que el pH suba. El pH de mayor productividad en aguas que no son afectadas por contaminación esta en el rango de 6.5 a 8.5.

#### **4.2.5 Temperatura.**

Las truchas son animales de agua fría, caracterizándose por vivir a temperaturas entre los 0° y 25° C (Blanco, 1995), sin embargo el rango óptimo de crecimiento se encuentra comprendido entre, 9 – 12°C para la producción de alevinos y 12 - 18°C para el engorde (INCODER, 2005). Blanco (1995), señala que temperaturas superiores a los 20°C afectan el desarrollo del pez, disminuyendo sus posibilidades de supervivencia a medida que la temperatura del agua aumenta.

La temperatura se encuentra relacionada con el metabolismo y desarrollo del pez. Cuando se presentan cambios abruptos de temperatura, estos pueden ocasionar daños muy graves en su desarrollo. Por ejemplo, Lepičová, Lepič y Policar (2002) mencionan una eventual parálisis en el metabolismo y un incremento en la concentración de amoniaco en el cuerpo del pez, debido al comportamiento de los compuestos de nitrógeno por las variaciones de temperatura. Por otro lado, el metabolismo del pez se intensifica provocando un incremento de 2 a 3 veces cuando la temperatura aumenta en 10°C.

Es importante recordar que la temperatura controla la solubilidad de los gases en el agua y la tasa de reacción de químicos, la toxicidad de amonio y efectividad de las medicinas para los peces, al igual que el grado de descomposición de los materiales depositados en el fondo de los estanques. Cuando las temperaturas sobrepasan los 18°C la reoxigenación disminuye debido a que es escasa la ganancia de OD respecto a la tasa de saturación (Sanz, 1999; citado por Montaña y Sandoval, 2008)

Altas temperaturas favorecen una alta actividad fotosintética en la cual se utiliza dióxido de carbono y se obtienen excelentes concentraciones de oxígeno, como subproducto de dicha actividad, vitales para el buen desarrollo de la vida acuática aerobia (Muendo, 2006).

#### 4.2.6 Sólidos Suspendidos

Los sólidos en suspensión son generados por la presencia de heces fecales de las truchas, al alimento suministrado que no ha sido ingerido y partículas de barro y/o arcilla contenidas en el agua. Su importancia radica en el posible efecto negativo sobre las branquias de los peces y la competencia de oxígeno debido a su carácter orgánico (Blanco, 1995).

Petit, 1978 (citado por Blanco, 1995) reporta que los sólidos generados por las deyecciones de los salmónidos se presentan en forma sólida, supracoloidal y coloidal, con porcentajes de 86.0, 13.4 y 0.36%, respectivamente. El tamaño de la materia en suspensión determina la velocidad de sedimentación, Maillard *et al.* (2005) encontró que la mayoría de partículas en el efluente presentan tamaños que varían entre un rango de 1.5-3.0 µm y mayores a 210 µm, (tabla 2)...

**Tabla 2. Distribución del tamaño de las partículas en el efluente y el lodo, valores reportados en porcentaje por masa.**

	Rango de Tamaños, µm				
	1.5-3.0	30-70	70-105	105-210	>210
Efluente (%)	36	6	4	12	42
Lodo (%)	85	7	3	3	2

Fuente Maillard *et al.*, 2005.

Blanco (1995) analiza los resultados de un estudio dirigido a conocer la cantidad de sólidos sedimentados en un estanque circular tipo danés y otro construido en tierra, concluyéndose que las piscifactorías construidas en tierra presentan la ventaja de ser la instalación menos polucionante de los ríos, en cuanto a sólidos suspendidos se refiere, pero por el contrario, los sólidos se acumulan en los fondos de los estanques, en donde sufren un proceso de descomposición que requiere oxígeno y, por tanto, compite con los peces por éste elemento.

La evaluación de cultivos de trucha intensivos y semi-intensivos en el Cauca, reportan niveles de de sólidos suspendidos totales de 7.5 y 1.2 mg/L (De la Cruz y Salazar, 2007), rangos de 7 a 34 mg/L (Yasnó y García, 2007) y 0,5 a 10,5 (Montaño y Sandoval, 2008).

## 5 METODOLOGÍA

### 5.1. ESTRATEGIA GENERAL

El presente estudio fue realizado en la estación piscícola Chiliglo, ubicada en la vereda Chiliglo, Coconuco, municipio de Puracé, cuya cabecera municipal se encuentra localizada a 02° 20' 53" de latitud norte y 76° 30' 03" de longitud oeste. La estación se localiza a una altitud de 2850 m.s.n.m. a 4 Km. de la zona urbana de Coconuco por vía destapada.

La temperatura promedio de la zona oscila entre los 8 – 12°C, la cual en épocas de verano se registra un máximo de 14°C. Bajo estas condiciones ambientales la temperatura del agua de las fuentes naturales logra alcanzar un máximo de 12°C y un mínimo de 10°C, temperaturas que están en el límite inferior para la cría de trucha. La cercanía con el volcán Puracé hacen que esta zona presente suelos de carácter volcánico, caracterizándose por ser suelos ricos en minerales, como fósforo y nitrógeno, entre otros.

La estación está conformada por 15 estanques, distribuidos en estanques de cría, engorde, exposición de grandes ejemplares, y uno para pesca deportiva. Cuenta con una capacidad de producción de 300 – 350 Kg/mes con peces de 200 – 250 gramos (tamaño comercial).

Para el desarrollo de los objetivos y obtención de información primaria para el presente estudio, se seleccionó el estanque número 4 (Figura 3), con fondo y paredes de tierra (excepto en la última cuarta parte en donde se encontraban las paredes de concreto), presentando dimensiones aproximadas de 15 m de largo, 3 m de ancho, y una profundidad media de 0.80 m. Los peces cultivados se hallaban en etapa de engorde, con pesos promedios entre 150 – 200 gramos, con una densidad de 1398 peces/estanque al inicio del estudio y terminando con aproximadamente 1100 peces/ estanque dos semanas antes de finalizar el mismo.

Con el fin de observar la influencia de la producción de lodos sobre las características físicas y químicas del agua, fue necesario realizar la limpieza al estanque (figura 3), con el propósito de tener la menor cantidad de lodo producto del anterior periodo de cría y así obtener una condición inicial con nula o muy baja presencia de lodo.

**Figura 3. Proceso de limpieza del estanque.**



La limpieza se realizó trasladando las truchas hacia el estanque número 5, drenando el estanque 4, luego se procedió a retirar el lodo acumulado en el fondo del mismo de forma manual (con palas y carreta). Por un período de 4 días, se sometió al estanque a un proceso de desinfección, inicialmente con la adición de productos químicos (azul de metileno) y luego a la acción de los rayos solares con el fin de controlar todo tipo de bacterias que se encuentran en el fondo y en las paredes del estanque.

Posteriormente las 1398 truchas fueron de nuevo llevadas al estanque número 4, en donde se empezaría a desarrollar el estudio. Los pesos de los salmónidos oscilaban entre los 150- 200 gramos

Cada una de las actividades de muestreo y análisis se llevan a cabo el mismo día y durante periodos equidistantes repartidos en un lapso de nueve (9) semanas, los cuales deben coincidir con el arranque del estanque limpio y el tiempo en el cual se realiza una nueva limpieza. En definitiva, el periodo de estudio comprende el 13 de junio hasta el 1 de agosto de 2008.

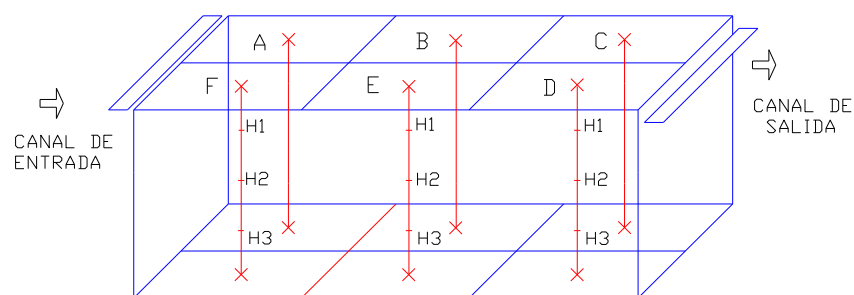
## 5.2 DETERMINACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE LOS NIVELES DE OXÍGENO DISUELTUO DENTRO DEL ESTANQUE DURANTE EL PERIODO DE FORMACIÓN DE LODOS.

Después de la puesta en cero del estanque, sobre el cual se efectuará el estudio, se realizaron 8 jornadas de muestreo (1 cada semana) para determinar el nivel de oxígeno disuelto, procurando que sea siempre a la misma hora en donde se tendrá en cuenta la temperatura y las condiciones climáticas tanto del momento de la lectura como de la noche anterior. El oxígeno disuelto se evalúa tanto en el afluente y efluente como dentro del estanque.

Para la toma de datos sobre oxígeno disuelto, el estanque fue dividido en seis secciones (A, B, C, D, E y F) de tamaño similar (5m x 1.5m), con el objetivo de que los datos presentaran la mayor homogeneidad posible. Las secciones A-F, B-E y C-D, se encontraban sobre una profundidad media de: 0.6 m, 0.7 m y 0.8 m, respectivamente.

Los puntos de muestreo se localizaron en el punto medio de cada una de las seis secciones. La Figura 4 describe mejor la división realizada al estanque sobre la cual fueron tomados los diferentes datos.

**Figura 4. Puntos de muestreo para la toma de datos de oxígeno disuelto**



Donde:

H1 : 10 cm. desde la superficie

H2 : mitad vertical del estanque.

H3 : 10 cm. desde el fondo.

A, B, C, D, E, F: secciones del estanque.



Así, de acuerdo con el diagrama de muestreo, se tiene un total de ocho zonas de lectura, con lo cual se puede estimar el comportamiento del oxígeno disuelto dentro de toda la estructura que compone el estanque construido en tierra.

La tabla 3 muestra en resumen los parámetros a considerar para obtener información y dar cumplimiento al objetivo 1.

**Tabla 3. Variables a medir para el cumplimiento del objetivo 1.**

<b>Parámetro</b>	<b>Entrada</b>	<b>Salida</b>	<b>Intermedio</b>
Oxígeno disuelto	1 vez por semana	1 vez por semana	1 vez por semana
Temperatura	1 vez por semana	1 vez por semana	1 vez por semana
Caudal	1 vez por semana	1 vez por semana	

### **5.2.1 Oxígeno disuelto**

Para la medición de oxígeno disuelto (OD), se empleó un oxidímetro marca HACH, que presenta un rango de inexactitud de 0.1 mg/l. Para evitar la menor interferencia en la toma de los datos, la sonda fue llevada al cuerpo de agua por un periodo de 10 minutos, tiempo en el cual esta se estabiliza y posteriormente se procede a tomar el primer dato. Para la toma de los datos en las demás secciones se buscó mantener la sonda sumergida durante el transporte de esta, buscando ganar el mayor tiempo posible para su estabilización y obtener el menor error en las mediciones.

La medición y registro de oxígeno disuelto en todos los puntos del estanque, tardaba alrededor de 30 minutos por muestreo, procurando mantener este intervalo de tiempo, puesto que se presume que tiempos más largos podrían significar una variabilidad en el OD presente en el estanque, debido a la influencia directa de ciertos parámetros climáticos sobre la temperatura del agua y las características físicas de la misma.

Con el propósito de evitar una influencia en el comportamiento de los peces en el estanque, cada vez que se realizaron los muestreos se procuró suministrar el alimento una hora antes de la toma de los datos, debido a que en el momento en que se proporciona la alimentación, las truchas en su proceso de competencia, agitan el agua provocando la resuspensión de los lodos, provocando un aumento en la turbiedad y una mayor variación en la demanda de oxígeno.

Además como lo describe Blanco (1995), después de 15 minutos de ingerir el alimento las truchas comienzan su proceso de digestión, para lo cual demandan una mayor cantidad de oxígeno hasta aproximadamente 30 minutos después, lo cual hubiera representado una variabilidad significativa en los datos.

### **5.2.2 Caudal**

Para la medición de este parámetro se fijaron dos puntos de muestreo, el primero en el canal de entrada y el segundo en el de salida, los dos puntos contaban con tubería por donde circula el agua. Debido al bajo caudal, se aplicó el método volumétrico (el cual consiste en medir el tiempo gastado en llenarse con agua un recipiente de volumen conocido), para lo cual fue necesario un balde plástico de 10 litros y un cronómetro. Así, mediante la relación Volumen/Tiempo se obtiene el caudal, registrado en Litros/segundo. Para proporcionar el menor porcentaje de error posible, se tomaron 3 datos por caudal medido, estos son reportados en el anexo 4

### **5.2.3 Temperatura**

Los datos sobre la temperatura del agua al momento de realizar las mediciones de oxígeno disuelto, son obtenidos de manera conjunta con el valor reportado por el oxidímetro marca HACH. Por tanto, no se hace necesaria la utilización de un termómetro de manera independiente. Esto también se considera adecuado para evitar el manejo de diversos datos que pueden traer consigo considerables desviaciones del valor real y provocar confusiones al momento de analizar dichos datos.

### 5.3 ESTIMACIÓN DE NIVELES DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA Y DE NUTRIENTES.

Para el desarrollo de este objetivo se realizaron nueve muestreos, para cada uno se tomaron dos muestras de agua, la primera toma se realizó antes de ingresar el agua al estanque y el segundo en el tubo de desagüe, ubicado dentro del estanque.

Las muestras obtenidas fueron transportadas al laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad del Cauca, en un recipiente de icopor, el cual mantenía la temperatura a la cual fueron tomadas las muestras en un rango de temperatura constante.

En el laboratorio de ingeniería ambiental se realizaron las pruebas de sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos, nitritos, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, y fósforo, mediante los procedimientos establecidos por el Standard Methods.

La tabla 4 muestra la frecuencia de tiempo durante la cual se realizaron los muestreos. El primero de ellos se llevó a cabo cuatro días después de realizado el barrido del estanque y los otros ocho muestreos se distribuyeron dentro del resto de tiempo de estudio, separados por un lapso de uno por semana (1xS).

**Tabla 4. Variables a medir para el cumplimiento del objetivo 2.**

	Caudal	DBO <sub>5</sub>	DQO	N – total	Nitrógeno amoniacal	Nitritos	Nitratos	P- total	pH	S.S
Entrada	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS
Salida	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS	1xS

Los resultados obtenidos son resumidos en el anexo 6.

## 5.4 ANÁLISIS DE DATOS

Para el análisis del comportamiento de oxígeno disuelto en el estanque se procedió a unificar las secciones A y F como una sola, lo mismo se realizó con las secciones B-E y D-C, debido a la poca variación que presentó cada una de estas con la sección contigua.

Tanto para el objetivo 1 como el objetivo 2, los resultados de las pruebas son registrados en términos de concentración (masa/volumen) y carga (masa/tiempo), obteniéndose éste último a partir de los caudales medidos a la entrada del estanque seleccionado en la estación piscícola Chiliglo multiplicándolos por las concentraciones determinadas en campo y en el laboratorio. Adicionalmente, cada parámetro de calidad del agua determinado en cumplimiento del objetivo 2 se analiza a partir de la diferencia entre las concentraciones de salida y de entrada lo que se denomina producción.

Como consecuencia de la poca información disponible referente a la contaminación máxima permisible generada por los efluentes piscícolas en términos de concentración y/o carga contaminante en Colombia, se hizo necesario tomar los datos encontrados en las referencias bibliográficas de los elementos y/o compuestos analizados, en términos de concentración (mg/L) sobre los cuerpos lénticos y lóticos de agua superficiales, y así realizar una estimación del grado de contaminación generado por el estanque estudiado con sus posibles consecuencias sobre los peces cultivados y el medio acuático receptor del efluente.

Para lo anterior, en el análisis de la información obtenida en el presente estudio, se utilizaron valores estadísticos con el propósito de encontrar los valores máximos y mínimos, para cada uno de los parámetros medidos y lograr una mejor comparación con los resultados obtenidos por estudios realizados sobre el tema en otras partes del mundo, así como también con valores teóricos aceptados a nivel mundial. Además, se realizó un tratamiento estadístico a los resultados que incluye prueba de normalidad y aplicación de pruebas paramétricas o no paramétricas dependiendo de si se ajustan o no a la normalidad y de esta manera determinar la significancia de los resultados.

## 6 PRESENTACIÓN Y DISCUSION DE RESULTADOS

### 6.1 COMPORTAMIENTO DEL CAUDAL

En la Tabla 5 se presentan los caudales obtenidos durante el periodo de muestreo. En ella se muestra un caudal promedio de entrada y salida obtenido durante el estudio de 2,48 L/s y 2,14 L/s, respectivamente; esta diferencia se explica porque el estanque es en tierra y una parte del flujo de entrada se pierde por la infiltración en el suelo.

**Tabla 5. Comportamiento del caudal (L/s) durante el periodo de muestreo.**

Día de Operación	ENTRADA	SALIDA
1	4,04	3,37
8	1,60	1,55
15	1,83	1,25
22	1,69	1,45
29	2,60	2,45
36	1,99	1,71
43	3,74	4,00
50	2,33	1,33
Promedio	2,48	2,14
Máximo	4,04	4,0
Mínimo	1,60	1,25
Desviación Estándar	0,94	1,04
Datos	8	8

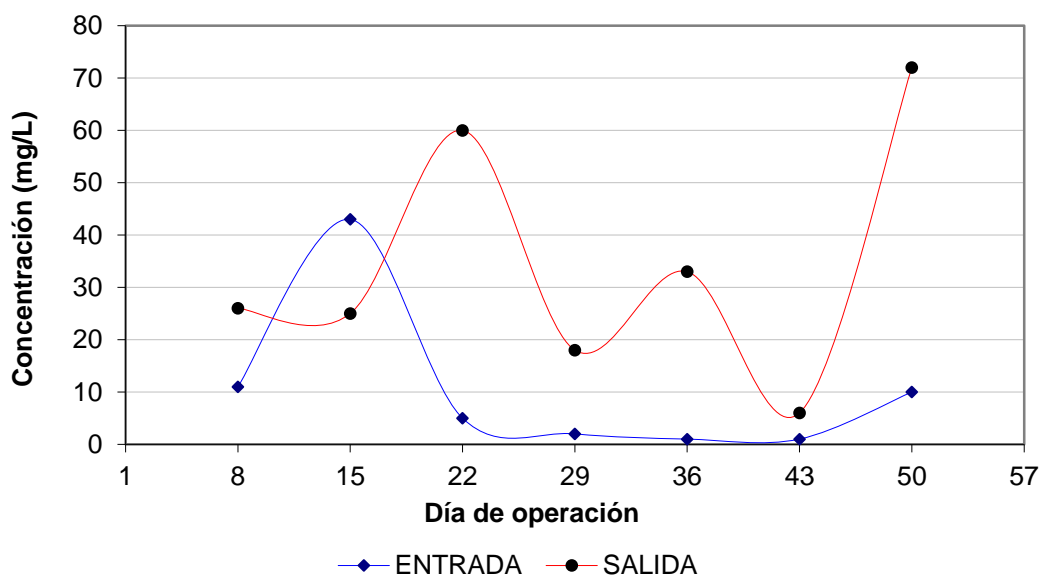
Por otra parte, la variación en los caudales presentada de un día de muestreo a otro se debe a que el estudio fue realizado a escala real y, por tanto, no se tuvo control sobre los caudales de entrada y salida, puesto que estos dependen de una apreciación visual del administrador de la estación piscícola.

El INCODER (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural – INCONDER, 2005) reporta que la cantidad de agua necesaria depende de la producción esperada, calculándose que en el proceso de engorde se requieren entre 14 y 16 L/s por tonelada en producción, lo cual para 0,30 – 0,35 toneladas que produce el estanque en estudio, se necesitarían entre 3,9 y 4,5 L/s. Por tanto, los resultados del estudio muestran valores bajos para la producción de trucha que podrían afectar la presencia de oxígeno disuelto en el estanque.

## 6.2 SÓLIDOS SUSPENDIDOS

En la figura 5, se muestra el comportamiento que tuvieron los sólidos suspendidos durante el periodo de estudio.

**Figura 5. Comportamiento de los sólidos suspendidos a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L)**

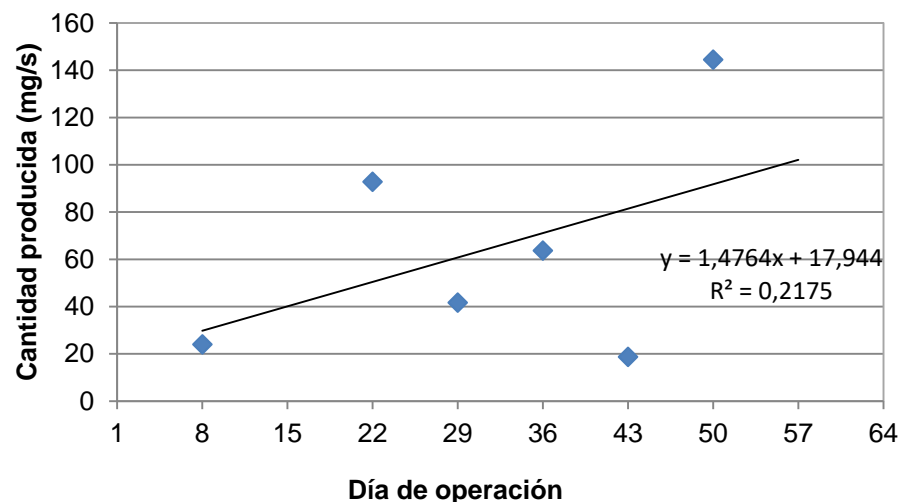


Los valores normales de sólidos suspendidos para la producción de trucha se encuentran inferiores a los 30 mg/L, presentándose problemas patológicos en los peces a niveles superiores de 70 mg/L (Sabaut, 1976; citado por Yasnó y García, 2007). La figura 5 muestra que el afluente ofrece bajas concentraciones de sólidos suspendidos, con un promedio de 10,42 mg/L (anexo 7), de acuerdo con el valor recomendado (a excepción del día 15 que registró una alta concentración generada por deslizamientos de tierra en el cauce del río cercanos a la bocatoma de la piscícola) y además, la producción de los mismos por la dinámica del estanque no altera las condiciones de éste parámetro dentro del estanque, puesto que el efluente sólo presentó dos días cercanos a los 70 mg/L (días 22 y 50) que no necesariamente representan situaciones problemáticas para los peces porque son eventos esporádicos sucedidos por diversas situaciones como por ejemplo, las ocurridas para el día 50, que por acción de fuertes lluvias el agua estaba muy turbia y además, los peces estaban muy agitados en la última sección del estanque (sección C-D) generando resuspensión del lodo acumulado en la columna de agua. De esta manera, a medida que el lodo acumulado en el fondo

del estanque aumenta, el movimiento de los peces puede provocar un incremento de sólidos suspendidos en el agua (Montaño y Sandoval, 2008, Maillard *et al*, 2005). Así, lo sucedido en el día 15 cuando la concentración de sólidos suspendidos a la salida es menor que a la entrada, pudo haberse generado por la poca agitación de los peces que facilita la sedimentación de los sólidos y la poca acumulación de lodo en el estanque.

La figura 6 muestra la cantidad de sólidos producidos en el estanque, la cual se obtuvo luego de transformar los resultados de la producción de sólidos suspendidos ( $SS_{Salida} - SS_{Entrada}$ ) a términos de carga. En esta figura, se observa una tendencia de aumento en la producción de sólidos suspendidos en el estanque; sin embargo, el ajuste de datos ( $R^2 = 0,217$ , el cual fue el mejor entre las distintas tendencias aplicables) es bajo, lo cual indica que la influencia del tiempo en la presencia de sólidos suspendidos es baja. Esto indica que otros factores como la mezcla generada por los peces, el proceso de sedimentación en el estanque y la presencia de picos de turbiedad en el agua cruda pueden tener una mayor incidencia en la explicación de estos resultados.

**Figura 6. Comportamiento de la producción de sólidos suspendidos durante el periodo de estudio.**



Por lo anterior, los resultados del presente estudio demuestran que a pesar de existir un incremento de lodo en el fondo del estanque (esto porque existe una correlación positiva entre el tamaño del pez y los tamaños de partícula acumulados en el estanque, que según Warrer-Hansen (1991), citado por Maillard *et al* (2005) provoca una mayor acumulación de las mismas en el fondo de los estanques), la producción y liberación de sólidos suspendidos hacia las fuentes

naturales receptoras del efluente, sea ocasionada por la resuspensión del lodo acumulado en el fondo del estanque y, por consiguiente, los problemas de contaminación por éste parámetro sean consecuencia de dicha actividad. Además, este hecho contribuye a que no se registre una relación entre cantidad de sólidos suspendidos y el oxígeno disuelto presente en el estanque (esto de acuerdo con resultados de la correlación de Pearson = -0,463 significancia = 0,151, ver en anexo 7 la tabla 6 y figura 2).

En definitiva, los resultados del presente estudio son coherentes con lo descrito por Blanco (1995) quien plantea que la mayor sedimentación que se genera en los estanques en tierra en comparación con los construidos en concreto es su gran ventaja. No obstante, es difícil concluir que el estanque estudiado no representa un foco de contaminación por sólidos suspendidos debido a que dentro del estudio no fueron considerados los efectos de la resuspensión del lodo.



### 6.3 OXÍGENO DISUELTO

Los valores promedio de concentración de oxígeno disuelto (mg/L), medidos para cada sección del estanque, durante el periodo de muestreo son reportados en la tabla 6, mientras que el total de los datos se encuentra en el anexo 3.

**Tabla 6. Valores promedio de oxígeno disuelto (mg/L) para cada sección del estanque.**

Sección	Día de Operación						
	1	15	22	29	36	43	50
A	7,4	6,7	5,7	7,8	8,7	7,8	7,7
F	7,4	6,7	5,8	7,9	8,7	7,8	7,6
B	6,3	5,6	4,3	7,6	8,6	6,8	7,3
E	6,5	5,3	4,4	7,5	8,9	6,9	7,3
C	6,2	4,0	3,7	6,3	6,2	5,1	3,8
D	6,1	4,2	3,7	6,3	6,3	5,6	3,8

La tabla 7 es el resultado de dividir el estanque en tres secciones, debido a que al comparar los valores entre las secciones perpendiculares al flujo (figura 4), estas presentan concentraciones de oxígeno similares.

**Tabla 7. Valores promedio de oxígeno disuelto (mg/L), en las secciones similares del estanque.**

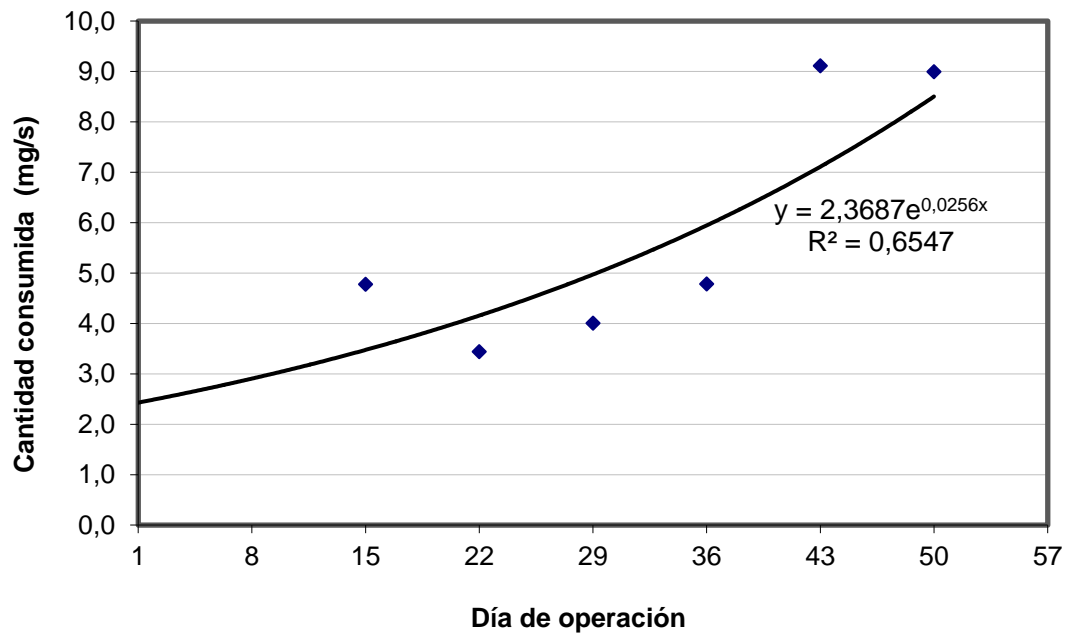
Sección	Día de Operación						
	1	15	22	29	36	43	50
A-F	7,4	6,7	5,8	7,9	8,7	7,8	7,6
B-E	6,4	5,5	4,4	7,5	8,8	6,9	7,3
C-D	6,2	4,1	3,7	6,3	6,3	5,3	3,8

A pesar de que los resultados obtenidos en términos de concentración (mg/L) muestran un comportamiento del efecto generado por la acumulación de lodo sobre el oxígeno disuelto dentro del estanque, las fluctuaciones presentadas por el caudal podrían indicar que dicho comportamiento sea consecuencia de una mayor o menor entrada de agua al estanque. Luego, para una mejor comprensión del fenómeno se analizará el comportamiento del consumo de oxígeno disuelto dentro del estanque en términos de carga, adoptando los caudales de entrada para la determinación de la carga.

### 6.3.1 Efecto de la acumulación de lodo sobre el comportamiento del consumo de oxígeno disuelto en el estanque

Con la información de las concentraciones a la entrada y salida del estanque y con base en el caudal medido, se determinaron las cantidades de oxígeno consumido en el estanque. La figura 7 presenta las cantidades de oxígeno consumido durante los días de muestreo.

**Figura 7. Comportamiento del consumo de oxígeno dentro del estanque.**



A partir de los resultados obtenidos, en la figura 7 se observa una tendencia de tipo exponencial, hacia un mayor consumo de oxígeno dentro del estanque estudiado, reflejando un incremento considerable del mismo a partir del día 36.

El comportamiento obtenido durante el tiempo de estudio fue el esperado, teniendo en cuenta que al presentarse una acumulación de lodo en el fondo del estanque, se empezaría a generar una descomposición gradual del mismo por parte de microorganismos, tanto aeróbicos como anaeróbicos, lo cual generaría alteraciones en los niveles de oxígeno disuelto presentes en el agua (Summerfelt, s. f; Sonnenholzner and Boyd, 2000; Buschmann, 2001; Franco, 2007; Torres, 2005; Muendo, 2006). Este hecho, como puede observarse en la figura 7, intensificó el consumo de oxígeno después de dos semanas de entrar en funcionamiento el estanque. Estos resultados son equivalentes a los obtenidos por

Montaño y Sandoval (2008) quienes muestran un incremento exponencial en el consumo de oxígeno disuelto en estanques construidos en concreto.

Ahora bien, para adjudicar el consumo de oxígeno encontrado al proceso de descomposición de la materia orgánica presente en el fondo del estanque, se debe considerar el aporte de la actividad respiratoria de los peces a dicho consumo. Para el presente estudio, se puede suponer una tasa estable de consumo de oxígeno por parte de los peces a través del tiempo. Esto es posible considerando lo descrito por Summerfelt (s. f) cuando señala la relación inversa que existe entre el consumo de oxígeno y el tamaño del pez. Es decir, a medida que los peces crecen, se reduce su requerimiento de oxígeno. Sin embargo, en dicha referencia, al igual que en Lepičová, Lepič y Polícar (2002), se establece que el crecimiento del pez implica un incremento en la densidad (peso del pez / volumen de agua) del cultivo, por lo cual se tendrá menos espacio para aprovechar el oxígeno disponible en el estanque y se requerirán medidas para satisfacer la gran demanda de oxígeno. Luego, es factible asumir una tasa constante de consumo de oxígeno puesto que si por un lado un factor, como el tamaño del pez, determina una disminución en el mismo, por otra parte un nuevo factor (densidad) produce un incremento en dicho consumo. Así, la aparición de dichos factores compensa la variación en los niveles de oxígeno utilizados por los peces. Luego, en consideración a lo anterior, el consumo de oxígeno reportado en el presente estudio es atribuido a una importante actividad de descomposición de materia orgánica por metabolismo bacterial, principalmente aeróbico.

Se puede deducir que durante las primeras dos semanas de operación, el fondo del estanque se encuentra acumulado el lodo proveniente de los restos de comida tanto digerida (en forma de heces) como no digerida por los peces, así como de restos orgánicos e inorgánicos que puedan ser agregados al estanque por parte del acuicultor o por fuente natural proveniente del río. Por tanto, durante este periodo de tiempo, la actividad de descomposición del lodo, por parte de microorganismos, apenas empieza a convertirse en una competencia por el oxígeno contra los peces.

Ahora bien, puesto que el estudio fue realizado sobre un estanque con fondo sin recubrimiento de concreto (fondo en tierra) y una de las características del lavado de este tipo de estanques consiste en aplicar sustancias químicas (azul de metileno) para la desinfección del mismo (ver Metodología), se puede afirmar que solo se requirieron dos semanas para que se reactivara la actividad microbiana dentro del estanque, lo cual indica, de acuerdo con lo descrito por Torres (2005), que durante este tiempo se adicionaron, bien sea de forma natural y/o por acción del hombre, grandes cantidades de materia orgánica que causaron el incremento de la biomasa y de la mencionada actividad bacteriana. Esto viene a ser sugerido

en la misma referencia como consecuencia de un incremento en las raciones de alimento suministradas a los peces en proporción al aumento de la biomasa de los mismos.

Por tanto, lo que se presentó a partir del día 36, sugiere un cambio de condiciones de descomposición del lodo orgánico acumulado en el fondo. Es decir, dado el aumento del material orgánico susceptible a descomposición biológica y su consecuente aumento de biomasa bacteriana, se intensificó el requerimiento de oxígeno para llevar a cabo un completo metabolismo y aprovechamiento de dicho material para la generación de nuevas células, generando condiciones que afectan el desarrollo del pez (oxígeno disuelto  $<5,5$  mg/L), en la última sección (C-D, ver tabla 7), lo que sugeriría que a partir de este día los peces estarían presentando dificultades para respirar y condiciones de asfixia (día 50), (Blanco, 1995), por lo que sería recomendable extraer el lodo acumulado en esta sección a partir del día 36.

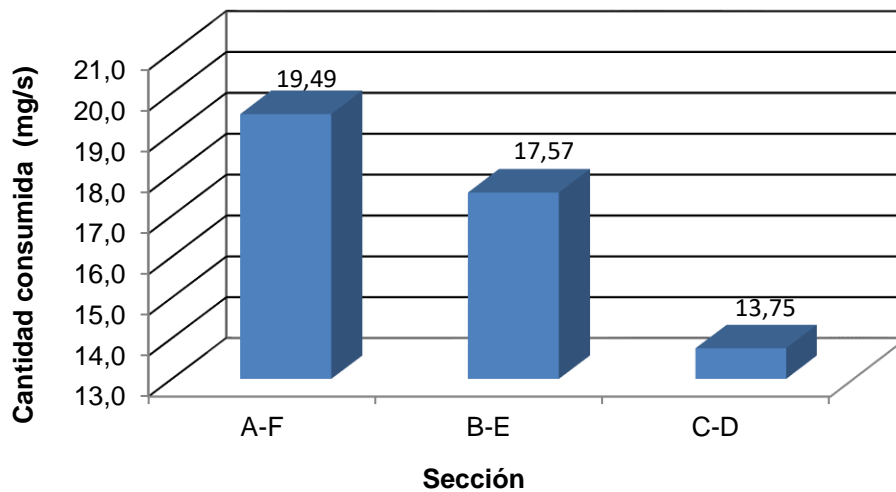
Gracias a las características de la fuente natural de montaña por poseer una alta disponibilidad de oxígeno disuelto, como la abastecedora de la estación piscícola, en cualquier momento se podría haber llegado a un consumo total de oxígeno o por el contrario no habría la disponibilidad de suficiente cantidad para satisfacer la demanda por parte de los microorganismos aerobios afectando seriamente a los peces y creando presión sobre ellos. También, sin el suficiente nivel de oxígeno las condiciones que se establecerían serían anóxicas y por consiguiente la descomposición de la materia orgánica pasaría a ser realizada por bacterias anaeróbicas. Así, como se mencionó antes, el alto contenido de oxígeno disuelto en el estanque proveniente del río favoreció la permanencia de condiciones aerobias en el medio para continuar con la descomposición de la materia orgánica por esta vía y no alterar considerablemente la dinámica de crecimiento de los peces.

De igual manera, de acuerdo con lo anterior, de registrarse un aumento en la cantidad de alimento adicionado se estará agregando materia orgánica fresca al fondo del estanque, la cual es fácil de degradar bajo condiciones tanto aeróbicas como anaeróbicas (Torres, 2005), lo cual promueve una alta dinámica bacteriana que posibilita una gran demanda de oxígeno.

### **6.3.2 Variación del oxígeno disuelto en las secciones del estanque**

La figura 8 muestra la carga promedio que presento el oxígeno disuelto en las secciones analizadas A-F, B-E, C-D, a través de los muestreos realizados

**Figura 8. Carga promedio de oxígeno (mg/s).**



Considerando la disponibilidad de oxígeno en las secciones del estanque, se puede observar en la figura 8 como el consumo oxígeno disminuye significativamente ( $p < 0.05$ , ver en anexo 7 la tabla 2) en dirección del flujo. Esta disminución se presenta a medida que el flujo se aleja del afluente, y los peces hacen uso de este.

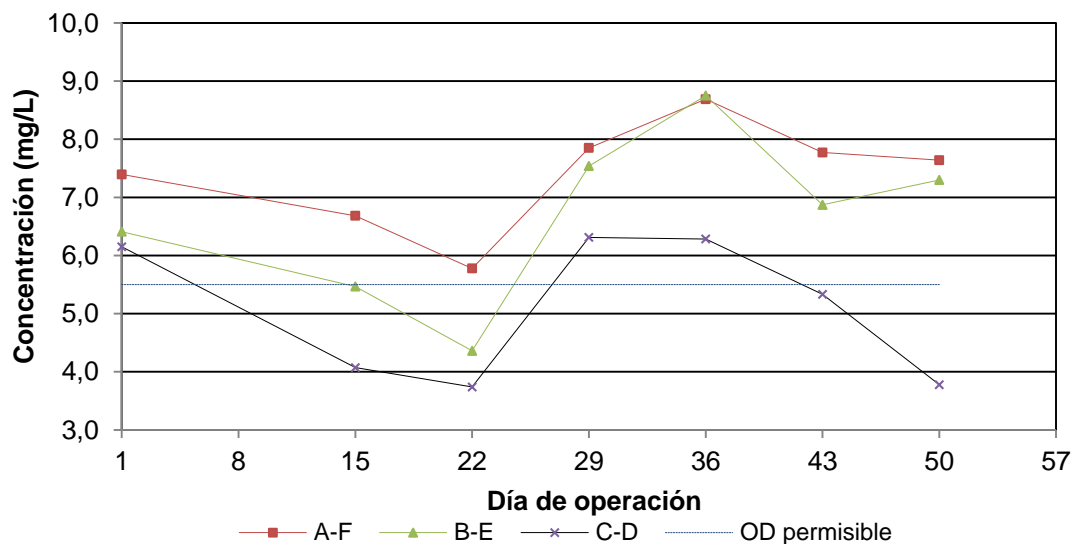
Debido a las características hidráulicas del estanque, el cual presenta mayor influencia sobre la sedimentación de las partículas a medida que la columna de agua se aleja del afluente (Montaño y Sandoval, 2008), se presenta mayor tendencia de acumulación de lodo en la sección C-D. Este hecho puede considerarse como un factor que influye directamente en la concentración de oxígeno, de acuerdo a lo discutido en las secciones anteriores en donde se menciona que a mayor acumulación de lodo, se presenta una mayor demanda de oxígeno.

Además, este hecho corrobora lo mencionado en párrafos anteriores respecto a la presencia de suficiente cantidad de oxígeno para garantizar condiciones aeróbicas en el estanque y así promover la descomposición de la materia orgánica por esta vía, puesto que si se revisan los datos obtenidos en las jornadas de muestreo (ver tabla 7) siempre se encontrarán altos niveles de oxígeno a la entrada del estanque que son suficientes para satisfacer las necesidades del cultivo de la Trucha y de los procesos de descomposición del lodo.

Cuando son analizadas las concentraciones de oxígeno (mg/L) en cada sección del estanque, en la figura 9 se observa que las secciones B-E y C-D presentan concentraciones de oxígeno disuelto inferiores a 5.5 mg/L, siendo éste el valor mínimo recomendado para un buen desarrollo de las truchas y así evitar condiciones de asfixia para los salmónidos y trastornos en el crecimiento (Blanco, 1995). Estos valores mínimos de oxígeno se registraron en los días que se presentó una resuspensión de lodos (días 22 y 50) de acuerdo con lo descrito en el apartado de sólidos suspendidos (ver figura 5).

Sin embargo, dichas condiciones pueden verse mitigadas por la forma del estanque, la cual garantiza un nivel de oxígeno superior al mínimo en la sección A-F, por lo tanto, los peces pueden trasladarse hacia aquella zona que satisfacen sus necesidades de oxígeno sin que necesariamente deban permanecer estáticos en ellas. Esto último es anotado dada la naturaleza de los peces por mantenerse en movimiento constante cubriendo la mayoría de espacio posible y en especial si están en un hábitat artificial.

**Figura 9. Variación de la concentración (mg/L) de oxígeno disuelto en las secciones del estanque.**

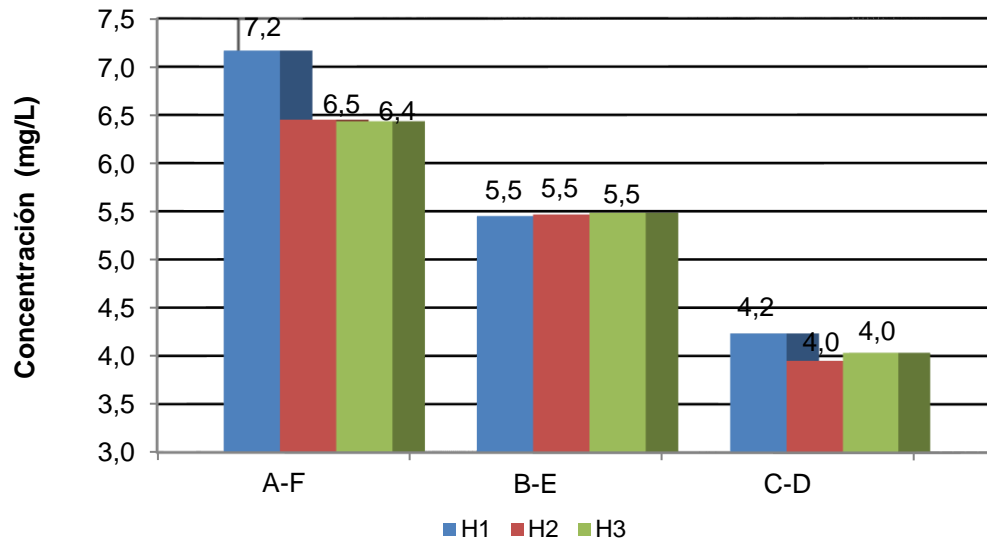


### 6.3.3 Comportamiento del oxígeno disuelto a diferentes profundidades de la columna de agua

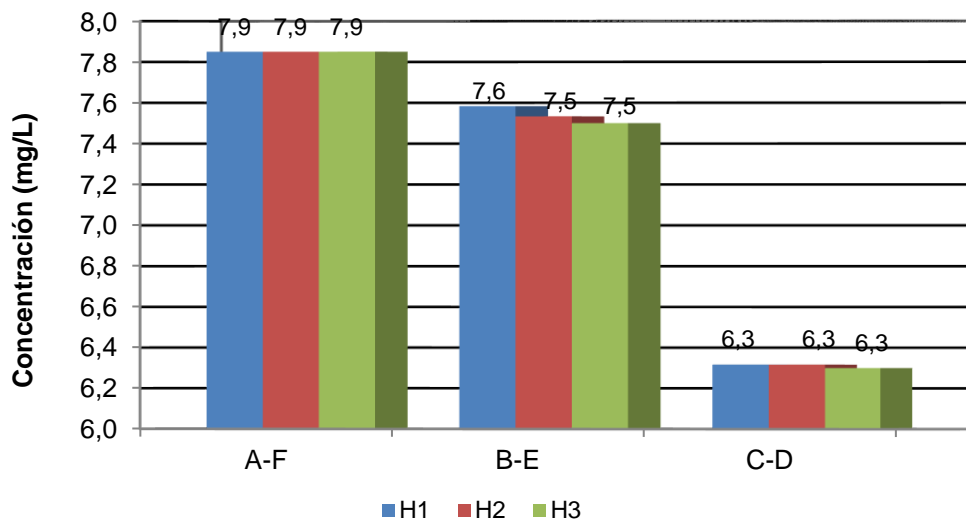
Las figuras 10, 11 y 12 muestran la variación del oxígeno disuelto (mg/L) en la columna de agua a diferentes profundidades de la misma y por secciones del

estanque. Los valores para la elaboración de las figuras se encuentran reportados en el anexo 7.

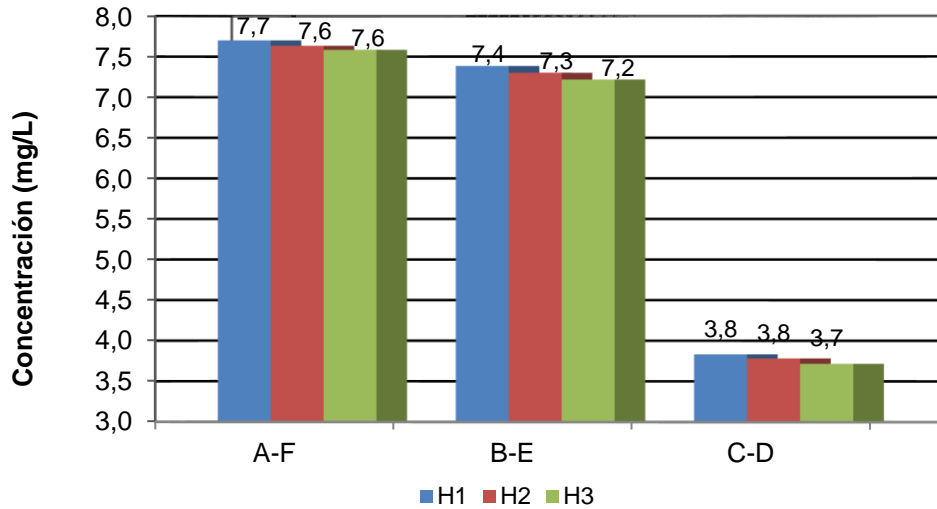
**Figura 10. Variación de oxígeno disuelto en la columna de agua (mg/L) en el día 15.**



**Figura 11. Variación de oxígeno disuelto en la columna de agua (mg/L) en el día 29.**



**Figura 12. Variación de oxígeno disuelto en la columna de agua (mg/L) en el día 50.**



El comportamiento del oxígeno mostrado a diferentes profundidades revela que la altura H3 (10cm del fondo) presenta una concentración de oxígeno disuelto baja respecto a las otras alturas; esto como resultado de encontrarse cerca al lodo, que demanda oxígeno para realizarse el proceso de degradación. Por otra parte, la altura H1 (10cm de la superficie) expone los niveles de oxígeno altos en cada sección como efecto del mayor contacto de la lámina de agua con la atmósfera que favorece el intercambio gaseoso. La altura H2 presenta niveles de oxígeno intermedios a los conseguidos en las anteriores alturas, como consecuencia de la preferencia de esta altura por los peces. Sin embargo, estadísticamente la diferencia entre la concentración de oxígeno disuelto a diferentes alturas no es significativa ( $p > 0.05$ , ver en anexo 7 tabla 3), lo cual indica que la prueba de oxígeno disuelto a diferentes alturas no revela un efecto del lodo sobre la concentración de dicho elemento en la columna de agua.

#### **6.3.4 Efecto del pH y la temperatura en la concentración de oxígeno**

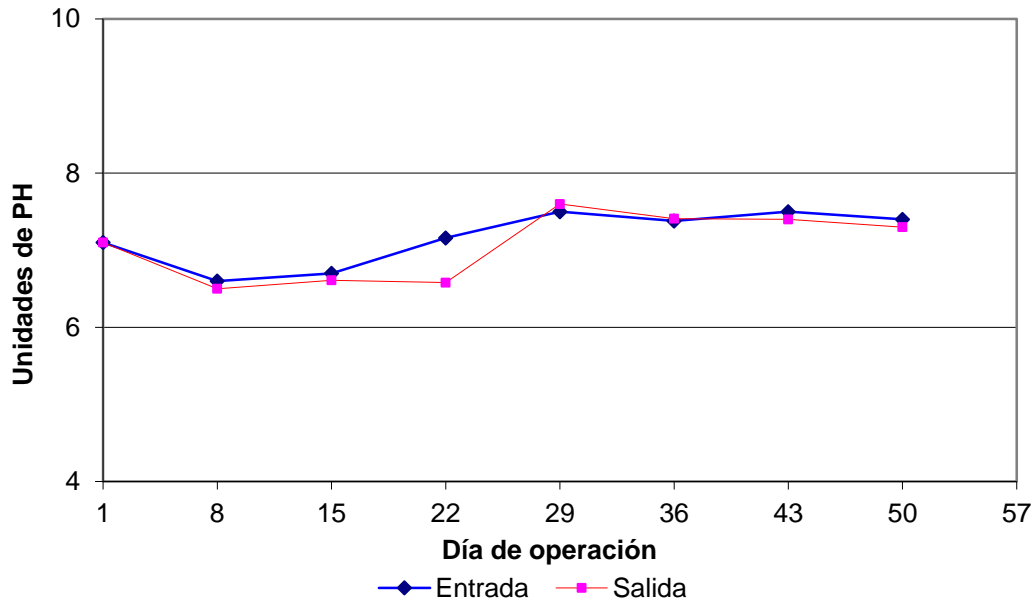
En este apartado se tienen en cuenta otros parámetros que pueden afectar el consumo de oxígeno en el estanque, siendo analizada especialmente la variación de temperatura y pH.

Como puede observarse en la figura 13, a nivel general el comportamiento obtenido en el pH durante el periodo de estudio se mantuvo constante dentro de un rango de valores promedios entre 6.5 y 7.87. Pero, en sentido más específico,



se registraron valores mínimos en un mismo día tanto a la entrada como a la salida, siendo estos 6.6 y 6.5 respectivamente. Además, la prueba estadística consignada en el anexo 7 muestra que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre los valores de entrada y salida del pH.

**Figura 13. Comportamiento del pH en el estanque durante el periodo de estudio.**

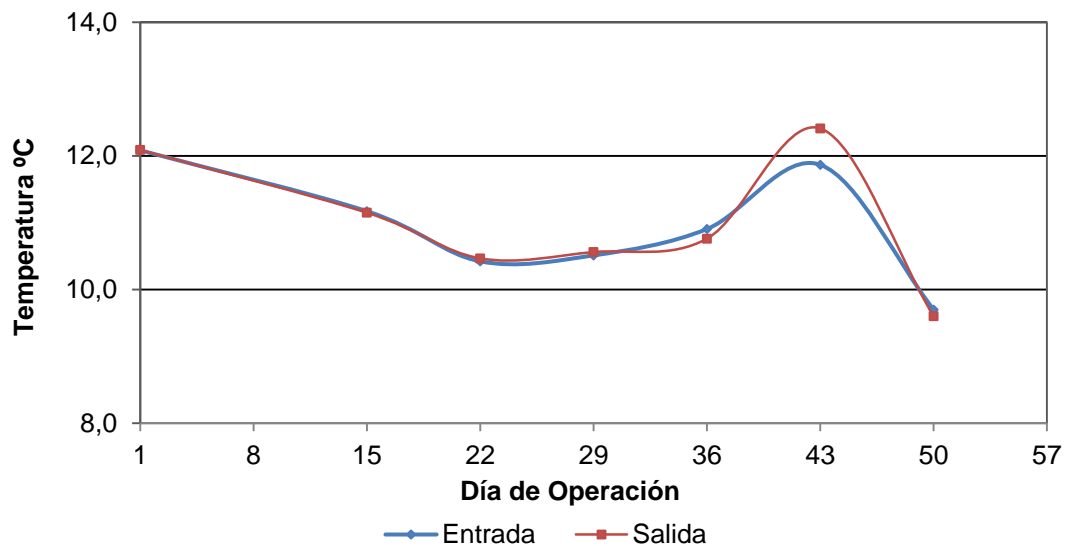


Por lo anterior, podría decirse que no existe mucha variación en los datos, lo cual no tiene mayor influencia, para este caso, sobre el oxígeno disuelto. Además, dichos datos se encuentran dentro de los rangos recomendados para el cultivo de Trucha, tanto a nivel nacional como en otros países [6.5 – 8.5, Viceministerio de Pesquería (2004); 7.0 – 8.5, Merino e INCODER (2005)], lo cual, con base a las referencias mencionadas, no altera el metabolismo y crecimiento del pez. Luego, los peces no sufren stress que alteran su actividad de consumo de oxígeno.

Ahora, considerando un parámetro fundamental que representa la presencia o ausencia de oxígeno disuelto, la temperatura registrada durante la jornada de muestreos posee un comportamiento similar al encontrado en el pH, puesto que esta permanece dentro de rangos de valores casi cercanos, los cuales no favorecen un cambio significativo ( $p > 0.05$ , ver anexo 7 en la tabla 4) en la concentración de oxígeno acorde a lo expuesto en el marco teórico del presente trabajo.

En la figura 14 se puede apreciar el comportamiento de la temperatura durante todas las jornadas de muestreo; siendo el valor máximo alcanzado durante el estudio de 12.08 y 12.41°C, así como un valor mínimo en el día 50 de 9.7 y 9.6 °C para la entrada y salida del estanque respectivamente. Estos valores representan para los peces condiciones favorables para su desarrollo al encontrarse dentro del rango óptimo de desarrollo que abarca de 9 a 18°C (INCODER, 2005)

**Figura 14. Comportamiento de la temperatura del agua dentro del estanque.**

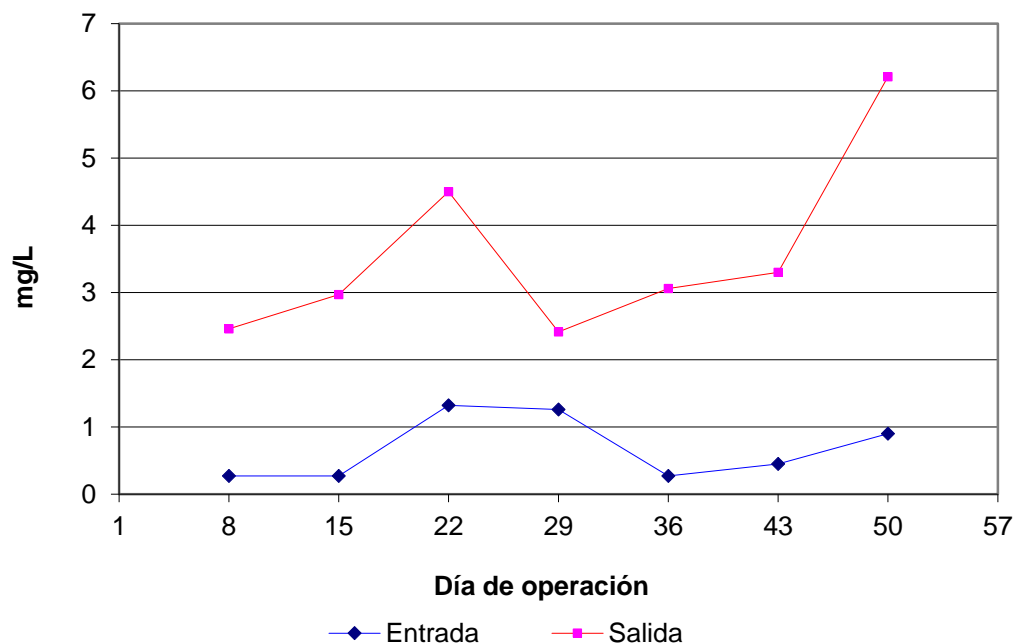


## 6.4 MATERIA ORGÁNICA

### 6.4.1 Demanda bioquímica de oxígeno

La figura 15 muestra el comportamiento registrado por la Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO) durante el periodo de muestreo.

**Figura 15. Variación de la DBO<sub>5</sub> a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).**



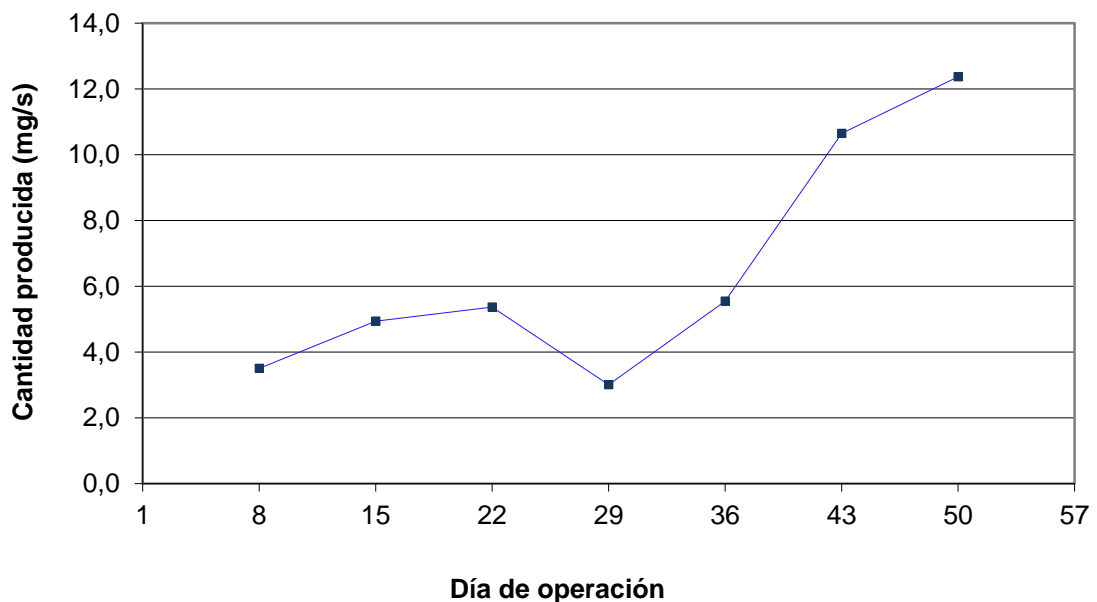
De acuerdo con la figura 15, se obtuvieron algunos “picos y valles” en los datos de DBO<sub>5</sub>, que como tales no muestran un incremento exponencial o por lo menos lineal, de tal manera que se pudiera argumentar que con el paso del tiempo, la continua acumulación de lodo en el fondo del estanque tuviese una influencia directa sobre dicho aumento. Sin embargo, es necesario recordar que al haberse presentado una variación de los caudales de entrada y salida del estanque, dicho comportamiento observado no sea el más adecuado para llevar a cabo una discusión sobre el incremento o decrecimiento de la DBO a través del tiempo.

Si se tiene en cuenta el comportamiento presentado por este parámetro en el efluente del estanque (por ser el punto de interés en términos de contaminación), se puede observar que los valores mínimo y máximo coinciden efectivamente con el día de inicio y final del estudio.

Por tanto, si se centra el análisis en el efluente del estanque se estaría teniendo en cuenta un valor promedio total de vertimiento de 3,47 mg O<sub>2</sub>/L, limitado por un valor máximo de 6,21 mg O<sub>2</sub>/L y uno mínimo de 2,41 mg O<sub>2</sub>/L en el día 29 lográndose observar que a partir de este día se presenta un incremento de la DBO<sub>5</sub>. No obstante, la variación de caudal en cada periodo de muestreo no garantiza que dicha tendencia creciente dependiera de un incremento en la acumulación de lodo en el estanque, lo cual sería demostrado de haber permanecido constante los caudales durante todo el periodo de muestreo.

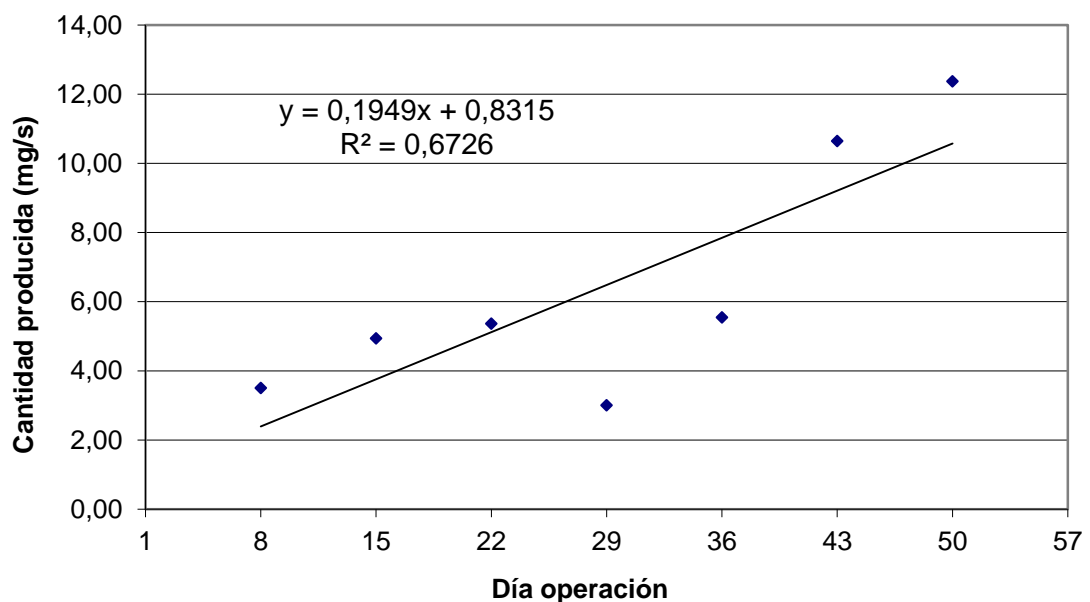
Pero, si se transforman los resultados de la producción de DBO<sub>5</sub> (DBO<sub>Salida</sub> – DBO<sub>Entrada</sub>) a términos de carga (figura 16) se evidencia en este caso una tendencia a crecer en el tiempo, particularmente a partir del día 29.

**Figura 16. Comportamiento en la producción de la DBO<sub>5</sub> durante el estudio.**



La tendencia de la producción de DBO<sub>5</sub> a través del tiempo se observa a través de la figura 17, en la cual se realizó una tendencia lineal de crecimiento, con un coeficiente de correlación bajo  $r = 0,82$  (se tuvo en cuenta la tendencia lineal al ser esta la que presentó el mayor coeficiente de correlación), lo cual lleva a considerar que la producción de DBO<sub>5</sub> depende de un 67,2% del tiempo de operación del estanque y el restante 32,8% a factores como nivel de oxígeno disuelto y cantidad de organismos vivos que demanden oxígeno, entre otros.

**Figura 17. Ajuste de datos del comportamiento de la producción de DBO<sub>5</sub> durante el estudio.**



La figura 17 sirve como un complemento a lo discutido frente al comportamiento del oxígeno disuelto dentro del estanque, pues los resultados presentados en la figura 7, exponen que hacia el final del periodo de muestreo los niveles de oxígeno se alteran. Esto último como consecuencia de un incremento en la demanda de oxígeno por parte de microorganismos para llevar a cabo procesos de descomposición de la materia orgánica tal y como se analizó previamente. Además, se obtuvo una correlación negativa entre ambos parámetros (correlación de Pearson =  $-0,857$ , significancia  $< 0,01$ , ver en el anexo 7 la tabla 5 y figura 1), lo cual indica que a medida que el oxígeno disuelto en la columna de agua disminuye, se presenta un incremento en la demanda del mismo debido, posiblemente, a una alta dinámica bacteriana generada por la presencia de materia orgánica en el fondo del estanque tal y como se discutió en el apartado de oxígeno disuelto.

Los resultados muestran que en promedio se obtuvo una producción de  $DBO_5$  de 6,48 mg/s dentro de un rango de 3,01 y 12,37mg/s correspondientes a los valores mínimo y máximo logrados durante todo el periodo de estudio, específicamente durante los días 29 y 50 (ver figura 16 y anexo 7). Esto demuestra que en términos de carga contaminante es más claro el comportamiento supuesto para la  $DBO_5$ , pues se esperaba que hacia el final del periodo de estudio el valor máximo de éste parámetro correspondiera al de los últimos días de muestreo.

Ahora, si se tiene en cuenta los resultados analizados para  $DBO_5$ , tanto en términos de concentración como de carga, éstos muestran que la formación de lodo provoca contaminación orgánica sobre la fuente receptora. Lo cual demuestra la hipótesis sostenida durante el estudio, en general, cuando se argumenta esperar incrementos de las concentraciones o carga de los contaminantes a través del tiempo como consecuencia de una mayor presencia de lodos.

Lo anterior, no necesariamente muestra que el estanque no funciona como un buen sistema de sedimentación que impide la generación de problemas por grandes descargas de materia orgánica hacia el ambiente, sino que por el contrario se llega a la conclusión de que es preferible realizar la limpieza del estanque después de 36 días de operación para evitar la liberación de lodo en el efluente a causa de una excesiva acumulación del mismo en el fondo.

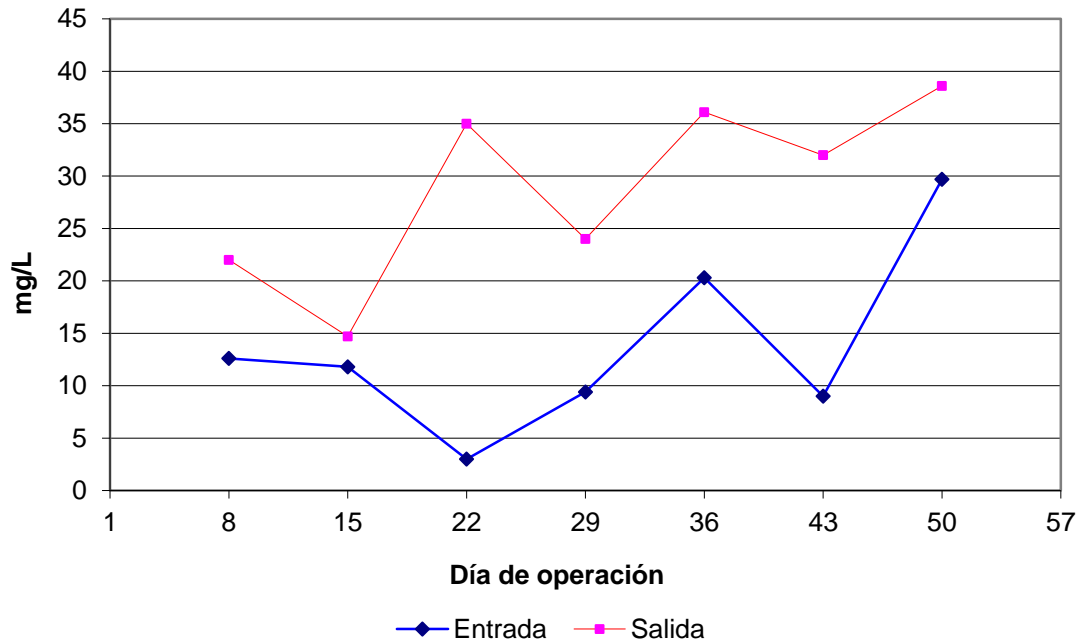
Así, conforme a los resultados obtenidos y analizados, puede notarse un bajo aporte de contaminación orgánica hacia el medio natural, puesto que si se considera el máximo valor alcanzado durante 50 días de operación del estanque (6,21 mg/L), éste indica que el efluente del estanque estudiado, a pesar de superar el límite máximo de contaminación para ser utilizado en el consumo humano, para una fuente natural receptora de dicho efluente (como la descrita en anteriores apartados), no representa mayor influencia en su equilibrio natural y por tanto su potencial daño puede ser amortiguado.

#### **6.4.2 Demanda química de oxígeno**

La DQO presenta valores máximos y mínimos que impiden visualizar un aumento de producción de la misma, conforme a lo esperado, por efecto de la generación y acumulación de lodo en el estanque (figura 19). Tales máximos y mínimos se atribuyen a ciertos fenómenos de tipo meteorológico que pudieron influenciar en los datos, como es el caso, por ejemplo, de los días 8, 15 y 50 que registraron fuertes lluvias la noche anterior, lo cual originó crecientes del cauce de la fuente abastecedora de agua de la piscifactoría, que sumados a deslizamientos de tierra,

provocaron un aumento en la turbiedad por un gran arrastre de sólidos y por tanto, los valores de la DQO de entrada al estanque estuvieron más cercanos a los de salida que en el resto de días de muestreo (figura 18).

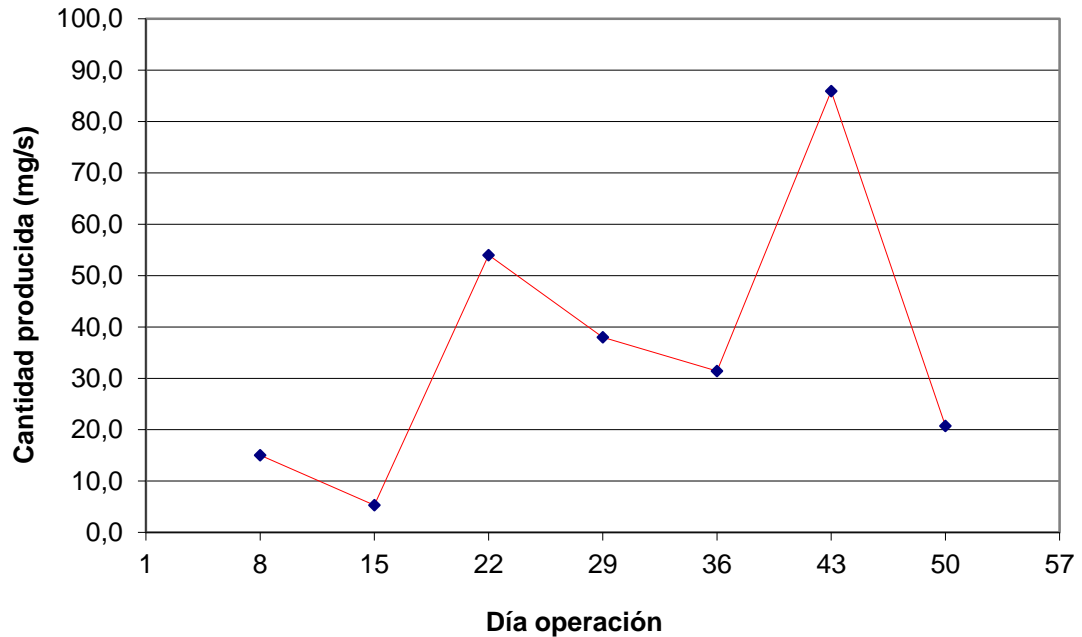
**Figura 18. Variación de la DQO a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).**



No obstante, si se considera nuevamente que a pesar de ser el comportamiento obtenido el esperado, el incremento que se observa en términos de concentración no es representativo como consecuencia de la variación de caudales. Además, la figura 18 expone que las concentraciones de DQO a la entrada del estanque, en términos generales, no se observa tendencia alguna, tanto a la entrada como a la salida; sin embargo, estadísticamente existe una diferencia significativa entre los resultados ( $p < 0.05$ , ver en anexo 7 la tabla 4).

Por otro lado, si en el presente estudio se requiere ver cómo se comporta la DQO a medida que se genera lodo en el fondo del estanque, la producción de DQO ( $DQO_{Salida} - DQO_{Entrada}$ ) en términos de carga (masa/tiempo) puede contribuir a dicho objetivo. A partir de los resultados consignados en la figura 18, la figura 19 muestra variaciones durante todo el periodo de estudio, registrándose de igual manera valores máximos y mínimos, pero sin una clara tendencia (ascendente o descendente).

**Figura 19. Comportamiento en la producción de DQO durante el estudio.**



Después de observar la figura 19, podría esperarse una explicación a lo sucedido durante los días 15 y 50 respecto a la producción de DQO. Así, para el caso del día 50 se puede inferir que el tiempo atmosférico del lugar pudo haber afectado los resultados como se menciona anteriormente, puesto que se tiene registro de la ocurrencia de una precipitación durante las horas de la madrugada, lo cual trajo consigo un aumento de caudal del río alimentador del estanque y el arrastre de mayor cantidad de sólidos, representado por una turbiedad muy alta (medida realizada cualitativamente comparando el estado del agua de anteriores días de muestreo), lo que virtualmente ocasionó un aumento en la DQO a la entrada del estanque, la cual por un pequeño margen fue menor al valor de salida. Por tanto, este suceso repercutió al momento de realizar los cálculos que muestran una mínima producción de DQO por parte del estanque en ese día y, en consecuencia, se muestra muy por debajo de lo sucedido en el día 43.

Al observar la figura 19, los datos correspondientes al día 15, lo anteriormente descrito también podría aplicarse para este día de operación del estanque, puesto que se presentaron similares condiciones atmosféricas que las del día 50 (en términos de magnitud).

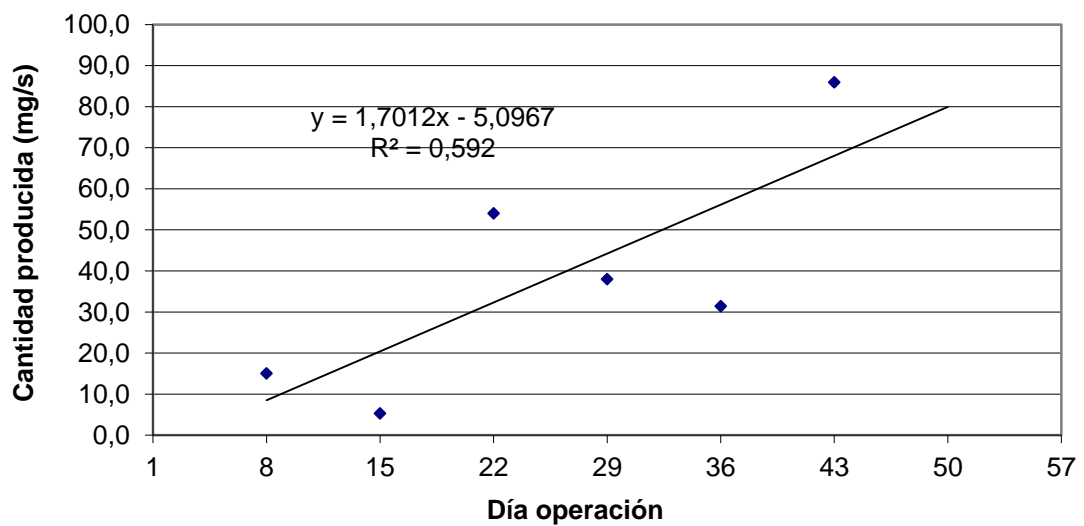


En definitiva, si el cálculo de producción de cualquier parámetro de calidad del agua dentro del estanque requiere realizar la diferencia entre los valores obtenidos a la salida y entrada del mismo, entonces si se obtienen valores de entrada casi similares a los de salida la producción reportada será pequeña, el cual es el caso de los días 8, 15 y 50 (ver figura 19).

Para sustentar que las crecientes del río alteran los valores de entrada de DQO, es de recordar que la presencia de sustancias orgánicas difíciles de oxidar biológicamente, pueden ser oxidadas químicamente, así como la oxidación de sustancias inorgánicas logran aumentar el contenido orgánico de la muestra (Tchobanougls y Crites, 2000). Por consiguiente, si se tiene en cuenta que la fuente abastecedora de la piscícola es de alta montaña, es posible que en ella se encuentren sustancias como por ejemplo materia orgánica disuelta (como ácidos fúlvicos) y sustancias inorgánicas producto de la disolución del suelo de origen volcánico del cauce, dichas crecientes logran arrastrar estas sustancias en mayor cantidad, las cuales son captadas a la entrada del estanque provocando el comportamiento de los resultados anteriormente vistos.

Ahora, descartando el dato del día 50, justificado por las anteriores afirmaciones y realizando un ajuste de valores, en la figura 20 se alcanza a percibir un incremento a través del tiempo.

**Figura 20. Ajuste de datos del comportamiento de la producción de DQO durante el estudio.**



Naturalmente, no es el mejor ajuste ( $R^2 = 0,592$ ) pero es el mejor resultado obtenido al aplicar las diferentes tipos de tendencia. De esta manera, podría decirse que la DQO posiblemente se incrementa con el paso del tiempo dentro del estanque mientras que se acumula lodo en el fondo del mismo, dependiendo en un 59,2% del tiempo de operación del estanque.

Adicionalmente, cuando se analiza la relación existente entre  $DBO_5/DQO$  en el efluente, ésta presenta valores entre 0.08 y 0.24, lo que confirma que los valores de DQO fueron más altos durante todo el periodo de estudio. Igualmente, dicha relación muestra que de acuerdo a la norma RAS (2000), el efluente se caracteriza como un agua de difícil tratamiento, desde el punto de vista biológico, lo cual debe ser tenido en cuenta dado el caso en que se necesite establecer tratamiento alguno al efluente.

## 6.5 NUTRIENTES

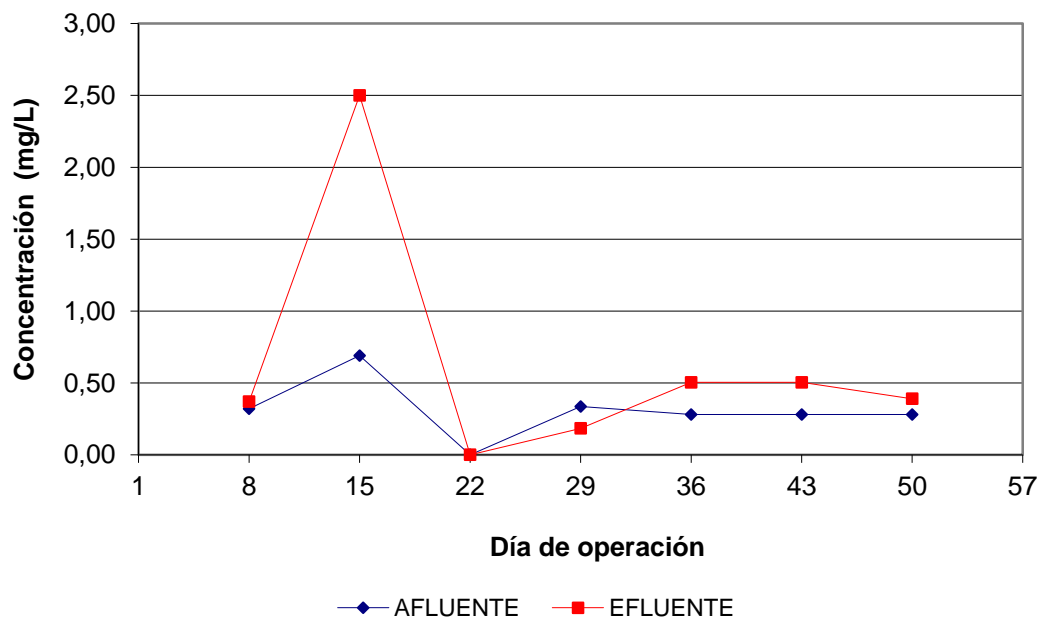
Dentro de los subproductos (residuos) de la piscicultura se encuentran las distintas formas de nitrógeno (amoniaco, nitritos, nitratos) y de fósforo, los cuales son mejor conocidos dentro de la literatura como nutrientes, de gran interés y estudio en cuanto a contaminación, especialmente frente al tema de eutrofización de cuerpos naturales de agua.

### 6.5.1 Nitrógeno presente en diversas formas

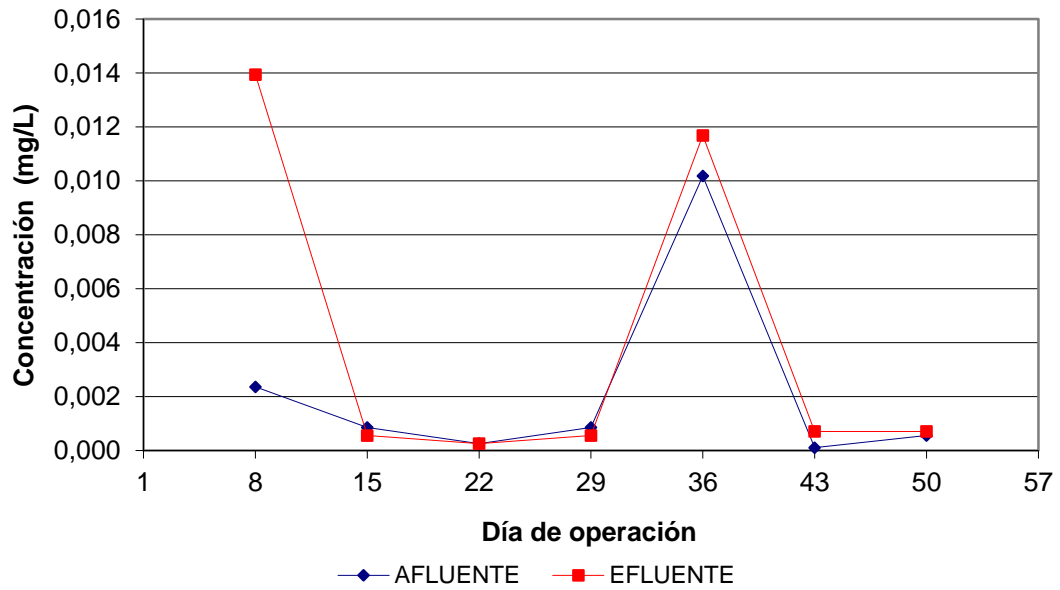
#### 6.5.1.1 Comportamiento del nitrógeno

Las figuras 21 a 24, muestran, el comportamiento de los compuestos de nitrógeno en el estanque en términos de concentración (mg/L), durante el periodo de estudio.

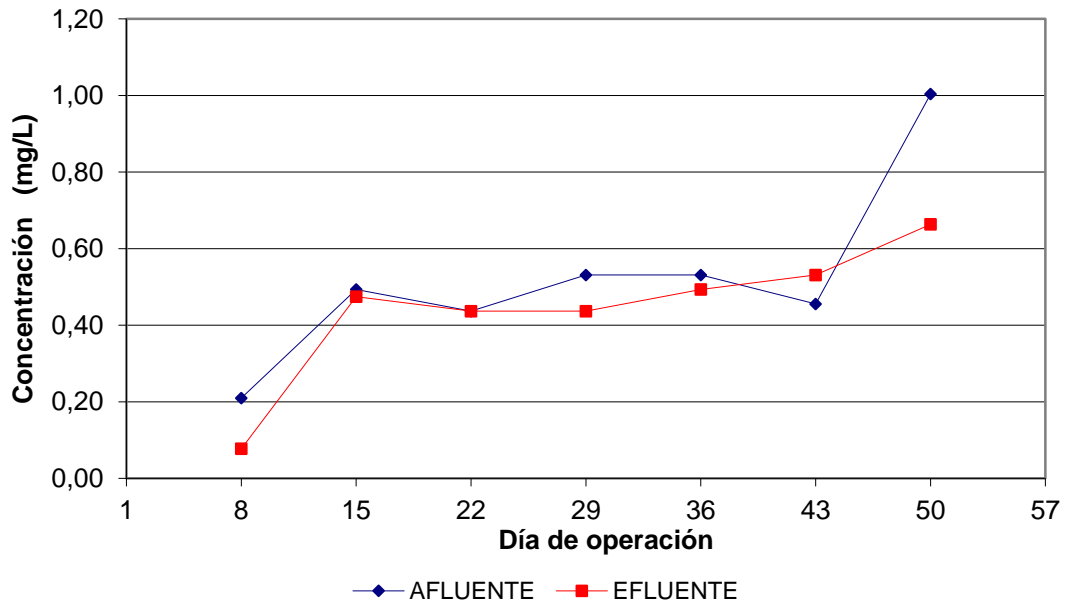
**Figura 21. Variación del nitrógeno total a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).**



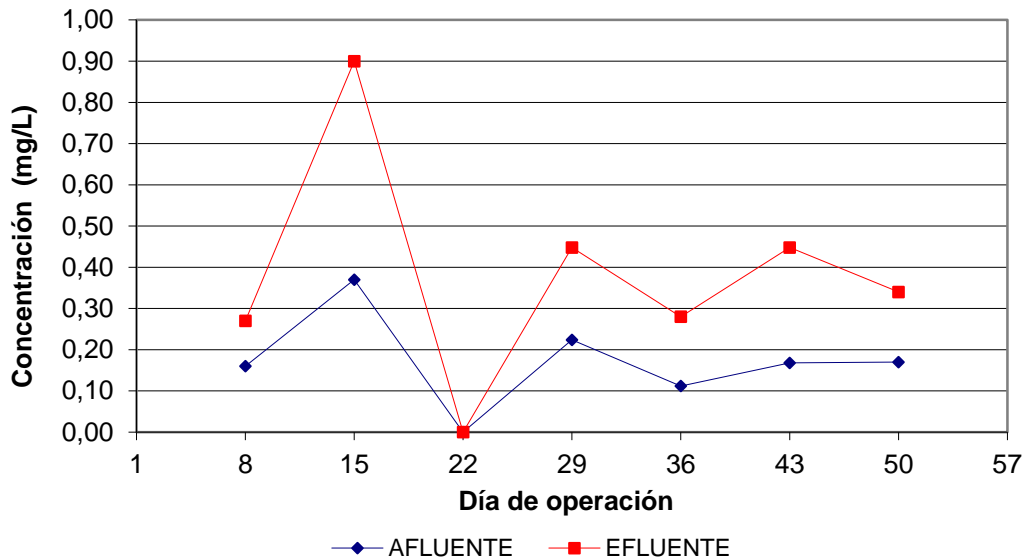
**Figura 22. Variación de los nitritos a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).**



**Figura 23. Variación del nitrato a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).**



**Figura 24. Variación del nitrógeno amoniacal a la entrada y salida del estanque en términos de concentración (mg/L).**



La figura 21 muestra un comportamiento del nitrógeno total ligeramente estable hacia el final del periodo de estudio, lo cual indica que a pesar de presentarse una acumulación de lodo en el fondo del estanque, la generación de nitrógeno total no se ven alteradas desde dicha perspectiva y, por tanto, no existiría una correlación directa ( $p > 0,05$ , ver en anexo 7 la tabla 4) entre el aumento de lodo a través del tiempo y la presencia de nitrógeno en su forma total. No obstante, éste parámetro puede ser analizado considerando las distintas formas de nitrógeno presentes en un medio acuático y a partir de ellas poder establecer una verdadera existencia o inexistencia de dicha relación.

Teóricamente, se reporta que para el caso de nitritos una concentración inferior a los 0,01 mg/L representa buenas condiciones para el desarrollo de los peces dentro del estanque (Nisbet y Verneaux, 1970; citado por Blanco, 1995). Por tanto, la figura 22 muestra concentraciones de nitritos generalmente inferiores a los 0,01 mg/L a la entrada y salida del estanque (a excepción del día 8, en el cual se reporta una concentración de 0,014 mg/L a la salida, lo cual no representa peligro, puesto que fue un dato obtenido durante el inicio del estudio mientras las condiciones dentro del estanque se normalizaban).

La comparación estadística de los datos de entrada y salida del estanque en nitrógeno total, nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal no presentaron diferencias significativas ( $p > 0,05$  ver en anexo 7 la tabla 4) entre los valores obtenidos, lo cual

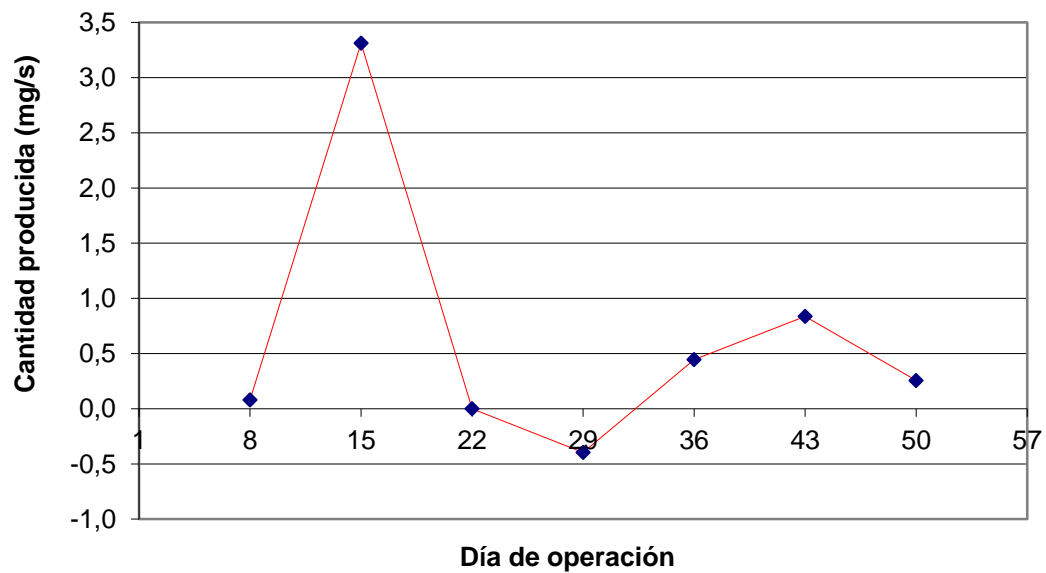
indicaría la poca influencia del lodo sobre éstos parámetros. Sin embargo, el comportamiento de nitratos, nitritos y amonio muestra una posible no consolidación del proceso de nitrificación dentro del estanque. Boyd, Wood y Thunjai (2002) afirman que el nitrato puede ser utilizado por el fitoplancton o desnitrificado por microorganismos anaeróbicos en los sedimentos del estanque, proceso por el cual se puede generar nitrógeno elemental que fácilmente se difunde hacia la atmósfera y así no se logró una identificación de nitritos al haberse convertido en una forma más reducida.

Podría decirse de manera general, que en el caso de las formas de nitrógeno presentes, parte del nitrato que procedía del río abastecedor del estanque era reducido a nitritos y/o a nitrógeno amoniacal. Este comportamiento puede ser observado por el incremento que se presenta en las concentraciones de salida en las figuras 22 a 24. Así, puede inferirse que el contenido de oxígeno disuelto dentro del estanque no fue suficiente para completar el proceso de nitrificación (Brown and Caldwell, *s.f* afirman que en aguas con buen contenido de oxígeno el amoníaco es rápidamente convertido a nitrato) y por consiguiente, dicha deficiencia de oxígeno se debe a la presencia de lodo en el fondo, lo cual relaciona la presencia del lodo y la alteración del nitrógeno, que en definitiva lleva a registrar altos niveles de nitrógeno reducido a su forma amoniacal dentro del estanque (ver figura 24) con consecuencias sobre el desarrollo de los peces.

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal tolerables para la trucha se encuentran por debajo de los 0,02 mg/L, debido a que concentraciones mayores generan una disminución en la tasa de crecimiento de la trucha (Molony, 2001; Lepičová, Lepič y Policar, 2002). Este valor recomendado es superado en el afluente y efluente del estanque durante todo el periodo de estudio (excepto el día 22), (figura 24). Inicialmente podría pensarse que si se presenta dicha concentración en el afluente del estanque entonces no sería recomendable su uso para la actividad piscícola, sin embargo su uso puede ser efectivo siempre y cuando se garantice el proceso de nitrificación dentro del estanque, lo cual puede ser concretado por una suficiente presencia de oxígeno disuelto de tal forma que se reduzca la presencia de nitrógeno en su forma tóxica y se generen nitratos menos perjudiciales para el pez. De esta manera, si la presencia de lodo favorece la presencia de nitrógeno amoniacal y disminuye los niveles de oxígeno, entonces la solución puede ser evitar una acumulación del mismo y permitir que el agua dentro del estanque esté lo suficientemente oxigenada para garantizar el proceso de nitrificación deseado.

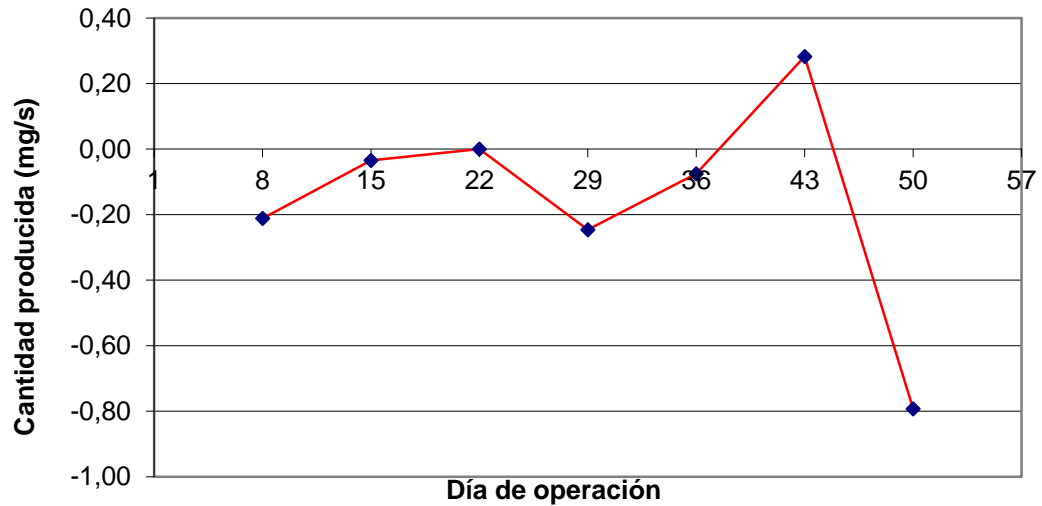
En las figuras 21 a 24 se observa el comportamiento de los compuestos de nitrógeno en el estanque, dentro de un posible proceso de desnitrificación. Ahora, para tener más certeza de la existencia de dicho proceso, se realiza un análisis de la producción de estos compuestos residuales de la actividad piscícola, siendo necesario llevarlos a términos de carga (producción = carga de salida – carga de entrada). Las figuras 25 a 28, muestran los resultados obtenidos de la transformación de resultados en unidades de carga (mg/s).

**Figura 25. Variación en la producción de nitrógeno total dentro del estanque.**

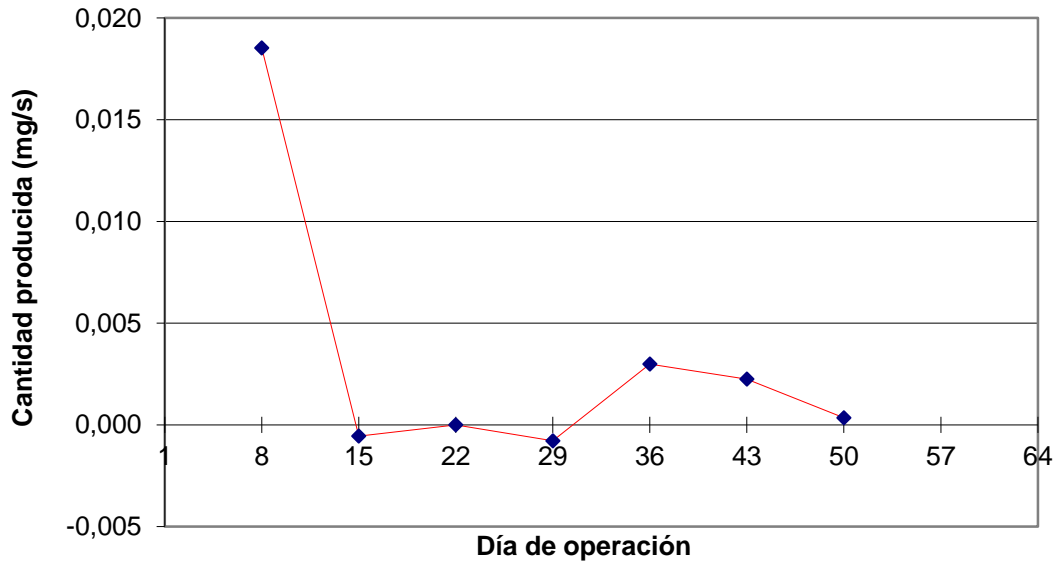


La figura 25 revela los resultados obtenidos para la carga de nitrógeno total producida durante 50 días de operación del estanque. En ella puede observarse una gran variabilidad en los datos mostrando un valor máximo alcanzado en el día 15 de 3.31 mg/s y un valor mínimo registrado como dato negativo de 0.396 mg/s, para el día 29, lo cual indica una mayor entrada que salida de dicho elemento durante este día.

**Figura 26. Variación en la producción de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) dentro del estanque.**



**Figura 27. Variación en la producción de nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) dentro del estanque.**



El rango de valores alcanzado después de 50 días de estudio, para el caso de la producción de nitratos (figura 26) sufre considerables variaciones hacia el final del periodo de muestreo, lo cual amplía aquel mantenido durante los 36 días de operación del estanque (0mg/s a -0.246mg/s). Por otro lado, para el caso de la producción de nitritos (figura 27), se observa un aumento considerable durante la primera semana para luego descender y permanecer en rangos negativos durante las siguientes tres semanas y posteriormente, hacia el final del periodo de estudio,

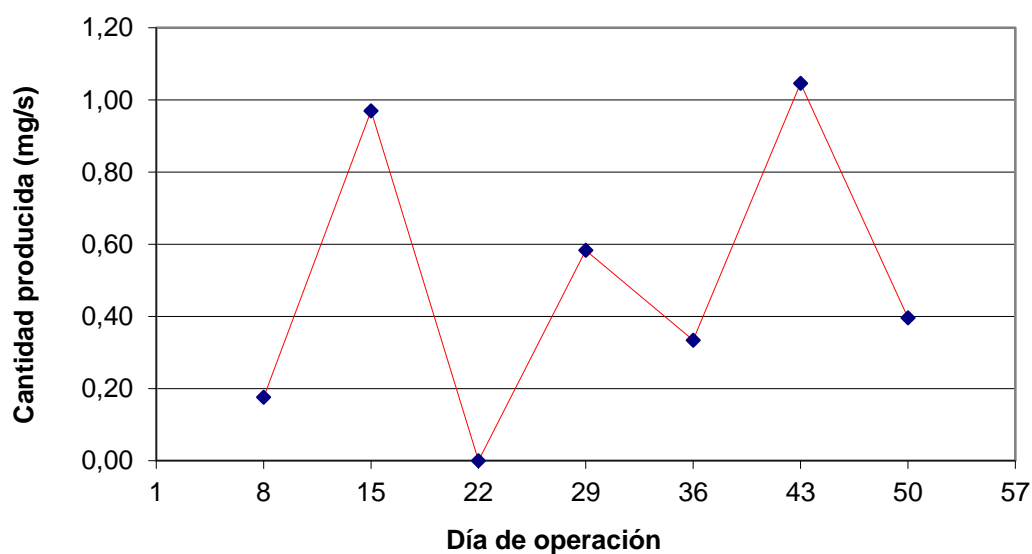


ascender y mantenerse sobre valores positivos de producción (0.003mg/s para el día 36 hasta 0.00035 mg/s en el día 50).

Lo sucedido a partir del día 36 en cuanto a producción de nitratos y nitritos, puede estar relacionada con el comportamiento del oxígeno disuelto dentro del estanque, como se mencionó anteriormente, puesto que como puede observarse en la figura de consumo de oxígeno (figura 7), a partir de este día se incrementa tal consumo, lo cual puede sugerir que a parte de haber sido utilizado el oxígeno disuelto para las actividades de descomposición de materia orgánica, también ha sido utilizado el oxígeno de los nitratos como fuente alterna de dicho elemento. De manera más precisa se pueden comparar los resultados obtenidos en las figuras 7, 27 y 28, para los días 36 a 50 (independiente de lo sucedido el día 43 para el caso de nitratos), en donde el alto consumo de oxígeno registrado en estos días se ve reflejado en la más baja producción de nitratos registrada durante el estudio (-0.793mg/s para el día 50).

La figura 28 expone una considerable producción de nitrógeno amoniacal lo cual se traduce en una mayor presencia de dicho compuesto hacia la salida del estanque. En términos más prácticos, el rango de valores alcanzado dentro del estudio se establece dentro de valores positivos comprendidos entre 0mg/s y 1,09 mg/s, con un valor promedio de 0,511mg/s mucho mayor que el logrado por nitratos y nitritos (-0,162 y 0,0032 mg/s, respectivamente, anexo 7).

**Figura 28. Variación de la producción de nitrógeno amoniacal dentro del estanque.**



En síntesis las figuras 26, 27 y 28, sirven como prueba para argumentar lo discutido en párrafos anteriores, en las cuales se menciona la posible no consolidación del proceso completo de nitrificación dentro del estanque o por el contrario un predominio del proceso inverso, es decir, de desnitrificación.

Para consolidar cualquiera de las dos afirmaciones, es preciso analizar las condiciones encontradas en el estanque que pueden haber afectado el proceso de nitrificación.

Como bien es mencionado en la teoría, la producción de amoníaco depende del metabolismo de los peces y de la tasa de degradación de las proteínas que componen la materia orgánica sedimentada en el fondo del estanque por parte de microorganismos, así como de factores como temperatura, pH, oxígeno disuelto, entre otros (Lepičová, Lepič y Policar, 2002; Torres, 2005).

En los procesos de degradación de materia orgánica que producen la liberación de amoníaco, los principales protagonistas son las bacterias nitrificantes, las cuales son bacterias aerobias. Por tanto, la presencia o ausencia de dichas bacterias puede definir en primera medida un incremento o total nulidad en las concentraciones de nitrato. Entonces, si se registra una gran cantidad de nitrógeno amoniacal, como en el presente estudio, tal hecho indica una baja existencia de bacterias nitrificantes.

En Torres (2005) se menciona la competencia entre bacterias heterótrofas y nitrificantes por amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), al igual que hace referencia de como la tasa de crecimiento de las primeras es mayor que de las segundas en ambientes con altas concentraciones de materia orgánica inestable. Específicamente, en dicha referencia se describe como una alta proporción C/N, que es típica en ambientes limitados por nitrógeno, favorece una mejor captura del amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) disponible por parte de bacterias heterotróficas. Por consiguiente, el presente estudio demuestra un alto contenido de materia orgánica en el fondo del estanque, por lo cual se establece como causa de un proceso incompleto de nitrificación.

Por otro lado, al igual que existe dependencia entre la temperatura del agua y los niveles de oxígeno disuelto, también se presenta una relación sinérgica entre las concentraciones de amonio y de oxígeno disuelto. El incremento en las concentraciones de amoníaco podría a menudo resultar en un decrecimiento en los niveles de oxígeno (Hellawell, 1986; citado por Molony, 2001) como un resultado del desdoblamiento de la materia orgánica.

Ahora, considerando otros aspectos sobre la producción de nitrógeno amoniacal vista durante el estudio, en Torres (2005) se especifica que el recambio de agua realizado en el estanque es muy fuerte lo que influye en que no se de el proceso de nitrificación, y por el contrario se esté arrojando toda una carga contaminante de nitrógeno hacia la fuente receptora de los efluentes de la piscícola. De aquí que de igual manera se afirme que una efectiva descomposición del lodo orgánico por parte de bacterias, tendría un efecto notable sobre la calidad del agua y reduciría la necesidad del denominado recambio de agua, reduciéndose por tanto la utilización de dicho recurso y la minimización del impacto sobre la misma.

De manera más específica se puede dar explicación a los resultados obtenidos en cuanto a producción de nitrógeno en forma de amonio, nitritos y nitratos, teniendo en cuenta lo descrito por Boyd, Wood y Thunjai (2002), cuando hacen referencia al concepto de capa aeróbica. Dicha capa se encuentra localizada sobre la superficie de los lodos acumulados y es la que brinda el intercambio de oxígeno, entre el agua y los sedimentos (a una profundidad de pocos milímetros), necesario para llevar a cabo procesos metabólicos de bacterias aeróbicas. Por tanto, la presencia de dicha capa previene la difusión de compuestos tóxicos derivados de la descomposición de la materia orgánica, como por ejemplo nitritos, puesto que a través de ella se generan procesos de oxidación de tales compuestos y son transformados a formas no tóxicas (de nitritos a nitratos, de acuerdo con el ejemplo). Sin embargo, es de notar que en la referencia citada se menciona que de presentarse una gran acumulación de materia orgánica en el fondo del estanque, el oxígeno de la capa aeróbica sería utilizado simplemente para realizar procesos de descomposición y no sería suficiente para realizar procesos de oxidación de metabolitos liberados de la misma, lo cual puede traer consigo efectos negativos sobre los peces cultivados.

De acuerdo con lo anterior, los resultados obtenidos respecto al consumo de oxígeno, producción de nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos, puede estar relacionada, ya que si se ha registrado una mayor concentración de nitrógeno amoniacal a la salida del estanque, seguida por la de nitritos, entonces la función de la capa aerobia se ha limitado a solo ser fuente de oxígeno para que las bacterias descompongan la materia orgánica y por ende, a medida que se incrementa la cantidad de dicha materia la demanda sobre la capa aerobia también se incrementa, lo cual se traduce en una disminución de oxígeno disuelto en el estanque.

### 6.5.1.2 Impacto ambiental del nitrógeno total

El nitrógeno es uno de los mas importantes agentes de eutroficación, sin embargo no es un factor determinante para que ocurra este proceso (Knoèsche *et al.*, 2000). En términos de contaminación los valores máximos de nitrógeno que generan eutroficación en un cuerpo de agua, se encuentran dados en términos de concentración; así por ejemplo, Yang *et al.* (2008) sugieren que para evitar dicho fenómeno el contenido de nitrógeno en el agua no debe sobrepasar los 0.3mg N/L. Por tanto, con dicho valor de concentración sugerido se puede realizar una comparación entre los valores obtenidos en el presente estudio y aquel derivado de la teoría. De esta manera, en la tabla 8 se encuentran consignados los valores de nitrógeno total, encontrados durante el periodo de estudio, con la cual se puede hacer dicha comparación.

**Tabla 8. Concentraciones de nitrógeno total (mg/L), obtenidas en el estudio.**

DIA	8	15	22	29	36	43	50
ENTRADA	0,32	0,69	0,00	0,34	0,28	0,28	0,28
SALIDA	0,37	2,50	0,00	0,18	0,50	0,50	0,39

Ahora bien, si se observa la tabla 8 es evidente que la fuente abastecedora presenta altos niveles de nitrógeno, de los cuales solo el del día 22 no representa efecto sobre el medio receptor al ser éste nulo. En cambio, los valores de los días 36, 43 y 50, están muy próximos al valor máximo sugerido, por lo cual pueden ser considerados valores críticos. Por tanto, a partir de estas consideraciones es correcto inferir que la actividad piscícola en esta área no afecta la presencia de nitrógeno en la fuente natural, puesto que en sí la fuente abastecedora ya posee niveles críticos de contaminación por este nutriente sin que por el momento puedan deducirse de manera exacta las consecuencias sobre el sistema acuático.

Pero por otro lado, se puede notar que las cantidades diarias de nitrógeno total aportadas por el estanque piscícola a la fuente receptora del efluente del mismo, superan los valores críticos en cinco de los ocho muestreos realizados, lo cual muestra la presencia de potenciales inconvenientes en la fuente natural receptora derivadas de dichas cargas contaminantes.

Según la comparación entre el valor sugerido y los datos de la tabla 8, se podría concluir que el aporte de nitrógeno del estanque es crítico; esto teniendo en cuenta que el estudio abarca tan solo el análisis en un estanque, y a pesar de que los resultados no muestran una clara tendencia en el aporte de nitrógeno, debido a

las fluctuaciones de los datos registrados (no es comparable con nitritos nitratos y nitrógeno amoniacal), es importante destacar dos situaciones que se derivan de realizar comparaciones con datos consignados en la literatura, específicamente aquellos relacionados con la contaminación producida por las actividades vitales del ser humano.

Cuando son comparadas las cargas de nitrógeno generadas en el estanque, con las cargas de nitrógeno que aporta una persona (8.4 g/hab/día) reportadas por el RAS 2000, Título E (2002), se puede llegar a estimar que dentro del estanque se está generando un aporte igual al que producirían 10 personas (esto se deduce tomando el valor promedio de la carga diaria de nitrógeno producidos durante todo el periodo de estudio dividiéndolo entre el valor reportado por el RAS 2000 (2002), es decir 8.4 g/hab/día); al contar con los 14 estanques restantes, con los cuales al asumir un aporte de nitrógeno similar al estanque estudiado, se estaría produciendo una contaminación equivalente a la generada por 150 personas en un solo día de operación.

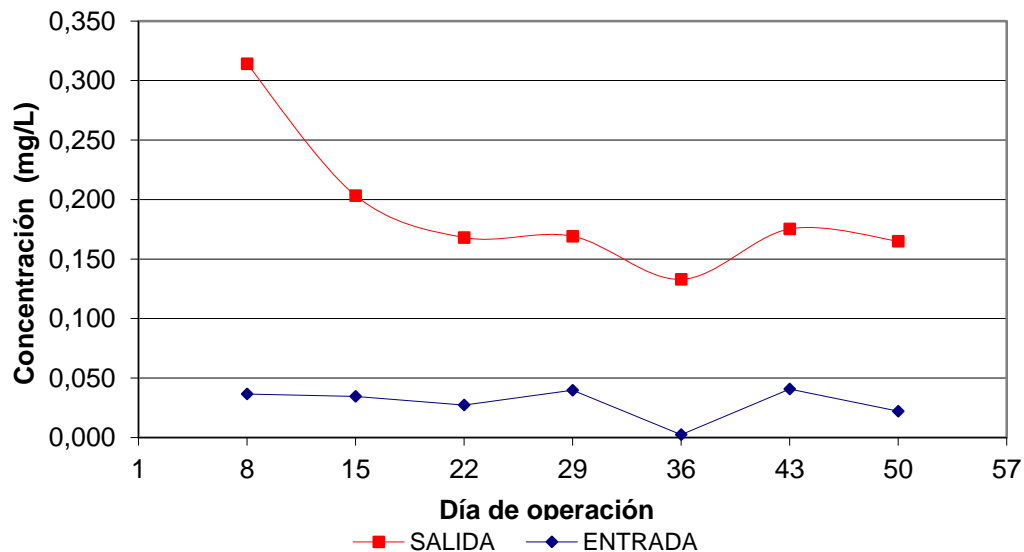
## 6.5.2 Fósforo total

### 6.5.2.1 Comportamiento del fósforo

Este nutriente es considerado como limitante cuando se le describe dentro de procesos de eutrofización de cuerpos naturales de agua (Sánchez, 2001). Por ello, es importante notar un significativo aporte por parte de la actividad piscícola en cuanto a dicho nutriente, que como tal ha demostrado ser un elemento crítico a la hora de analizar la calidad de fuentes naturales receptoras de cargas contaminantes (Zhang *et al.*, 2006; Pulatsu *et al.*, 2004).

La figura 29 muestra los resultados alcanzados durante las siete jornadas de muestreo.

**Figura 29. Comportamiento de la producción de fósforo durante el periodo de estudio.**



La figura 29 muestra que después de transcurrida la primera semana de operación del estanque, el fósforo presentó un aumento en su concentración, como consecuencia del aporte generado por las heces y el alimento, en el cual se presenta una sobre formulación de este compuesto, debido a que la disponibilidad de fósforo en los ingredientes no es clara y se prefieren excesos para evitar problemas en el crecimiento de los peces (Montoya, *et al.*, 2000), además

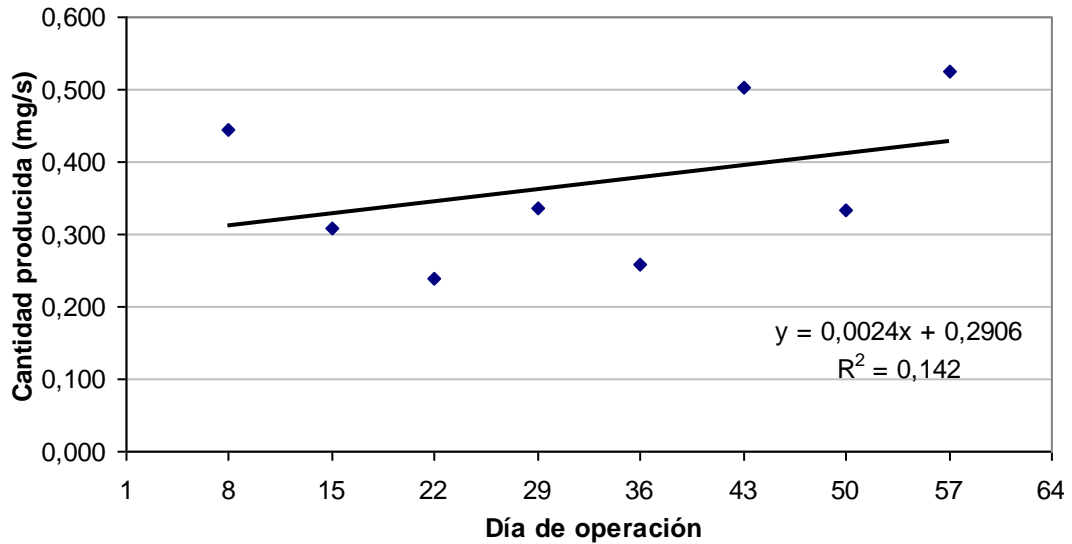
Hakanson, (1990), (citado por Kibria *et al.*,1997), revela que las heces presentan cerca del 70% del fósforo contenido en la alimentación.

Boyd, Wood y Thunjai (2001) plantean que el fondo del estanque (incluido el lodo y el suelo nativo) posee una fuerte tendencia a adsorber fósforo y dicha tendencia aumenta en función de un incremento del contenido de arcilla, lo cual se ve reflejado en la figura 29, puesto que a partir de la segunda semana la concentración de fósforo decrece, para luego presentar descensos leves durante el resto del periodo de estudio, lo que muestra que la acumulación de lodo influye sobre un eventual aumento de su presencia a lo largo del estudio.

También en dicha referencia se señala la rápida adsorción de dicho nutriente liberado por el proceso de descomposición de la materia orgánica, lo cual explicaría su poca presencia en el agua. Tal hecho lo demuestran datos de estudios realizados sobre el tema en donde la mayor concentración de fósforo total (99.81%) se encontró sobre el suelo del estanque, contrario a la hallada en la columna del agua del mismo (0.19%) (Masuda and Boyd, 1994; citado por Boyd, Wood and Thunjai, 2002), relacionándose esto con los resultados del presente estudio dado que toda la determinación de fósforo y demás parámetros de calidad de agua, se realizaron mediante muestras tomadas sobre la columna de agua tanto a la entrada como a la salida del estanque, arrojando concentraciones que si bien son críticas en los cuerpos de agua (OECD, 1982; citado por Zhang *et al.*, 2006), se hallan dentro del rango permisible (<9,9 mg/L PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) para el desarrollo de la trucha (Aguayo, 2003; citado por Yasnó y García, 2007).

Ahora, para entender un poco mejor lo ocurrido con las concentraciones de fósforo a partir del día 8, es recomendable analizar el estudio realizado al respecto por Kassila *et al.* (2001), en el cual se sustenta el porqué en algunas ocasiones se obtienen resultados como los del presente estudio. En primer lugar dichos autores consideran que el comportamiento del fósforo dentro de un estanque está condicionado por la presencia o ausencia de tres factores: condiciones óxicas o anóxicas y presencia de bacterias, dentro de los cuales una condición óxica tiene efectos positivos sobre la absorción de fósforo como CaCO<sub>3</sub>-P y Fe (OOH) - P, por los sedimentos. Así, aunque estadísticamente se muestre que existen diferencias significativas entre los valores de concentración de fósforo total a la entrada y salida del estanque (p<0,05 ver en anexo 7 la tabla 4), la producción de dicho elemento dentro del estanque tiende a ser constante a través del tiempo. Este hecho se observa en la figura 30, en la cual se muestra el comportamiento que presentó la producción de fósforo dentro del estanque en términos de carga.

**Figura 30. Comportamiento de la producción de fósforo durante el periodo de estudio.**



De acuerdo con los resultados señalados en la figura 30, la producción de fósforo comprendida entre el primer y último día de muestreo corresponde a 0,44 mg/s y 0,525 mg/s, respectivamente. En este punto, se puede observar que después del primer día la producción de este nutriente dentro del estanque, se redujo llegando hasta un mínimo de 0,238 mg/s registrado el día 22, para luego empezar a incrementarse, aunque con una notable variación. Dicho incremento no es considerable a través del tiempo, puesto que en las ecuaciones de la tendencia lineal, de la figura 30 (el cual fue el mejor entre otras tendencias), el valor de la pendiente y el ajuste es bajo, lo cual sugiere que el estanque presenta una tasa de producción de fósforo constante en el tiempo y, además, esta correlación indicaría que el tiempo no explica la presencia o ausencia de fósforo en el estanque, puesto que la producción del mismo solo depende de un 14,2% del tiempo (según el valor de  $R^2$  de la figura 30) y el restante 85,8% depende posiblemente de factores como la saturación de arcillas (el fósforo se libera cuando las arcillas se saturan de este elemento), entre otros.

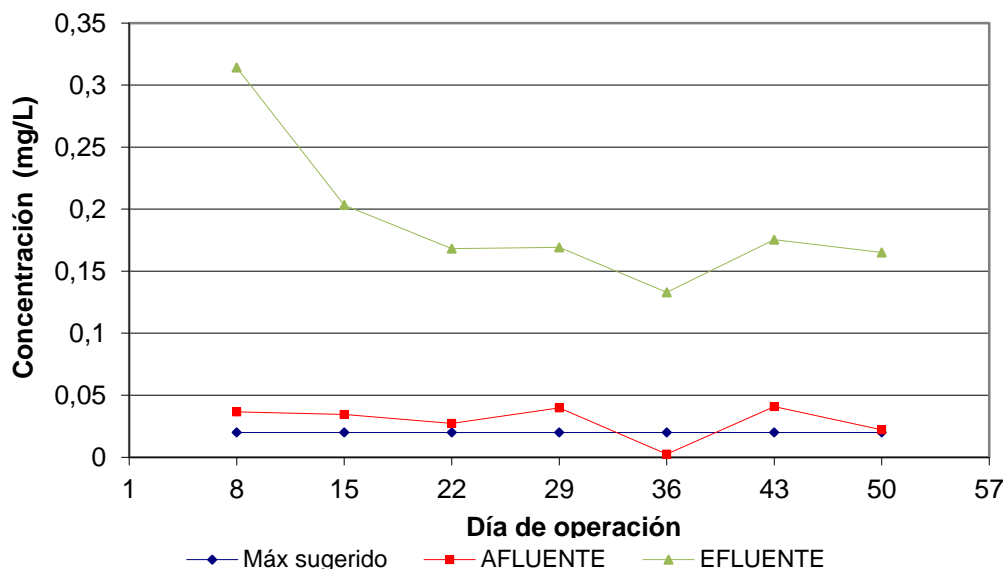
### **6.5.2.2 Impacto ambiental del fósforo**

Aunque el comportamiento que sufrió el fósforo dentro del estanque no muestra una liberación creciente por parte de éste, su concentración se encuentra con valores críticos para la fuente receptora.



Como consecuencia de lo anterior, es de notar que las concentraciones de fósforo de entrada se localizaron dentro de un valor mínimo de 0,002 mg/L y un máximo de 0,073 mg/L, así como también las de salida se situaron dentro del rango de 0,133 mg/L hasta 0,314 mg/L. Con esto se muestra que en ambos casos se supera el valor crítico de 0,02 mg/L que conduce a un ambiente de eutrofización de un sistema acuático (OECD, 1982; citado por Zhang *et al.*, 2006), por lo cual es de considerar el sobresaliente papel que juega la actividad piscícola frente al logro de una alteración del ambiente natural por los subproductos que genera. La figura 31 muestra la comparación mencionada anteriormente.

**Figura 31. Comparación de valores obtenidos en el estudio con el valor máximo sugerido según la teoría para fósforo total.**



En cuanto al efluente del estanque, se considera a todos los valores como críticos, por superar el límite máximo sugerido en la literatura. Las altas concentraciones pueden estar representadas por un alto contenido de fósforo en la comida o una baja absorción de este elemento por parte de los salmónidos (Montoya *et al.*, 2000). Además, es posible que las concentraciones de fósforo aumenten debido a que se encuentren presentes en las muestras tomadas pequeñas partículas de comida que se desintegraron al ingresar al agua y no fueron digeridas por los peces, Montoya *et al.* (2000) mencionan este proceso como una función de estabilidad de la comida, la cual representa el porcentaje de comida remanente o gránulos enteros al final de cada periodo de alimentación.

También, es de considerar que los valores de fósforo generados en el estanque piscícola resultan críticos, debido a que el fósforo es el principal elemento a considerar dentro del proceso de eutrofización en cuerpos de agua tal y como lo describen estudios como los realizados por Yang *et al.* (2008) sobre las concentraciones de fósforo total que generan eutrofización en cuerpos lénticos de agua como se describe en la Tabla 9.

**Tabla 9. Ejemplos de cuerpos de agua con niveles de eutrofización.**

Cuerpo de agua	Concentración	Biomasa de Fitoplancton	Nivel de eutrofización
Lago Erie	0,115 mg TP/L	Clorofila: 58 µg/L	El florecimiento de algas verde –azules entre 1965 – 1979, afectó la calidad del agua en 1995
Lago Lugano	0,14 mg TP/L	Fitoplancton en peso seco: 7~16 g/m <sup>2</sup>	Fuerte eutrofización desde 1960s
Lago Okeechobee	0,05-0,1 mg TP/L	N y P son factores limitantes del fitoplancton	Eutrofización Presente
Lago Danish	TN: 2,4 mg/L, TP: 0,37 mg/L	Clorofila: 73 µg/L	Elevada eutrofización.

Fuente: Adoptado de YANG *et al.* (2008).

Como se observa en la tabla 9, estas concentraciones se encuentran cercanas a los valores obtenidos en el estudio, en el cual se registraron concentraciones que oscilaban entre los 0,227 y 0,118 mg/L de fósforo generadas en el proceso de producción de la trucha. Sin embargo, no es posible argumentar que a partir de lo mostrado para el caso de lagos, dichas concentraciones determinadas generen los mismos problemas de eutrofización sobre el cuerpo hídrico receptor de éstas, toda vez que se trata de un río de alta montaña y, por tanto, sea difícil comparar ambos casos dadas las diferencias que existen entre un lago y un río.

De lo anterior, podría decirse que los datos del estudio sólo se constituyen como una referencia ante posibles estudios concretos sobre el impacto de la actividad piscícola en una corriente superficial bajo las condiciones de la zona de estudio. Sin embargo, dentro del alcance de este estudio, podría decirse que si se comparan este tipo de aguas con las aguas residuales domésticas se puede observar que estas últimas presentan cargas de 4-8 g/hab/día de P (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), mientras que las cargas generadas en el estanque piscícola oscilan entre los 20 y 43 g/día de P (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), con un promedio de 31 g/día, presentando así una contaminación equivalente a 5 o 6 personas, en el día en tan sólo un estanque, es decir si se consideran los 15 estanques existentes en la estación piscícola Chiliglo, el nivel de contaminación generado equivaldría a por lo menos al de 90 personas.

## 7 CONCLUSIONES

Los resultados alcanzados en este estudio muestran una alteración de los niveles de oxígeno disuelto dentro del estanque a partir del día 36, como consecuencia de un proceso de descomposición biológica de carácter aeróbico de subproductos de la actividad piscícola (como restos de comida no digerida, residuos fecales, etc.), acumulados a través del tiempo en el fondo del mismo, mejor conocidos como lodo orgánico.

La última sección del estanque (C-D) presenta en promedio valores de oxígeno disuelto por debajo de los niveles permisibles para el desarrollo del pez (<6.5 mg/L), durante los muestreos realizados. Por tanto, probablemente la acumulación de lodo aumenta en sentido del flujo, provocando que a medida que las secciones se encuentren más lejos de la entrada de agua se presente una mayor demanda de oxígeno disuelto.

La demanda de oxígeno disuelto generada por la materia orgánica durante el proceso de degradación, afecta el ciclo del nitrógeno y como consecuencia la no consolidación de la nitrificación, permitiendo mayor acumulación de compuestos nitrogenados tóxicos para el pez como nitrógeno amoniacal y nitritos.

La contaminación por nutrientes (nitrógeno y fósforo) producida por las descargas del estanque hacia la fuente natural receptora, es considerada crítica teniendo en cuenta que durante el periodo de estudio se registraron niveles de concentración o carga iguales o superiores a aquellos valores máximos sugeridos, encontrándose especialmente que el principal agente de contaminación a tener en cuenta es el nitrógeno en su forma amoniacal. Además, las concentraciones de fósforo y nitrógeno pueden presentar valores equivalentes a los que en promedio se pueden determinar en un agua residual doméstica generados por 90 y 150 personas respectivamente.

La generación de lodo dentro del estanque puede alterar los niveles de sólidos suspendidos como consecuencia de la resuspensión del mismo durante periodos de agitación de la columna de agua (como por ejemplo, durante la alimentación de los peces).

Para periodos de operación superiores a los 36 días, se deben buscar caudales superiores a los 4 L/s, generando con estos un mayor aporte de oxígeno al estanque y mitigando los posibles efectos generados por la acumulación de lodo en el fondo del estanque sobre las truchas.

Existe una correlación negativa significativa entre la  $DBO_5$  y el oxígeno disuelto dentro del estanque (correlación de Pearson = - 0,857 con  $p < 0,05$ ), lo cual indica que durante el periodo de formación de lodo el oxígeno disponible para los organismos vivos que lo necesitan en el estanque se ve alterado pudiéndose llegar a obtener un déficit crítico para la vida acuática.

## 8 RECOMENDACIONES

- Para posteriores estudios de caracterización de efluentes piscícolas, es conveniente realizar una caracterización del lodo, midiendo como parámetro principal el fósforo, para poder observar el efecto que presenta la acumulación del lodo sobre este parámetro.
- Es importante evitar la acumulación de lodo por largos periodos de tiempo, por ello a partir de este estudio se sugiere realizar la limpieza del estanque máximo cada 36 días, con el fin de minimizar los efectos directos de dicha acumulación sobre las condiciones químicas de la columna de agua, generando de esta manera una disminución en las concentraciones de oxígeno, lo cual trae como consecuencia un desarrollo más lento del pez.
- Se debe buscar un mecanismo que permita la extracción de lodos, debido a que la resuspensión de estos durante el proceso de alimentación de los peces genera disminución en las concentraciones de oxígeno disuelto.
- A la piscícola Chiliglo se le recomienda utilizar un mecanismo, que garantice un control objetivo sobre el caudal de agua a la entrada del estanque (como tanques de distribución, etc.), con el propósito de mantener buenas condiciones de oxígeno disuelto dentro del mismo y evitar la producción de sustancias tóxicas por la falta de este elemento. Así, las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal que está presentando el afluente, se reducen y se impide que generen efectos letales sobre la producción piscícola.
- Se recomienda realizar un estudio en el cual se manejen menores demandas del recurso hídrico para la densidad estudiada, con el propósito de encontrar un equilibrio entre producción y cantidad de agua demandada

## BIBLIOGRAFIA

Ackefors, H., Enell, M., The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordiccountries. J. Appl. Ichthyol, (1994). p. 225–241.

ALVARADO, Herminia. Crecimiento y Supervivencia de la Trucha Arco Iris Cultivada en Diferentes Tipos de Estanques y Densidades. En: Veterinaria Tropical. Vol. 24, No. 2. Venezuela, 1999. p. 121-129.

ARBOLEDA OBREGÓN, Duván Andrés. Consideraciones Ambientales en la Evaluación de Proyectos Acuícolas. En: Revista Electrónica de Veterinaria – REDVET, Vol. VII, N° 09, septiembre de 2006. Disponible en: <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n090906.html> ISSN 1695-7504; p. 1-3

BLANCO CACHAFEIRO, Carmen. La Trucha Cría Industrial. Barcelona (España): Ediciones Mundi Prensa, 1995. p. 60-300.

BOYD, C. E; WOOD, C.W. and THUNJAI, T. Aquaculture Pond Bottom Soil Quality Management. Program Management Office of the Pond Dynamics / Aquaculture Collaborative Research Support Program (PD/A CRSP). Oregon State University, Corvallis, Oregon. USA. 2002. 41 p.

BOYD C. E; WOOD, C.W. and THUNJAI, T. Pond Soil Characteristics and Dynamics of Soil Organic Matter and Nutrients. Program Management Office of the Pond Dynamics / Aquaculture Collaborative Research Support Program (PD/A CRSP). Auburn University, Alabama, USA. 2001. 10 p.

BROWN and CALDWELL. Watershed Protection Plan Development Guidebook. Northeast Georgia Regional Development Center. *s.f.* 11 p.

BUSCHMANN, A. H. Impacto Ambiental de la Acuicultura: El Estado de la Investigación en Chile y el Mundo. Chile: Terram Publicaciones. 2001. 67 p.

CAMACHO, DÍAZ Y VALENTÍN E. Metodología para la Cuantificación y Caracterización de las Aguas Combinadas Urbanas – Caso Ciudad de Girardot. XVII Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología. Popayán. 2006. 25 p.

CRIPPS, Simon J. and BERGHEIM, Asbjørn. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. En: Aquacultural Engineering. Vol. 22, Issues 1-2 (May 2000); p. 33-56

DE LA CRUZ C. A. y SALAZAR A. F. Caracterización y Estudio de Tratabilidad del Efluente de Estaciones Piscícolas. Popayán, 2007. 76 p. Trabajo de Grado (Ingeniero Ambiental). Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Ambiental.

ESPINAL G., GONZÁLES R. y MARTÍNEZ C. La Cadena de la Piscicultura En Colombia: una Mirada Global de su Estructura y Dinámica 1991-2005. Bogotá : Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Observatorio de Agrocadenas. Documento de trabajo No. 106, Diciembre de 2005. Disponible en: <http://www.agrocadenas.gov.co>

FRANCO ARNDT, Gladys. Declaración de Impacto Ambiental Proyecto Piscicultura Pulefu. s.n., 2007; 32 p.

HARGREAVES, J. y TUCKER, C. Managing Ammonia in Fish Ponds. Southern Regional Aquaculture Center, Publication Nº 4603. 2004; 8 p.

INSTITUTO COLOMBIANO DE DESARROLLO RURAL – INCONDER, Subgerencia de Pesca y Acuicultura. El Cultivo de La Trucha Arco Iris (*Oncorhynchus mykiss*). Bogotá, 2005. 6 p.

KIBRIA, Golam; NUGEGODA, Dayanthi; FAIRCLOUGH, Robert y LAM, Paul. The nutrient content and the release of nutrients from fish food and faeces. Department of Environmental Management. Victoria University of Technology. En: Hydrobiologia. AUSTRALIA. No.357 (1997); p. 167.

KASSILA, Jawad *et al.* Relation Between Phosphate and Organic Matter in Fish-Pond Sediments of the Deroua Fish Farm (B'eni-Mellal, Morocco): Implications for Pond Management. En: *Hydrobiologia*. No.450 (2001); p. 57–70

KAYES, Terry. Pond Aeration. Department of Forestry, Fisheries and Wildlife University of Nebraska-Lincoln. Lincoln, Nebraska. s. f; p. 1

KNÖSCHE *et al.* Balances of Phosphorus and Nitrogen in Carp Ponds. En: Fisheries Management and Ecology. No. 7 (2000); p. 15 – 22

LEPIČOVÁ, A., LEPIČ, P. and POLICAR, T. Project IST-2000-31 080 IFiBO *Intensive Fish Culture Optimisation*. Survey on Hydrochemical Processes. Deliverable T1.7. IFiBO, Periodic Progress Report. 2002. 19 p.

MAILLARD, Vincent; BOARDMAN, Gregory; NYLAND, Justin y KUHN, David. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. Department of Civil and Environmental Engineering, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, USA. February 2005; p. 278-279.

MÁRQUEZ KACIC, Camila Fernanda. Estudio del Tratamiento de Lodos Provenientes de Pisciculturas Mediante un Sistema de Digestión Anaerobio. Temuco, 2005. 91 p. Trabajo de Título (Licenciada en Ciencias de la Ingeniería). Universidad Católica de Temuco. Facultad de Ingeniería.

MILSTEIN, A. Water quality and freshwater fish culture intensification: the Israeli example. En : Aquaculture and Fisheries Management. No. 24 (1993); p. 715-724.

MOHAMED, Maketab. Measurements of Sediment Oxygen Demand (SOD) "*in-situ*" Measuring Chamber and its Application for the Stream Water Quality Modeling and Aquaculture Management. En: Simposium Kimia Analisis Kebangsaan Ke-16 (SKAM-16), 9-11 Sept 2003, Holiday Inn Resort, Damai Lagoon. Kuching. (Submitted)

MOLONY, Brett. Environmental Requirements and Tolerances of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Brown Trout (*Salmo trutta*) with special reference to Western Australia: A Review. Perth, Western Australia: Department of Fisheries. Fisheries Research Report No. 130, 2001. 28 p. ISSN: 1035 - 4549 ISBN: 0 7309 8458 3

MONTAÑO F., Ángela y SANDOVAL H., Carolina. Evaluación de Parámetros de Diseño y operación en la Piscícola El Diviso para la Generación de Alternativas de Producción Más Limpia en el desarrollo de la Piscicultura. Popayán, 2008. 103 p. Trabajo de Grado (Ingeniera Ambiental). Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Ambiental.



MONTOYA, Ruby A. *et al.* Simulation of Phosphorus Dynamics in an Intensive Shrimp Culture System: Effects of Feed Formulations and Feeding Strategies. En: Ecological Modelling. No. 129 (2000); p. 131–142

MUENDO, P. N. The Role of Fish Ponds in The Nutrient Dynamics of Mixed Farming Systems. PhD Thesis. Wageningen University. The Netherlands. 2006. 114 p.

MUGG, Jennifer *et al.* Aquaculture Effluents: A Guide for Water Quality Regulators and Aquaculturists. Northeastern Regional Aquaculture Center. Publication No. 00-003. s. f; p. 1-9

MUNSIRI, P; BOYD, C y HAJEK, B. Physical and Chemical Characteristics of Bottom Soil Profiles in Ponds at Auburn, Alabama, and A Proposed Method for Describing Pond Soil Horizons, Journal of World Aquaculture Society, USA. Vol. 26, (1995); p. 346-377

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN, FAO. Resumen informativo sobre la pesca por países: Republica de Colombia. 2003, 6 p.

PRADO LAVÍN, Rodrigo. Tratamiento de Efluentes en Pisciculturas. Bio Light: Publi-Reportaje, 2003, p. 34-37

PULATSU, S. *et al.* The Impact of Rainbow Trout Farm Effluents on Water Quality of Karasu Stream, Turkey. En: Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. No. 4 (2004); p. 09-15

QIN, Boqiang; XU, Pengzhu; WU, Qinglong y Zhang, Yunlin. Environmental issues of Lake Taihu, China. En: Hydrobiología. No. 581 (2007); p. 3-14

RAHMAN, M; YAKUPITIYAGE, A. y RANAMUKHAARACHCHI. Agricultural Use of Fishpond Sediment for Environmental Amelioration. Asian Institute of Technology, Thailand, 2004; p. 1-2

REGLAMENTO TÉCNICO DEL SECTOR DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BÁSICO – RAS 2000. Ministerio de Desarrollo Económico: Dirección General de Agua Potable y Saneamiento Básico. Bogotá: 2002.

SAMACÁ, Henry, y RESTREPO, Elkin. Las Políticas Comerciales en la Pesca. Bogotá : Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Observatorio de Agrocadenas. Documento de trabajo No. 18, Julio de 2002. Disponible en: <http://www.agrocadenas.gov.co>

SÁNCHEZ, J. El Fósforo, Parámetro Crítico de Calidad de Agua Técnicas Analíticas y de Muestreo. Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Venezuela 2001; p. 1-2

SCHAYAN, Janet. La Aventura de la Investigación: Ámbitos de Investigación Orientados al Futuro. En: Deutschland. No. 4 ( 2006); p. 30-37

SINDERMANN Carl. Environmental Quality and Aquaculture Systems. *U.S.-Japan Meeting on Aquaculture*, Technical Report NMFS 69, 1984; p. 1-3

SONNENHOLZNER, S. and BOYD, C. E. Vertical Gradients of Organic Matter Concentration and Respiration Rate in Pond Bottom Soils. En: Journal of the World Aquaculture Society. Vol. 31. No. 3 (September, 2000); p. 376-380

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 20<sup>th</sup>, Edic. APHA, AWWA, WEF. 1998.

STEVENSON J. Manual de Cría de la Trucha. 1 ed. Zaragoza (España): Editorial ACRIBIA. 1985. ISBN 84-200-0558-4, p. 8-15.

SUMMERFELT R. Water Quality Considerations for Aquaculture. Department of Animal Ecology. Iowa State University. USA . s.f; 8 p.

TCHOBANOGLIOUS, G y CRITES. Tratamiento de aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones. Ed Mc Graw Hill .2000, p. 20 - 60.

TORRES BERESTAIN, B. Organic Matter Decomposition in Simulated Aquaculture Ponds. PhD Thesis. Fish Culture and Fisheries Group, Wageningen Institute of Animal Sciences. Wageningen University. The Netherlands. 2005. 146 p.

VICE MINISTERIO DE PESQUERÍA DEL PERÚ Y MINISTERIO DE LA PRODUCCION. Piscicultura de la Trucha. Lima: Vice Ministerio De Pesquería Del Perú, Dirección Nacional De Acuicultura. 2004, p. 3-7

YASNÓ J. y GARCÍA C. Selección y Diseño de Alternativas para el Tratamiento de Afluentes y Efluentes del Proceso de Producción Piscícola Caso Trucha en El Municipio de Silvia Cauca. Popayán, 2007. 123 p. Trabajo de Grado (Ingeniero Ambiental). Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Ambiental.

YANG, X. *et al.* Mechanisms and Assessment of Water Eutrophication. En: Journal of Zhejiang University Science. Vol.9 (3), 2008; p.197-209

ZHANG, Sheng *et al.* Impact of aquaculture on eutrophication in Changshou Reservoir. En : Chinese Journal of Geochemistry. Vol. 25. No. 1 (2006); p. 90-96

# **ANEXOS**

*ANEXO 1. FORMATO DE TOMA DE DATOS EN CAMPO*

## OXÍGENO DISUELTO

Fecha:

Muestreo:

*Tabla 1. Perfil de oxígeno disuelto*

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1			D1		
A2			D2		
A3			D3		
B1			E1		
B2			E2		
B3			E3		
C1			F1		
C2			F2		
C3			F3		
Entrada			Salida		

## POTENCIAL DE HIDROGENO (pH)

Tabla 2. Potencial de hidrogeno.

pH Entrada:	
pH Salida:	

## CONDUCTIVIDAD

Tabla 3. Conductividad.

	Entrada	Salida
Conductividad		
TDS		

## CAUDAL

Tabla 4. Determinación del caudal afluente

Caudal Entrada			
Toma	tiempo (s)	Volumen (L)	Q (L/s)
1			
2			
3			

Tabla 5. Determinación del caudal efluente

Caudal Salida			
Toma	tiempo (s)	Volumen (L)	Q (L/s)
1			
2			
3			

*ANEXO 2. FORMATO DE TOMA DE DATOS EN EL LABORATORIO  
CARACTERIZACIÓN FÍSICA -QUÍMICA*



Fecha:

Muestreo:

*Tabla 1. Formato para el registro de la prueba de sólidos suspendidos.*

Muestra	Peso papel filtro (g)		S.S. (mg/L)
	Inicial	Final	
Entrada			
Salida			

*Tabla2. Formato para el registro de la prueba de demanda química de oxígeno*

Muestra	DQO (mg/L)
Entrada	
Salida	

*Tabla 3. Formato para el registro de la prueba de demanda bioquímica de oxígeno*

Muestra	ml titulados	Oxígeno disuelto inicial		
		Normalidad	ml tiosulfato	O.Di (mg/L)
Entrada				
Salida				

Muestra	Oxígeno disuelto a los 5 días			
	Normalidad	ml tiosulfato	O.D <sub>5</sub> (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)
Entrada				
Salida				

*Tabla 4. Formato para el registro de la prueba de nitratos y fósforo total.*

Muestra	Nitratos				Fósforo total	
	Abs. 220 nm	Abs. 275 nm	Final	mg/L	Abs. 690 nm	mg/L
Entrada						
Salida						

*Tabla 5. Formato para el registro de la prueba de nitritos*

Muestra	Nitritos	
	Absorbancia 543nm	mg/L
Entrada		
Salida		

*Tabla 6. Formato para el registro de la prueba de nitrógeno total y amoniacal*

Muestra	Nitrógeno total		Nitrógeno amoniacal	
	mL HCl	mg/L	mL HCl	mg/L
Entrada				
Salida				
Blanco				
ml muestra				

*ANEXO 3 VALORES DE OXÍGENO DISUELTO TOMADOS EN CAMPO*

Tabla 1. Concentraciones de OD (mg/L) para el día 1

Fecha: 13/06/2008

Muestreo 1

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1	7,7	12,1	D1	6,1	12,2
	7,8	12,2		6,0	12,1
	7,8	12,1		6,0	12,1
A2	7,4	11,9	D2	5,8	12,2
	7,3	11,8		5,7	12,1
	7,3	11,8		5,7	12,1
A3	7,2	12,2	D3	6,6	12,2
	7,2	12,1		6,5	12,1
	7,2	12		6,6	12,1
B1	6,8	12,4	E1	6,5	11,9
	6,8	12,3		6,5	11,9
	6,9	12,2		6,5	11,9
B2	5,5	12,2	E2	6,3	11,9
	5,5	12,2		6,3	11,9
	5,4	12,2		6,4	11,8
B3	6,5	12,6	E3	6,8	12,1
	6,5	12,4		6,8	12
	6,6	12,3		6,8	12
C1	6,1	12,1	F1	7,8	12
	6,1	12,2		7,8	12,1
	6,0	12,2		7,8	12,3
C2	6,2	12	F2	7,2	11,8
	6,2	11,9		7,2	11,8
	6,3	11,9		7,2	11,8
C3	6,3	12	F3	7,1	12,5
	6,3	12,1		7,1	12,3
	6,2	12		7,0	12,7
Entrada	8,6	11,5	Salida	8,6	12,0
	8,7	11,4		8,6	12,0
	8,6	11,5		8,5	12,0

**OBSERVACIONES:**

Estanque recién llenado y sin peces.

Densidad 1398 peces.

Tabla 2. Concentraciones de OD (mg/L) para el día 15

Fecha: 27/06/2008

Muestreo 3

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1	7,1	11,1	D1	4,6	10,6
	7,2	10,9		4,5	10,6
	7,2	10,8		4,5	10,6
A2	6,4	11,4	D2	4	11,4
	6,5	11,3		3,9	11,3
	6,5	11,2		3,9	11,2
A3	6,4	12,1	D3	4	11,8
	6,4	11,9		4	12,4
	6,5	11,7		4,1	12,1
B1	5,7	10,7	E1	5,2	10,6
	5,7	10,6		5,2	10,7
	5,6	10,6		5,3	10,5
B2	5,6	12	E2	5,4	11,3
	5,5	11,9		5,4	11,3
	5,6	11,7		5,3	11,3
B3	5,6	12,8	E3	5,5	11,4
	5,5	12,6		5,5	11,3
	5,5	12,3		5,3	11,3
C1	3,9	10,6	F1	7,2	10,8
	3,9	10,6		7,2	10,7
	4,0	10,5		7,1	10,7
C2	4,0	11,1	F2	6,4	11,1
	4,0	11,1		6,4	11,1
	3,9	11,1		6,5	11
C3	4,1	11,3	F3	6,5	11,1
	4,0	11,2		6,4	11,1
	4,0	11,2		6,4	11,1
Entrada	8,3	11,3	Salida	4,0	10,7
	8,3	11,5		4,0	10,6
	8,1	11,4		4,1	10,7

**OBSERVACIONES:**

Fuertes lluvias la noche anterior.

Inconvenientes con la sonda que mide el OD.

Tabla 3. Concentraciones de OD (mg/L) para el día 22

Fecha: 04/07/2008

Muestreo 4

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1	6,3	10,6	D1	3,2	10,7
	6,2	10,6		3,3	10,7
	6,2	10,5		3,2	10,7
A2	5,4	10,3	D2	3,8	10,4
	5,5	10,3		3,7	10,3
	5,5	10,4		3,7	10,2
A3	5,5	10,6	D3	4,4	10,3
	5,5	10,5		4,2	10,2
	5,4	10,4		4,2	10,2
B1	4,7	10,5	E1	4,7	10,6
	4,7	10,6		4,6	10,6
	4,7	10,6		4,7	10,5
B2	4	10,5	E2	4,4	10,4
	4	10,5		4,4	10,5
	4,2	10,5		4,4	10,5
B3	4,2	10,5	E3	4,1	10,4
	4,2	10,5		4,2	10,4
	4,2	10,5		4,1	10,4
C1	3,3	10,8	F1	6,3	10,5
	3,3	10,8		6,3	10,4
	3,2	10,7		6,3	10,4
C2	3,7	10,3	F2	5,5	10,3
	3,7	10,3		5,5	10,3
	3,7	10,3		5,6	10,3
C3	4,2	10,6	F3	5,8	10,4
	4,3	10,5		5,6	10,4
	4,2	10,4		5,6	10,4
Entrada	6,6	10,4	Salida	3,7	10,5
	6,7	10,3		3,6	10,5
	6,7	10,3		3,7	10,4

**OBSERVACIONES:**

Fuertes lluvias la noche anterior

Tabla 4. Concentraciones de OD (mg/L) para el día 29

Fecha: 11/07/2008

Muestreo 5

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1	7,8	10,5	D1	6,4	10,6
	7,8	10,5		6,3	10,6
	7,8	10,5		6,2	10,5
A2	7,8	10,5	D2	6,4	10,5
	7,8	10,5		6,3	10,5
	7,8	10,5		6,3	10,5
A3	7,8	10,5	D3	6,3	10,5
	7,8	10,5		6,3	10,5
	7,8	10,5		6,3	10,5
B1	7,7	10,6	E1	7,6	10,6
	7,6	10,6		7,5	10,6
	7,6	10,6		7,5	10,6
B2	7,5	10,6	E2	7,5	10,6
	7,6	10,6		7,5	10,6
	7,6	10,6		7,5	10,6
B3	7,5	10,6	E3	7,5	10,6
	7,5	10,6		7,5	10,6
	7,5	10,6		7,5	10,6
C1	6,4	10,6	F1	7,9	10,6
	6,3	10,6		7,9	10,5
	6,3	10,6		7,9	10,6
C2	6,3	10,6	F2	7,9	10,5
	6,3	10,6		7,9	10,5
	6,3	10,6		7,9	10,5
C3	6,3	10,6	F3	7,9	10,5
	6,3	10,6		7,9	10,5
	6,3	10,6		7,9	10,5
Entrada	7,9	10,6	Salida	6,3	10,6
	7,9	10,6		6,3	10,6
	7,9	10,6		6,3	10,6

Tabla 5. Concentraciones de OD (mg/L) para el día 36

Fecha: 18/07/2008

Muestreo 6

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1	8,8	10,9	D1	6,3	10,8
	8,8	11		6,4	10,8
	8,7	10,9		6,4	10,8
A2	8,7	10,9	D2	6,4	10,7
	8,7	10,9		6,4	10,7
	8,7	10,9		6,3	10,7
A3	8,7	10,9	D3	6,3	10,7
	8,6	10,9		6,2	10,7
	8,6	10,9		6,2	10,7
B1	8,8	10,9	E1	8,8	10,7
	8,7	10,9		8,8	10,7
	8,6	10,9		8,9	10,7
B2	8,7	10,9	E2	8,9	10,7
	8,6	10,9		8,9	10,7
	8,7	10,9		9	10,7
B3	8,5	10,9	E3	8,8	10,7
	8,6	10,9		8,8	10,7
	8,6	10,9		8,8	10,7
C1	6,5	10,8	F1	8,8	10,9
	6,5	10,8		8,7	10,9
	6,6	10,8		8,8	10,9
C2	6,1	10,7	F2	8,7	10,9
	6,1	10,8		8,7	10,9
	6,1	10,8		8,6	10,9
C3	6,1	10,8	F3	8,6	10,9
	6,1	10,8		8,6	10,9
	6,1	10,8		8,6	10,9
Entrada	8,5	10,9	Salida	6,3	10,7
	8,3	10,8		6,3	10,8
	8,3	10,9		6,2	10,7



Tabla 6. Concentraciones de OD (mg/L) para el día 43

Fecha: **25/07/2008**

**Muestreo 7**

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1	7,8	12	D1	5,5	12,3
	7,8	11,9		5,5	12,3
	7,8	11,9		5,6	12,3
A2	7,8	11,9	D2	5,6	12,5
	7,8	11,9		5,5	12,4
	7,7	11,9		5,5	12,4
A3	7,7	11,9	D3	5,6	12,8
	7,7	11,8		5,6	13
	7,7	11,8		5,6	12,7
B1	6,7	12,8	E1	6,8	12,6
	6,8	12,5		6,8	12,6
	6,7	12,5		6,7	12,5
B2	6,9	12,3	E2	7	12,1
	6,9	12,2		7	12,1
	6,9	12,2		6,9	11,9
B3	6,9	11,9	E3	6,9	11,9
	6,9	11,9		7	11,9
	6,9	11,9		7	11,9
C1	5,3	12,3	F1	7,8	11,8
	5,2	12,3		7,8	11,8
	5,3	12,3		7,8	11,7
C2	5,1	12,3	F2	7,9	11,9
	5	12,3		7,8	11,8
	5,1	12,3		7,8	11,9
C3	5	12,3	F3	7,7	11,9
	5	12,3		7,7	11,9
	5	12,3		7,8	11,9
Entrada	8,8	11,3	Salida	5,5	13,1
	8,8	11,5		5,6	13
	8,9	11,8		5,6	12,8

Tabla 7. Concentraciones de OD (mg/L) para el día 50

Fecha: 01/08/2008

Muestreo 8

Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)	Punto	O.D. (mg/L)	T (°C)
A1	7,8	9,7	D1	3,9	9,6
	7,7	9,7		3,8	9,6
	7,8	9,7		3,8	9,6
A2	7,7	9,7	D2	3,8	9,6
	7,7	9,7		3,8	9,6
	7,6	9,7		3,7	9,6
A3	7,6	9,7	D3	3,7	9,6
	7,6	9,7		3,7	9,6
	7,6	9,7		3,7	9,6
B1	7,4	9,6	E1	7,4	9,6
	7,4	9,6		7,5	9,6
	7,3	9,6		7,3	9,6
B2	7,3	9,6	E2	7,4	9,6
	7,3	9,6		7,3	9,6
	7,2	9,6		7,3	9,6
B3	7,2	9,6	E3	7,3	9,6
	7,3	9,6		7,2	9,6
	7,2	9,6		7,1	9,6
C1	3,8	9,6	F1	7,6	9,7
	3,9	9,6		7,7	9,7
	3,8	9,6		7,6	9,7
C2	3,8	9,6	F2	7,6	9,7
	3,8	9,6		7,6	9,7
	3,8	9,6		7,6	9,7
C3	3,8	9,6	F3	7,6	9,7
	3,7	9,6		7,5	9,7
	3,7	9,6		7,6	9,7
Entrada	8,1	9,9	Salida	3,7	9,7
	8,1	10,0		3,8	9,6
	8,0	9,9		3,8	9,6

**OBSERVACIONES**

Fuertes lluvias la noche anterior.

Agua muy turbia.

Demasiada inestabilidad en los datos de OD arrojados por la sonda.

*ANEXO 4. VALORES DE CAUDAL TOMADOS EN CAMPO*

Tabla 1. Valores de caudal (L/s), determinados en campo.

Día	Toma	Entrada			Salida		
		tiempo (s)	Volumen (L)	Q (L/s)	tiempo (s)	Volumen (L)	Q (L/s)
1	1	1,16	4,80	4,14	1,68	5,0	2,98
	2	1,94	8,0	4,12	1,42	5,0	3,52
	3	1,94	7,50	3,87	1,16	4,2	3,62
8	1	2,61	4,30	1,65	2,40	3,8	1,58
	2	2,52	3,90	1,55	2,30	3,6	1,57
	3	2,55	4,10	1,61	2,20	3,3	1,50
15	1	2,45	4,50	1,84	2,97	4,0	1,35
	2	2,19	4,0	1,83	2,71	3,5	1,29
	3	2,19	4,0	1,83	2,71	3,0	1,11
22	1	1,76	3,0	1,70	2,40	3,0	1,25
	2	1,66	2,5	1,51	5,28	8,0	1,52
	3	1,89	3,5	1,85	4,38	7,0	1,60
29	1	3,74	9,5	2,54	1,94	5,0	2,58
	2	3,75	9,2	2,45	1,68	4,0	2,38
	3	4,26	12	2,82	1,68	4,0	2,38
36	1	3,26	6,8	2,09	1,83	3,0	1,64
	2	4,70	9,0	1,91	2,02	3,8	1,88
	3	4,58	9,0	1,97	2,49	4,0	1,61
43	1	1,47	5,0	3,40	1,06	4,0	3,77
	2	1,37	5,5	4,01	1,10	4,5	4,09
	3	1,45	5,5	3,79	0,97	4,0	4,12
50	1	1,45	3,4	2,34	1,01	1,3	1,29
	2	1,50	3,5	2,33	1,27	1,7	1,34
	3	1,47	3,4	2,31	1,11	1,5	1,35
57	1	1,52	6,0	3,95	0,48	2,0	4,17
	2	1,48	6,0	4,05	0,65	2,5	3,85
	3	1,38	5,5	3,99	0,70	2,5	3,57

*ANEXO 5. VALORES PROMEDIO DE OXÍGENO (mg/L) PARA CADA PERIODO DE OPERACIÓN.*

Tabla 1. Valores promedio de oxígeno disuelto (mg/L)

Sección	Día de operación						
	1	15	22	29	36	43	50
A1	7,77	7,17	6,23	7,80	8,77	7,80	7,77
A2	7,33	6,47	5,47	7,80	8,70	7,77	7,67
A3	7,20	6,43	5,47	7,80	8,63	7,70	7,60
F1	7,80	7,17	6,30	7,90	8,77	7,80	7,63
F2	7,20	6,43	5,53	7,90	8,67	7,83	7,60
F3	7,07	6,43	5,67	7,90	8,60	7,73	7,57
B1	6,83	5,67	4,70	7,63	8,70	6,73	7,37
B2	5,47	5,57	4,07	7,57	8,67	6,90	7,27
B3	6,53	5,53	4,20	7,50	8,57	6,90	7,23
E1	6,50	5,23	4,67	7,53	8,83	6,77	7,40
E2	6,33	5,37	4,40	7,50	8,93	6,97	7,33
E3	6,80	5,43	4,13	7,50	8,80	6,97	7,20
C1	6,07	3,93	3,27	6,33	6,53	5,27	3,83
C2	6,23	3,97	3,70	6,30	6,10	5,07	3,80
C3	6,27	4,03	4,23	6,30	6,10	5,00	3,73
D1	6,03	4,53	3,23	6,30	6,37	5,53	3,83
D2	5,73	3,93	3,73	6,33	6,37	5,53	3,77
D3	6,57	4,03	4,27	6,30	6,23	5,60	3,70

Tabla 2. Valores promedio de oxígeno disuelto para las secciones similares a diferentes profundidades (mg/L).

Sección	Día de Operación						
	1	15	22	29	36	43	50
A1-F1	7,78	7,17	6,27	7,85	8,77	7,80	7,70
A2-F2	7,27	6,45	5,50	7,85	8,68	7,80	7,63
A3-F3	7,13	6,43	5,57	7,85	8,62	7,72	7,58
B1-E1	6,67	5,45	4,68	7,58	8,77	6,75	7,38
B2-E2	5,90	5,47	4,23	7,53	8,80	6,93	7,30
B3-E3	6,67	5,48	4,17	7,50	8,68	6,93	7,22
C1-D1	6,05	4,23	3,25	6,32	6,45	5,40	3,83
C2-D2	5,98	3,95	3,72	6,32	6,23	5,30	3,78
C3-D3	6,42	4,03	4,25	6,30	6,17	5,30	3,72

*ANEXO 6. CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DE LAS AGUAS DE LA  
ESTACIÓN PISCICOLA*



Tabla 1. Concentraciones (mg/L) de entrada de los parámetros físicos-químicos estudiados.

ENTRADA (mg/L)							
	8	15	22	29	36	43	50
<b>P<sub>04</sub>=</b>	0,0366	0,0346	0,0273	0,0398	0,0025	0,0408	0,0222
<b>N- Total</b>	0,3200	0,6900	0,0000	0,3360	0,2800	0,2800	0,2800
<b>N- NH<sub>4</sub></b>	0,1600	0,3700	0,0000	0,2240	0,1120	0,1680	0,1700
<b>N - NO<sub>2</sub></b>	0,0024	0,0009	0,0003	0,0009	0,0102	0,0001	0,0006
<b>N - NO<sub>3</sub></b>	0,2098	0,4934	0,4367	0,5312	0,5312	0,4556	1,0038
<b>DQO</b>	12,60	11,80	3,00	9,40	20,30	9,00	29,70
<b>DBO</b>	0,27	0,27	1,32	1,26	0,27	0,45	0,90
<b>S.S</b>	11,00	43,00	5,00	2,00	1,00	1,00	10,00

Tabla 2. Concentraciones (mg/L) de salida de los parámetros físicos-químicos estudiados.

SALIDA (mg/L)							
	8	15	22	29	36	43	50
<b>P<sub>04</sub>=</b>	0,3141	0,2033	0,1681	0,1692	0,1329	0,1754	0,1650
<b>N- Total</b>	0,3700	2,5000	0,0000	0,1840	0,5040	0,5040	0,3900
<b>N- NH<sub>4</sub></b>	0,270	0,900	0,000	0,448	0,280	0,448	0,340
<b>N - NO<sub>2</sub></b>	0,0139	0,0006	0,0003	0,0006	0,0117	0,0007	0,0007
<b>N - NO<sub>3</sub></b>	0,0775	0,4745	0,4367	0,4367	0,4934	0,5312	0,6635
<b>DQO</b>	22,00	14,70	35,00	24,00	36,10	32,00	38,60
<b>DBO</b>	2,46	2,97	4,50	2,42	3,06	3,30	6,21
<b>S.S</b>	26,00	25,00	60,00	18,00	33,00	6,00	72,00

Tabla 3. Cargas de entrada de los parámetros físicos-químicos estudiados.

ENTRADA ( mg/s)							
	8	15	22	29	36	43	50
<b>P<sub>04</sub>=</b>	0,059	0,063	0,046	0,103	0,005	0,152	0,052
<b>N- Total</b>	0,512	1,263	0,000	0,875	0,557	1,046	0,652
<b>N- NH<sub>4</sub></b>	0,256	0,677	0,000	0,583	0,223	0,628	0,396
<b>N - NO<sub>2</sub></b>	0,004	0,002	0,000	0,002	0,020	0,000	0,001
<b>N - NO<sub>3</sub></b>	0,336	0,903	0,737	1,383	1,056	1,702	2,339
<b>DQO</b>	20,160	21,593	5,062	24,468	40,369	33,624	69,201
<b>DBO</b>	0,432	0,494	2,227	3,280	0,537	1,681	2,097
<b>S.S</b>	17,600	78,686	8,437	5,206	1,989	3,736	23,300

Tabla 4. Cargas de salida de los parámetros físicos-químicos estudiados.

SALIDA (mg/s)							
	8	15	22	29	36	43	50
<b>P04=</b>	0,503	0,372	0,284	0,440	0,264	0,655	0,384
<b>N- Total</b>	0,592	4,575	0,000	0,479	1,002	1,883	0,909
<b>N- NH<sub>4</sub></b>	0,432	1,647	0,000	1,166	0,557	1,674	0,792
<b>N - NO<sub>2</sub></b>	0,022	0,001	0,000	0,001	0,023	0,003	0,002
<b>N - NO<sub>3</sub></b>	0,124	0,868	0,737	1,137	0,981	1,985	1,546
<b>DQO</b>	35,200	26,900	59,062	62,472	71,789	119,552	89,938
<b>DBO</b>	3,936	5,435	7,594	6,286	6,085	12,329	14,469
<b>S.S</b>	41,600	45,748	101,248	46,854	65,624	22,416	167,760

Tabla 5 Cargas generadas de los parámetros físicos-químicos estudiados.

ENTRADA - SALIDA (mg/s)							
	8	15	22	29	36	43	50
<b>P04=</b>	0,444	0,309	0,238	0,337	0,259	0,503	0,333
<b>N- Total</b>	0,080	3,312	0,000	-0,396	0,445	0,837	0,256
<b>N- NH<sub>4</sub></b>	0,176	0,970	0,000	0,583	0,334	1,046	0,396
<b>N - NO<sub>2</sub></b>	0,019	-0,001	0,000	-0,001	0,003	0,002	0,000
<b>N - NO<sub>3</sub></b>	-0,212	-0,035	0,000	-0,246	-0,075	0,282	-0,793
<b>DQO</b>	15,040	5,307	53,999	38,004	31,420	85,928	20,737
<b>DBO</b>	3,504	4,941	5,366	3,006	5,548	10,648	12,372
<b>S.S</b>	24,000	-32,938	92,811	41,648	63,636	18,680	144,460

Tabla 6 Registro de los valores de pH.

pH								
DIA	1	8	15	22	29	36	43	50
ENTRADA	7,1	6,6	6,7	7,16	7,5	7,38	7,5	7,4
SALIDA	7,1	6,5	6,61	6,58	7,6	7,41	7,4	7,3

*ANEXO 7. CALCULO ESTADISTICO DE VALORES*

Tabla 1. Prueba de normalidad de OD (mg/L) en diferentes secciones del estanque.

SECCIÓN	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
OD AF	,197	21	,033	,910	21	,055
OD BE	,166	21	,133	,943	21	,251
OD CD	,206	21	,020	,849	21	,004

a. Corrección de la significación de Lilliefors

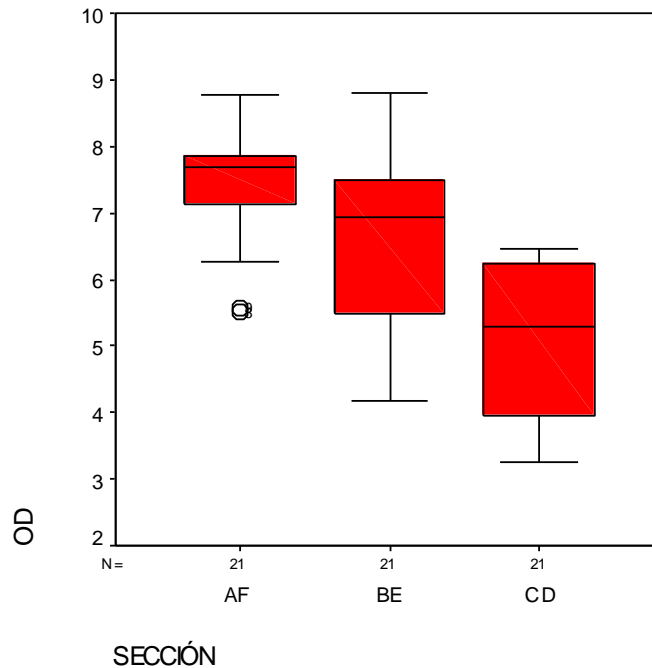


Tabla 2. Prueba de Kruskal-Wallis para OD (mg/L) en diferentes secciones del estanque.

Estadísticos de contraste<sup>a,b</sup>

	OD
Chi-cuadrado	28,191
gl	2
Sig. asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación: SECCIÓN

Tabla 3. Prueba de Kruskal-Wallis para OD (mg/L) a diferentes profundidades de la columna de agua en el estanque.

**Estadísticos de contraste<sup>a,k</sup>**

	OD
Chi-cuadrado	,240
gl	2
Sig. asintót.	,887

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación: ALTURA (cm)

Tabla 4. Prueba de Mann-Whitney para los diferentes parámetros físicos-químicos estudiados en el estanque.

**Estadísticos de contraste<sup>b</sup>**

	t	ph	ss	dbo	dqo	nitogen	nitritos	nitratos	amonio	fosforo
U de Mann-Whitney	31,000	27,000	7,000	,000	4,000	16,500	22,500	20,500	9,500	,000
W de Wilcoxon	67,000	63,000	35,000	28,000	32,000	44,500	50,500	48,500	37,500	28,000
Z	-,105	-,526	-2,239	-3,144	-2,619	-1,029	-,258	-,516	-1,921	-3,130
Sig. asintót. (bilateral)	,916	,599	,025	,002	,009	,303	,797	,606	,055	,002
Sig. exacta [2*(Sig. unilateral)]	,959 <sup>a</sup>	,645 <sup>a</sup>	,026 <sup>a</sup>	,001 <sup>a</sup>	,007 <sup>a</sup>	,318 <sup>a</sup>	,805 <sup>a</sup>	,620 <sup>a</sup>	,053 <sup>a</sup>	,001 <sup>a</sup>

a. No corregidos para los empates.

b. Variable de agrupación: sitio

Tabla 5. Resultados de la correlación de Pearson entre oxígeno disuelto (OD) y DBO<sub>5</sub>.

		DBO	OD
DBO	Correlación de Pearson	1	-,857**
	Sig. (bilateral)		,000
	N	12	12
OD	Correlación de Pearson	-,857**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	N	12	12

\*\* . La correlación es significativa al nivel 0,01

Figura 1. Correlación de Pearson entre oxígeno disuelto (OD) y DBO<sub>5</sub>.

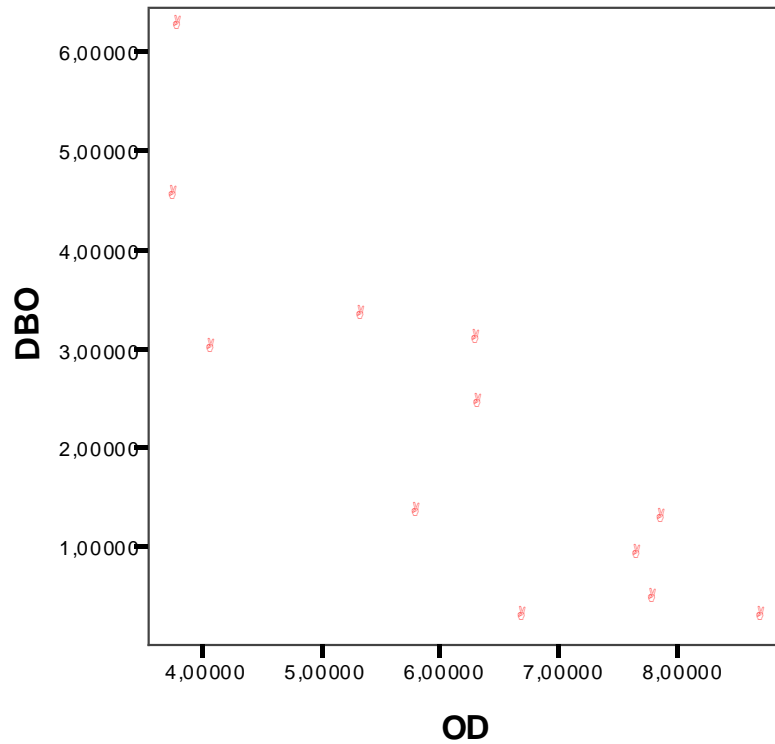


Tabla 6. Resultados de la correlación de Pearson entre oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos (SS).

		OD	SS
OD	Correlación de Pearson	1	-,463
	Sig. (bilateral)		,151
	N	12	11
SS	Correlación de Pearson	-,463	1
	Sig. (bilateral)	,151	
	N	11	11

Figura 2. Correlación de Pearson entre oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos (SS).

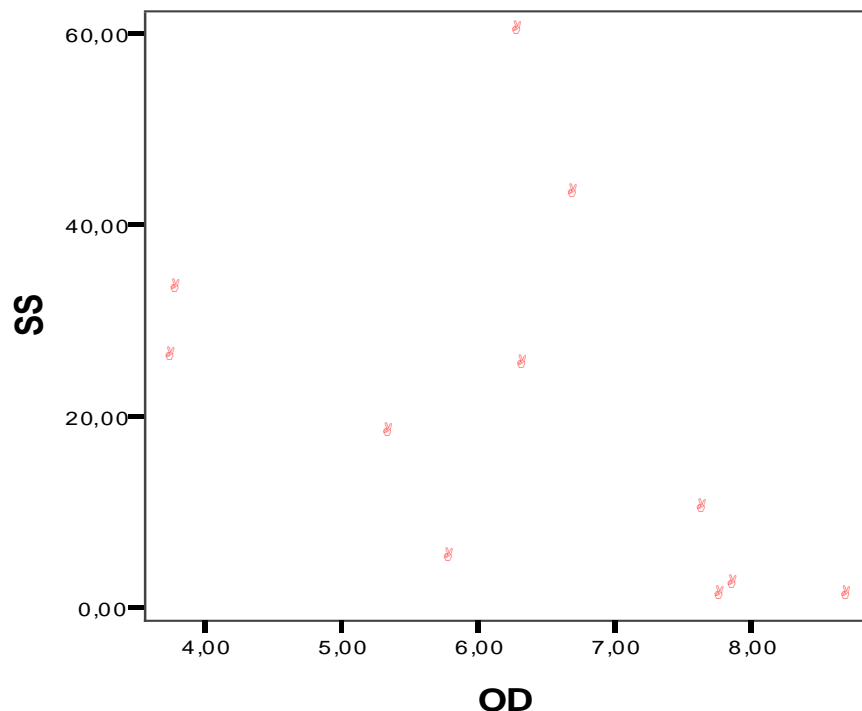


Tabla 7. Valores estadísticos para los distintos parámetros analizados en términos de concentración a la entrada del estanque.

Entrada	Caudal	DBO	DQO	PH	N-NO <sub>2</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>4</sub>	N - T	P0 <sub>4</sub> =	S.S.
	L/s	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Promedio	2,48	0,68	13,69	7,17	0,00217	0,523	0,17	0,31	0,029	10,43
Desviación	0,94	0,47	8,75	0,35	0,00361	0,239	0,11	0,20	0,014	14,94
Máximo	4,04	1,32	29,70	7,50	0,01018	1,004	0,37	0,69	0,041	43,00
Mínimo	1,60	0,27	3,00	6,60	0,00011	0,210	0,00	0,00	0,002	1,00

Tabla 8. Valores estadísticos para los distintos parámetros analizados en términos de concentración a la salida del estanque.

Salida	Caudal	DBO	DQO	PH	N-NO <sub>2</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>4</sub>	N - T	P0 <sub>4</sub> =	S.S.
	L/s	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Promedio	2,14	3,56	28,91	7,06	0,00406	0,445	0,38	0,64	0,190	34,29
Desviación	1,04	1,36	8,81	0,44	0,00602	0,180	0,27	0,84	0,059	23,47
Máximo	4,00	6,21	38,60	7,60	0,01394	0,664	0,90	2,50	0,314	72,00
Mínimo	1,25	2,42	14,70	6,50	0,00026	0,078	0,00	0,00	0,133	6,00

*Tabla 9. Valores estadísticos para los distintos parámetros analizados en términos de producción de carga [carga de salida (mg/s) – carga de entrada (mg/s)] en el estanque.*

<b>Producción (out – in)</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>N-NO<sub>2</sub></b>	<b>N-NO<sub>3</sub></b>	<b>N-NH<sub>4</sub></b>	<b>N - T</b>	<b>P0<sub>4</sub>=</b>	<b>S.S.</b>
Promedio	6,48	35,78	0,0033	-0,15398	0,501	0,648	0,346	50,33
Desviación	3,59	27,25	0,0069	0,33030	0,391	1,236	0,096	57,076
Máximo	12,37	85,93	0,0185	0,28250	1,046	3,312	0,503	144,460
Mínimo	3,01	5,31	-0,0008	-0,79282	0,000	-0,396	0,238	-32,938



*ANEXO 8. COMPORTAMIENTO DE LOS COMPUESTOS MEDIDOS DURANTE  
EL PERIODO DE ESTUDIO EN TERMINOS DE CARGA*

Figura 1. Comportamiento de los sólidos suspendidos en el afluente y efluente

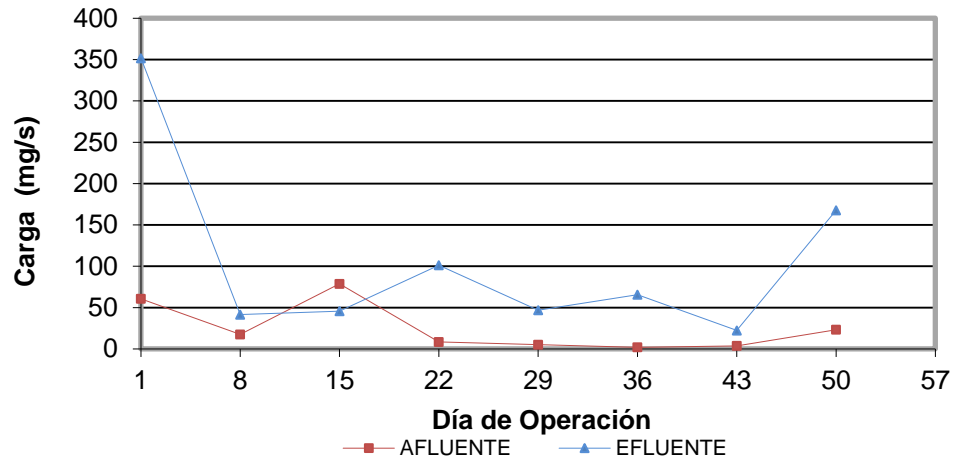


Figura 2. Comportamiento de la DQO en el afluente y efluente

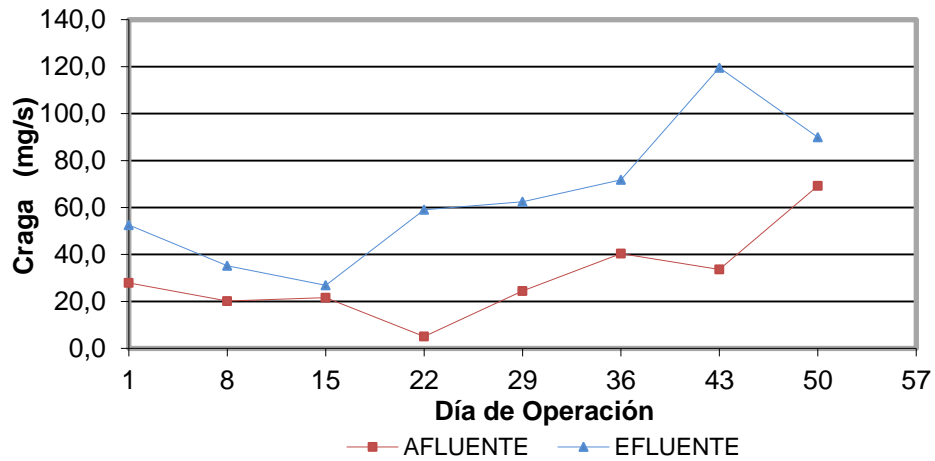


Figura 3. Comportamiento de la DBO en el afluente y efluente

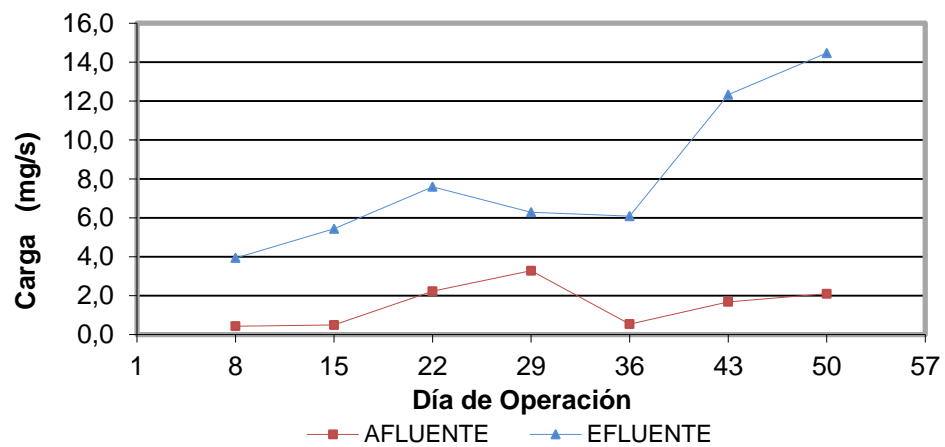


Figura 4. Comportamiento del nitrógeno total en el afluente y efluente

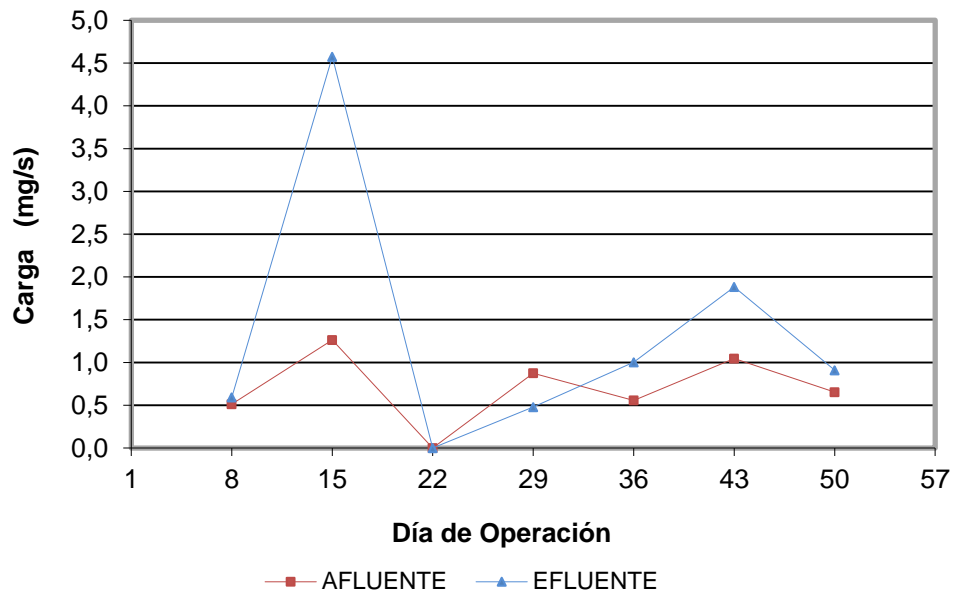


Figura 5. comportamientos del nitrógeno amoniacal en el afluente y efluente

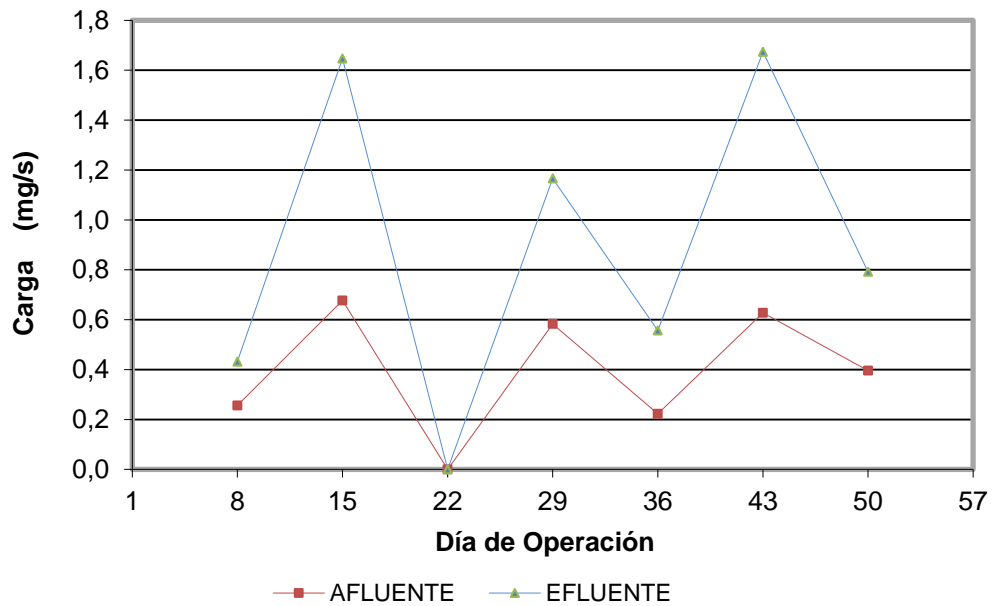


Figura 6. Comportamiento de nitritos en el afluente y efluente

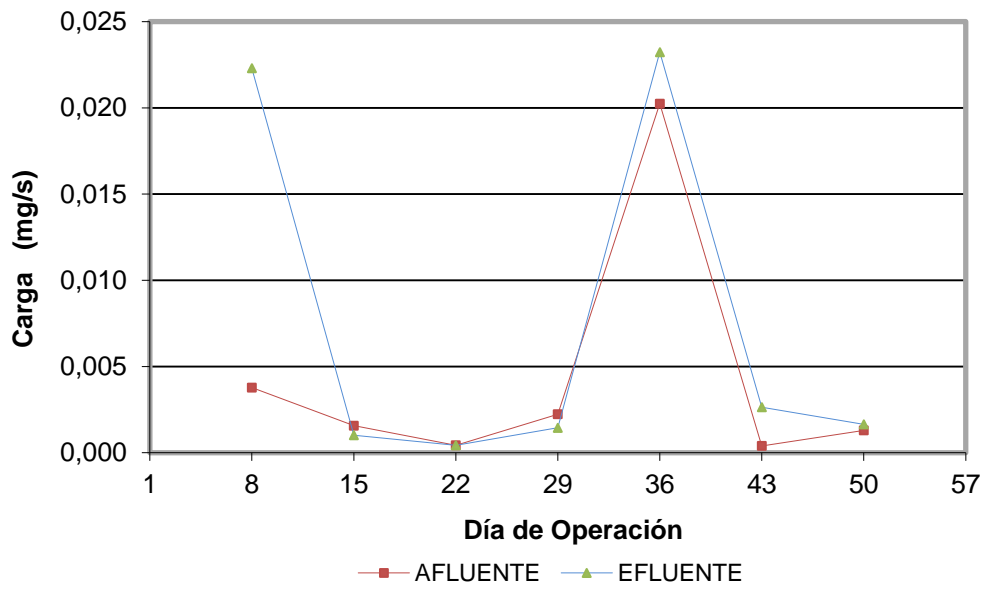


Figura 7. Comportamiento de nitratos en el afluente y efluente

