

**EFFECTO DE LA ACUMULACIÓN DE SÓLIDOS EN LOS ESTANQUES DE
CULTIVO DE TRUCHA. VARIACIONES EN LAS FRACCIONES SUSPENDIDA Y
DISUELTA.**



Universidad
del Cauca

**ANA MILENA CASTILLO CAMAYO
MIGUEL ÁNGEL FERNÁNDEZ JIMÉNEZ**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN
2010**

**EFFECTO DE LA ACUMULACIÓN DE SÓLIDOS EN LOS ESTANQUES DE
CULTIVO DE TRUCHA. VARIACIONES EN LAS FRACCIONES SUSPENDIDA Y
DISUELTA.**

**ANA MILENA CASTILLO CAMAYO
MIGUEL ÁNGEL FERNÁNDEZ JIMÉNEZ**

Proyecto de grado para aspirar al título de Ingeniero Ambiental

Director

JAVIER ERNESTO FERNÁNDEZ. M. Sc.

Codirector

Qco. DARWIN HOYOS MARTÍNEZ

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN
2010**

Nota de aceptación:

Firma del director de trabajo de grado

Firma del jurado

Firma del jurado

Popayán, Junio de 2009

HOJA DE DEDICATORIA

A Dios por permitirme vivir y darme la oportunidad de culminar mi carrera.
A mis padres Nimia Camayo y Fredy Castillo, gracias por los esfuerzos realizados,
por su amor, por su apoyo incondicional y por creer en mis metas.
A mis hermanas, Susan y Luisa, por brindarme sus conocimientos y comprensión.
A mis tías, Socorro y Liliana, por su colaboración y sus mejores deseos.
A Juan Manuel por su amor, por su apoyo y por darme fuerzas para seguir
alcanzando nuevos logros.

ANA MILENA CASTILLO CAMAYO

A todas las personas que me acompañaron y apoyaron durante todo este proceso e
hicieron posible que se cumpliera.

MIGUEL ÁNGEL FERNÁNDEZ JIMÉNEZ

HOJA DE AGRADECIMIENTOS

Los autores de este documento agradecen su apoyo y colaboración a:

Director de proyecto de grado Ing. Javier Ernesto Fernández Msc. por confiar en nosotros, por enriquecernos con sus conocimientos y por su apoyo durante todo el proyecto.

Codirector de proyecto de grado Qco. Darwin Hoyos Martínez por su paciencia y guía durante todo este proceso.

Estadista Liliana Florez por sus enseñanzas y colaboración en la realización de éste documento.

Henry Guañarita por abrirnos sus puertas para la realización de este estudio.

A todos los profesores del programa por todas sus enseñanzas brindadas a lo largo de nuestra carrera.

A nuestras familias por su constante apoyo.

A nuestros compañeros y a todas las personas que de una u otra manera nos acompañaron en nuestro proceso académico.

Al Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia, a la Universidad del Cauca, la Universidad del Valle, al Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca - CREPIC y a la Piscícola Chiliglo, quienes vienen apoyando el proyecto ESTUDIO, DISEÑO Y EVALUACION DE UN PROTOTIPO DE ESTANQUE PISCICOLA, en el marco del cual se presenta este documento.

CONTENIDO

	Pág.
LISTA DE TABLAS	IX
LISTA DE FIGURAS.....	XI
LISTA DE FOTOS.....	XII
LISTA DE ANEXOS.....	XIII
ABREVIATURAS.....	XIV
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
3. JUSTIFICACIÓN.....	5
4. OBJETIVOS.....	8
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
5. MARCO TEÓRICO.....	9
5.1. GENERALIDADES.....	9
5.2. PARÁMETROS GENERALES DE UN CUERPO DE AGUA PARA CULTIVO DE TRUCHA.....	9
5.2.1. Temperatura.....	9
5.2.2. Oxígeno disuelto (OD).....	10
5.2.3. Turbiedad.....	10
5.2.4. pH	10
5.2.5. Amonio.....	10
5.3. ALIMENTACIÓN DE LA TRUCHA	11
5.4. EFECTO DE LA ALIMENTACIÓN SOBRE LA CALIDAD DE AGUA EN LOS ESTANQUES.....	12
5.5. COMPOSICIÓN DEL MATERIAL FECAL DE LA TRUCHA EN LOS ESTANQUES	12
5.6. PROCESOS MICROBIOLÓGICOS EN LOS ESTANQUES	13
5.6.1. Degradación de materia orgánica	14
5.7. CONTAMINANTES GENERADOS EN LA PRODUCCIÓN DE TRUCHA	15
5.7.1 Sólidos suspendidos (SS).....	15

5.7.2. Nutrientes asociados a sólidos suspendidos en estanques de cultivo.....	16
5.7.3. Sólidos disueltos (SD).....	17
5.8. FACTORES QUE AFECTAN EL TAMAÑO DE LAS PARTÍCULAS DE LOS SÓLIDOS EN ESTANQUES DE CULTIVO	18
6. METODOLOGÍA	20
6.1. LOCALIZACIÓN	20
6.2. DESCRIPCIÓN DE ESTANQUES.....	21
6.2.1. Descripción del estanque a escala real.....	21
6.2.2. Descripción del estanque piloto	22
6.3. MONTAJE EXPERIMENTAL.....	22
6.3.1. Desarrollo del primer objetivo.....	23
6.3.2. Desarrollo del segundo objetivo.....	26
6.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	26
7. PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	28
7.1. SÓLIDOS SUSPENDIDOS.....	28
7.2. FÓSFORO TOTAL (PO ₄).....	30
7.2.1. Fósforo fracción disuelta	30
7.2.2. Fósforo fracción suspendida	32
7.3. NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL	34
7.3.1. Nitrógeno total kjeldahl fracción disuelta.....	35
7.3.2. Nitrógeno total kjeldahl fracción suspendida	37
7.4. NITRÓGENO AMONIACAL.....	39
7.5. MATERIA ORGÁNICA.....	40
7.5.1. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) y Demanda química de oxígeno (DQO), fracción disuelta.....	40
7.5.2. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) y Demanda química de oxígeno (DQO), fracción suspendida	43
7.6. OXÍGENO DISUELTO	45
7.7. SÓLIDOS DISUELTOS	47
7.8. POTENCIAL DE HIDRÓGENO.....	48
7.9. TEMPERATURA.....	50

8. CONCLUSIONES 52
BIBLIOGRAFÍA..... 55
ANEXOS..... 60

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Requerimientos del agua para el cultivo de la trucha.....	11
Tabla 2. Composición del alimento (Adaptado de GARCÍA-RUIZ y HALL, 1996).....	12
Tabla 3. Características del estanque a escala real.....	21
Tabla 4. Parámetros medidos para el desarrollo del primer objetivo.....	25
Tabla 5. Parámetros medidos para el desarrollo del segundo objetivo.....	26
Tabla 6. Estadísticos descriptivos de los sólidos suspendidos.....	29
Tabla 7. Estadísticos descriptivos del fósforo total disuelto.....	31
Tabla 8. Estadísticos descriptivos del fósforo total suspendido.....	33
Tabla 9. Estadísticos descriptivos del nitrógeno total kjeldahl disuelto.....	35
Tabla 10. Estadísticos descriptivos del nitrógeno total kjeldahl suspendido.....	37
Tabla 11. Estadísticos descriptivos del nitrógeno amoniacal.....	39
Tabla 12. Estadísticos descriptivos de la Demanda bioquímica y química del oxígeno disuelto.....	41
Tabla 13. Estadísticos descriptivos de la Demanda bioquímica y química del oxígeno suspendido.....	43
Tabla 14. Datos estadísticos del oxígeno disuelto.....	45
Tabla 15. Datos estadísticos de los sólidos disueltos.....	47
Tabla 16. Datos estadísticos de potencial hidrógeno.....	48
Tabla 17. Datos estadísticos de temperatura.....	50
Tabla 18. Datos de campo de fósforo total.....	60
Tabla 19. Datos de campo de nitrógeno total kjeldahl.....	61
Tabla 20. Datos de campo de DQO.....	63
Tabla 21. Datos de campo de DBO ₅	64
Tabla 22. Datos de campo nitrógeno amoniacal.....	65
Tabla 23. Datos de campo de sólidos suspendidos.....	67
Tabla 24. Datos de campo de oxígeno disuelto.....	68
Tabla 25. Datos de campo de sólidos disueltos.....	69
Tabla 26. Datos de campo de pH.....	69
Tabla 27. Datos de campo de temperatura.....	70

Tabla 28. Porcentajes de fósforo total en la fracción disuelta y suspendida en los puntos de muestreo. 72

Tabla 29. Porcentajes de nitrógeno total kjeldahl en la fracción disuelta y suspendida en los puntos de muestreo..... 72

Tabla 30. Porcentajes de DQO en la fracción disuelta y suspendida en los puntos de muestreo..... 72

LISTA DE FIGURAS

Pág.

Figura 1. Procesos microbiológicos en los estanques (tomado de MORIARTY, 1997). ..	13
Figura 2. Mapa del departamento del Cauca. Ubicación municipio de Puracé y corregimiento de Coconuco.....	20
Figura 3. Estanque a escala real.	21
Figura 4. Vista longitudinal y transversal del estanque piloto.	22
Figura 5. Montaje experimental.....	23
Figura 6. Comportamiento de los sólidos suspendidos en los puntos de muestreo.....	29
Figura 7. Comportamiento del fósforo total disuelto en los puntos de muestreo.	31
Figura 8. Comportamiento del fósforo total suspendido en los puntos de muestreo.....	33
Figura 9. Comportamiento del nitrógeno total kjeldahl disuelto en los puntos de muestreo.	35
Figura 10. Comportamiento del nitrógeno total kjeldahl suspendido en los puntos de muestreo.	37
Figura 11. Comportamiento del nitrógeno amoniacal en los puntos de muestreo.	39
Figura 12. Comportamiento de la Demanda química de oxígeno disuelta en los puntos de muestreo.	42
Figura 13. Comportamiento de la Demanda química de oxígeno suspendido en los puntos de muestreo.....	44
Figura 14. Valores promedio de oxígeno disuelto afluente – efluente en cada periodo...	46
Figura 15. Valores promedio de sólidos disueltos afluente – efluente en cada periodo...	47
Figura 16. Valores mínimos y máximos de pH afluente – efluente en cada periodo.....	49
Figura 17. Valores promedio de la temperatura afluente – efluente en cada periodo.....	50
Figura 18. Sólidos suspendidos, segundo periodo de muestreo.	74
Figura 19. Fósforo fracción suspendida, tercer periodo de muestreo.....	74
Figura 20. Nitrógeno total kjeldahl fracción suspendida, segundo periodo de muestreo. .	74
Figura 21. DQO fracción suspendida, segundo periodo de muestreo.	75
Figura 22. pH, primer periodo de muestreo.....	75
Figura 23. Oxígeno disuelto, tercer periodo de muestreo.....	75
Figura 24. Sólidos disueltos, segundo periodo de muestreo.	76
Figura 25. Temperatura, segundo periodo de muestreo.	76

LISTA DE FOTOS

	Pág.
Foto 1. Montaje de tubería en estanque a escala real.....	77
Foto 2. Sistema de recolección de agua y sólidos en el estanque escala real.....	77
Foto 3. Sistema de recolección de agua y sólidos en el estanque a escala real.....	77
Foto 4. Estructura de ingreso al estanque piloto.....	78
Foto 5. Estanque piloto.....	78
Foto 6. Tanque de cabeza constante (arriba) y estanque piloto en operación (abajo).	78

LISTA DE ANEXOS

Pág.

ANEXO A. Datos recolectados durante los periodos de muestreo de los parámetros analizados en el estanque piloto, en la estación piscícola Chiliglo.	60
ANEXO B. Resultados de la prueba <i>H</i> de Kruskal-Wallis.....	70
ANEXO C. Resultados de la prueba de normalidad.....	71
ANEXO D. Porcentajes de las fracciones disuelta y suspendida de los parámetros analizados.	72
ANEXO E. Rangos de cuantificación de los métodos utilizados.....	73
ANEXO F. Curvas de calibración para fósforo total y nitrógeno total kjeldahl (y amoniacal).	73
ANEXO G. Figuras de los datos de campo vs un periodo de muestreo para cada parámetro analizado.	74
ANEXO H. Fotos estación piscícola Chiliglo y estanque piloto.....	77

ABREVIATURAS

Af. = afluente

Ef. = efluente

F. = fracción

DBO = Demanda bioquímica de oxígeno

DQO = Demanda química de oxígeno

PO₄ = Fósforo total

O.D. = Oxígeno disuelto

I.P. de relación Ef./Af. = Índice promedio de relación Ef./Af.

SMWW = Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters

1. INTRODUCCIÓN

La acuicultura es conocida como la actividad dedicada a la cría de organismos acuáticos, entre los que se encuentran peces, crustáceos, moluscos y plantas en ambientes físicos (FAO, 2008); de ésta se desprende la piscicultura la cual está orientada al cultivo de peces y se puede desarrollar tanto en agua dulce o marina. Estas actividades son importantes desde el punto de vista nutricional, económico y social porque son una fuente de empleo y de aporte de proteína animal para el hombre (FAO, 1999). Sin embargo, el aumento en su producción genera impactos sobre el ambiente principalmente en los recursos hídricos, dada la cantidad de efluentes ricos en materia orgánica y nutrientes que son vertidos sin previo tratamiento (PARDO *et al.*, 2006).

La trucha en Colombia es la tercer especie de mayor producción piscícola; en los últimos años ha venido presentando un considerable crecimiento, que ha impulsado su cultivo en diferentes regiones del país (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005). El cultivo de trucha se realiza en zonas de alta montaña debido a requerimientos en calidad fisicoquímica, microbiológica y cantidad de agua (PRODUCE, 2004). El recurso hídrico de dichas regiones se ve afectado negativamente por el tipo de efluentes producidos por las truchícolas, limitando su uso en otras actividades aguas abajo, situación que se agrava teniendo en cuenta la cantidad de personas que requieren de este recurso.

La contaminación presente en efluentes piscícolas se encuentra en dos fracciones; una suspendida y otra disuelta, ambas provienen de factores como la alimentación y el metabolismo de los peces y del material de arrastre que llega con el afluente a los estanques (RODRÍGUEZ y ANZOLA, 2001). La proporción de ambas fracciones es variable, cambia a medida que los contaminantes generados se comienzan a acumular en los estanques de cultivo principalmente en forma de sólidos. Los cambios en la proporción de cada fracción obedecen en gran parte al tamaño de las partículas en los sólidos que están afectados por factores como los procesos de degradación microbiológica y química que se dan al interior de los estanques, así como por turbulencia inducida por los flujos de entrada a los estanques y por los mismos peces (BRINKER y ROSCH, 2005; WETZEL y LIKENS, 1999 citados por ÁLVAREZ, 2005).

El presente estudio consistió en identificar las variaciones que presentan las fracciones suspendida y disuelta del agua al interior de los estanques de cultivo a medida que se acumulan sólidos, utilizando un sistema en flujo continuo y realizando un seguimiento a diferentes parámetros fisicoquímicos y nutrientes en las dos fracciones, durante determinados periodos de tiempo.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En las últimas décadas la acuicultura ha venido presentando un considerable crecimiento a nivel mundial, pasando de una producción menor a un millón de toneladas anuales hacia 1950 a 51,7 millones de toneladas en 2006, así mismo el suministro per cápita anual paso de 0,7 kg en 1970 a 7,8 kg en 2006 generándose un aumento promedio del 7% anual (FAO, 2008). Del mismo modo la piscicultura ha presentado importantes aumentos a nivel mundial, en los últimos 20 años la producción piscícola de especies como la tilapia, trucha y cachama se ha incrementado a ritmos de 12%, 6% y 29% respectivamente (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005). Todo esto ha permitido que los productos pesqueros se conviertan en una fuente de crecimiento económico y de aporte de proteína animal contribuyendo con la seguridad alimentaria (FAO, 2008), pero al mismo tiempo se genera contaminación de los recursos hídricos del planeta, por descargas directas de efluentes producidos en estas actividades (CHOPIN *et al.*, 2001).

En Colombia la piscicultura se ha desarrollado desde finales de la década de los treinta (SALAZAR, 2001) favorecida por las características con las que cuenta el país como son la topografía e hidrología. La oferta hídrica total supera los 2.000 km³ al año, y corresponde a 57.000 m³ anuales por habitante; sin embargo, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) estima que al no tomar medidas de conservación, ordenamiento, manejo de los recursos naturales, así como de disminución de la contaminación, para el año 2015 el 66% de la población colombiana sufrirá desabastecimiento del recurso en condiciones hidrológicas secas (IDEAM, 2001).

Por su parte el cultivo de trucha entre 1993 y 2005 obtuvo una participación del 16% en la actividad piscícola nacional convirtiéndose en una de las especies más cultivadas, después de la cachama y la tilapia con un 31% y 49% respectivamente (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005). Las estaciones truchícolas utilizan para la producción agua de ríos de alta montaña debido a su calidad fisicoquímica y microbiológica; los cuerpos de agua de estas zonas se ven afectados por los efluentes que reciben de estas estaciones, los cuales, transportan cargas de materia orgánica, sólidos, nutrientes, patógenos y antibióticos (RODRÍGUEZ y ANZOLA, 2001; MORIARTY,

1997), limitando el uso del recurso aguas abajo, para fines de potabilización, uso domestico, preservación de flora y fauna, agricultura y recreación.

La contaminación presente en los efluentes truchícolas se puede encontrar disuelta o asociada a partículas sólidas, y debido a procesos microbiológicos, físicos y químicos se puede trasferir de la fase sólida a la disuelta. Por lo anterior, se hace necesario realizar estudios que permitan entender cómo cambian estas fases a medida que se acumulan sólidos en los estanques de cultivo de trucha.

3. JUSTIFICACIÓN

El cultivo de trucha en Colombia está asociado a regiones que se encuentran entre 2.000 y 3.000 metros sobre el nivel del mar debido a los requerimientos de temperaturas entre 10 °C y 18 °C (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005), oxígeno disuelto con concentraciones no inferiores a 6 mg/L (AQUINO, 2008), pH entre 6.5 y 9.0 (CAMACHO *et al.*, 2000), y flujos constantes y abundantes de agua, desde los 1,2 hasta los 4,8 L/s por tonelada anual de trucha (BOAVENTURA *et al.*, 1996) condiciones que reúnen los cuerpos hídricos de estas zonas.

El efluente principal generado por el cultivo de trucha transporta materia orgánica, nutrientes, sólidos y antibióticos, provenientes principalmente del metabolismo de los peces, alimento no ingerido, producción de heces y control de enfermedades (RODRÍGUEZ y ANZOLA, 2001); en promedio se encuentran concentraciones de 5.83 mg/L de DBO₅, 6.81 mg/L de sólidos suspendidos (DE LA CRUZ y SALAZAR, 2007), 1.4 mg/L de nitrógeno y 0.3 mg/L de fósforo (CRIPPS y KELLY, 1996 citados por CRIPPS y BERGHEIM, 2000), aportando a las fuentes receptoras hasta 8.40 kg de DBO₅, 2 kg de nitrógeno, 0.43 kg de fósforo, y 9.80 kg de sólidos suspendidos diarios por tonelada de producción, lo que dificulta el tratamiento de dicho efluente dadas las bajas concentraciones y los altos volúmenes de agua utilizada para el cultivo que producen dilución de la contaminación. El efluente secundario proveniente del lavado de estanques, se caracteriza por poseer bajos caudales pero mayores cargas contaminantes, con DBO₅ y sólidos suspendidos de 135,3 mg/L y 422 mg/L respectivamente (YASNÓ y GARCIA, 2007). Ambos efluentes impactan negativamente hábitats en las cuencas altas de los ríos; las cargas de materia orgánica y nutrientes que transportan conllevan a disminución del oxígeno disuelto, acidificación, eutrofización y toxicidad en ecosistemas acuáticos, además en los sedimentos o en el material disuelto se pueden encontrar patógenos que en algunos casos son resistentes a antibióticos debido al indiscriminado uso de los mismos, todo lo anterior afecta el crecimiento, supervivencia y reproducción de los organismos presentes en los cuerpos de agua receptores de éstos efluentes (CAMARGO y ALONZO, 2006; MORIARTY, 1997).

Las piscícolas generan diverso material suspendido y disuelto en las descargas (CRIPPS y BERGHEIM, 2000), la proporción de estas fracciones está afectada por procesos de degradación microbiológica y química, parámetros físicos, concentración de nutrientes disueltos, turbulencia inducida por los peces y por el caudal de ingreso a los estanques (FOY y ROSELL, 1991; HAMANN *et al.*, 1990 citado por CRIPPS y BERGHEIM, 2000; BRINKER Y ROSCH, 2005; WETZEL y LIKENS, 1999 citado por ÁLVAREZ, 2005). Estos factores afectan el tamaño de las partículas sólidas, conllevando a que se transfieran a la fracción disuelta, dificultándose así el tratamiento de los efluentes debido a la naturaleza de la última fracción, la cual no se puede remover por las técnicas de separación de partículas que se utilizan comúnmente en tratamiento de efluentes piscícolas (CRIPPS y BERGHEIM, 2000). Por tal razón se hace deseable acumular los sólidos al interior de los estanques el tiempo mínimo posible con el fin de evitar que la contaminación en estado sólido sea transferida a la fracción soluble afectándose el desarrollo de los peces y la calidad del efluente.

El tratamiento de efluentes con altos volúmenes de agua y bajas concentraciones de contaminantes como los provenientes de esta actividad es de elevado costo y requiere de la selección adecuada de un método (CRIPPS y BERGHEIM, 2000; LOIX, 2003). La fracción sólida puede ser retirada del efluente utilizando medios convencionales como sedimentación o filtración para ser conducida a un posterior tratamiento, mientras que tratar la fracción disuelta resulta más costoso (MOLLER, 2002 citado por TRUE *et al.*, 2004).

CRIPPS y BERGHEIM (2000) reportan que los sólidos suspendidos presentes en los efluentes de trucha contienen entre el 7% - 32% de nitrógeno, entre el 30% - 84% de fósforo, y alrededor de un 80% de la DBO. La identificación de las variaciones en las fracciones suspendida y disuelta en el agua al interior de los estanques de cultivo a medida que se acumulan sólidos, se convierte en una importante herramienta para optimizar e incrementar la eficiencia en el tratamiento de efluentes truchícolas. Para conocer dichas variaciones se realizó el presente estudio involucrando la medición de parámetros fisicoquímicos y nutrientes en ambas fracciones. El estudio se efectuó con el apoyo del Ministerio de Agricultura, la Universidad del Cauca, la Universidad del Valle y el Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca CREPIC, en el desarrollo del

proyecto denominado “Estudio, Diseño y Evaluación de un Prototipo de Estanque Piscícola”, en la estación piscícola Chiliglo ubicada en el corregimiento de Coconuco, municipio de Puracé, departamento del Cauca.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

- Identificar las variaciones que presentan las fracciones suspendida y disuelta del agua utilizada en el cultivo de trucha con la acumulación de los sólidos al interior de un estanque piloto.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar cómo afectan los procesos de degradación y disolución de sólidos acumulados al interior del estanque a la concentración de nutrientes y materia orgánica en las fracciones suspendida y disuelta con el paso del tiempo.
- Identificar relaciones existentes entre la acumulación y degradación de los sólidos al interior del estanque utilizando los parámetros pH, oxígeno disuelto y sólidos disueltos.

5. MARCO TEÓRICO

5.1. GENERALIDADES

La piscicultura es una actividad orientada al cultivo de peces, bajo la implementación y el manejo de buenas prácticas que incluyen el desarrollo genético de las especies, la incubación, alimentación, reproducción, sanidad entre otras, pudiéndose desarrollar tanto en agua dulce o marina; especies como la tilapia, cachama y trucha se cultivan en Colombia (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005).

La trucha arco iris fue introducida en el territorio colombiano en 1.939, como una fuente económica y de aporte de proteína animal para familias campesinas pobres. Actualmente se cultiva en los departamentos de Cundinamarca, Boyacá, Cauca y Nariño donde por año se pueden producir de 2.000 a 4.000 kilos por hectárea (ORTEGA J, 2004).

Esta especie cuyo nombre científico es *Oncorhynchus mykiss* pertenece a la familia de los salmónidos y es originaria de América del Norte (AQUINO, 2008); para su producción es necesario tener un cuerpo de agua con características adecuadas de cantidad y calidad. La calidad del cuerpo de agua para el cultivo de trucha está dada por propiedades como temperatura, oxígeno disuelto, pH, ion amonio y turbidez las cuales pueden variar por factores externos como el clima o la atmósfera. Los niveles adecuados de cada parámetro para el cultivo de trucha se citan a continuación.

5.2. PARÁMETROS GENERALES DE UN CUERPO DE AGUA PARA CULTIVO DE TRUCHA

5.2.1. Temperatura: la trucha puede vivir en aguas con temperatura entre 0 °C y 25 °C, siendo el rango óptimo para su crecimiento y desarrollo desde los 9 °C a 17 °C, dado que valores superiores a los 21 °C disminuyen las concentraciones de oxígeno disuelto. La temperatura incide directamente sobre las funciones del organismo de la trucha como son aspectos reproductivos, ritmo de crecimiento y actividad metabólica e indirectamente en

la concentración de oxígeno disuelto, la concentración de amoníaco y el grado de descomposición de materiales en el fondo de los estanques (AQUINO, 2008).

5.2.2. Oxígeno disuelto (OD): es uno de los parámetros más importantes en la calidad del agua, en estanques de cultivo se recomienda que el OD no sea inferior a 6 mg/L, niveles por debajo de 5 mg/L son insuficientes para un óptimo crecimiento (AQUINO, 2008). Al disminuir el oxígeno disuelto los peces no aceptan fácilmente el alimento afectando su crecimiento y la tasa de conversión alimenticia, además de volverse vulnerables a parásitos, enfermedades y la muerte. Bajas concentraciones pueden generar hipoxia o anoxia en los peces (TAYLOR y MILLER, 2001; RODRÍGUEZ y ANZOLA, 2001).

La concentración de OD en estanques de cultivo está afectada por factores como: temperatura, flujo del agua, densidad poblacional, ciclos de respiración de las algas, estratificación del agua y consumo de alimento debido al costo metabólico de la digestión y asimilación de nutrientes (TAYLOR y MILLER, 2001; SUGIURA *et al.*, 2005).

5.2.3. Turbiedad: es ocasionada por partículas suspendidas, sustancias arrastradas desde el suelo o la vegetación y organismos planctónicos, los cuales se incrementan en épocas de lluvia y causan en los organismos la disminución de la absorción de oxígeno debido a que las branquias se obstruyen al estar en contacto con el paso de partículas suspendidas dificultando el paso del oxígeno a través de ellas (AQUINO, 2008) además limitan la capacidad de los peces para capturar el alimento, quedando en el fondo del estanque el alimento no consumido en forma de materia orgánica (RODRÍGUEZ y ANZOLA, 2001).

5.2.4. pH: el valor adecuado para el crecimiento de la trucha está entre 6,5 y 9.0 (CAMACHO *et al.*, 2000). Valores por fuera de éste rango causan estrés en los organismos y conllevan a crecimiento lento. En pH por debajo de 4 se presenta muerte ácida y por encima de 11 muerte alcalina (AQUINO, 2008).

5.2.5. Amonio: las sustancias amoniacaes como producto de la excreción de los peces se encuentran en dos estados: amoníaco libre (NH_3) y amonio ionizado (NH_4^+). El rango

óptimo de NH₃ para cultivo de trucha es menor de 0,012 mg/L, valores mayores causan lesiones en las branquias y atrasan el crecimiento en los peces (CAMACHO *et al.*, 2000)

La siguiente tabla contiene los requerimientos de la calidad de agua para el cultivo de la trucha:

Tabla 1. Requerimientos del agua para el cultivo de la trucha.

Temperatura	De 7.2 a 17.0 °C para crecimiento De 7.2 a 12.8 °C para reproducción e incubación.
Oxígeno disuelto	Mayor a 5 mg/L
pH	6.7 a 9.0
Dióxido de carbono	Menor a 2 mg/L
Amonio	Menor a 0.012 mg/L como NH ₃
Nitrito	Menor a 0.55 mg/L
Sólidos suspendidos	Menor a 80 mg/L
Sólidos disueltos	Menor a 400 mg/L

Fuente: Camacho *et al.*, (2000).

5.3. ALIMENTACIÓN DE LA TRUCHA

Según CAMACHO *et al* (2000) los alimentos que se suministran a la trucha deben tener una alta calidad nutritiva que permitan compensar los requerimientos nutricionales que ellos necesitan para sus actividades, funciones y conservar su salud. La cantidad diaria que se debe suministrar a los peces depende de su tamaño, la temperatura del agua, la concentración de oxígeno disuelto, el número de peces y el alimento utilizado.

La composición promedio del alimento empleado para trucha se presenta en la tabla 2.

Tabla 2. Composición del alimento (Adaptado de GARCÍA-RUIZ y HALL, 1996).

COMPONENTE	Proteína	Nitrógeno	Grasa	Agua	Fibra	Fósforo	Otros
%	40	29,5	8	8	4,5	1,6	8,4

5.4. EFECTO DE LA ALIMENTACIÓN SOBRE LA CALIDAD DE AGUA EN LOS ESTANQUES

Según RODRÍGUEZ y ANZOLA (2001), el alimento suministrado a los peces en los estanques de cultivo puede ser consumido o no consumido. El alimento no consumido se encuentra entre un 5% y 10% del alimento proporcionado, una parte es convertida por acción de bacterias en sustancias que se disuelven en el agua como dióxido de carbono, amonio y fosfatos y la otra pasa a sedimentarse. El alimento consumido se encuentra entre el 90% y 95% del alimento proporcionado, de éste el 70% al 80% es absorbido y el resto se vuelve heces. Parte del alimento absorbido se convierte en carne y parte es devuelta al agua a través de procesos metabólicos como la respiración y excreción donde se generan dióxido de carbono, amonio y fosfatos (RODRÍGUEZ y ANZOLA, 2001).

A causa del alimento no consumido, consumido y absorbido en los estanques se generan nutrientes inorgánicos mineralizados que se obtienen por la acción de los microorganismos y que son utilizados por el fitoplancton, el cual produce oxígeno en la fotosíntesis y lo consume en la respiración, cuando el fitoplancton muere se convierte en materia orgánica muerta que es consumida nuevamente por los microorganismos (RODRÍGUEZ y ANZOLA, 2001)

5.5. COMPOSICIÓN DEL MATERIAL FECAL DE LA TRUCHA EN LOS ESTANQUES

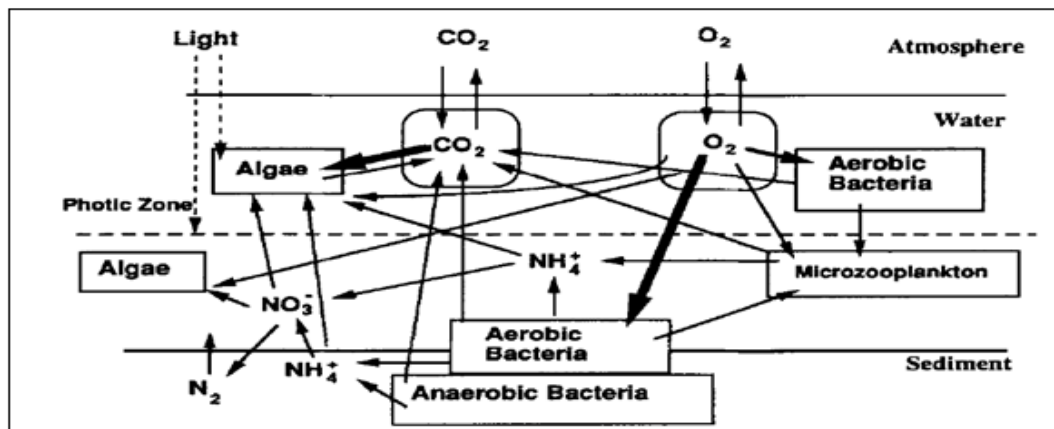
El material fecal excretado por los peces está compuesto por 13% de proteínas, 8% de grasas, 40% de carbohidratos (fibra completamente indigerible), 17% de materia orgánica, 23% de material seco y 50% de residuos (CRIPPS y BERGHEIM, 2000).

Del fósforo suministrado en el alimento el 22% puede ser retenido por las truchas en forma de biomasa, el 58% es excretado como residuos sólidos y el 20% como residuos solubles; en heces se han encontrado concentraciones de fósforo total de 8,25 mg/g (GARCÍA-RUIZ y HALL, 1996), mientras que alrededor del 40% del nitrógeno ingerido como proteínas es excretado como nitrógeno disuelto (Nitrógeno amoniacal total) (CRIPPS y BERGHEIM, 2000).

5.6. PROCESOS MICROBIOLÓGICOS EN LOS ESTANQUES

Los procesos microbiológicos dentro de los estanques involucran diferentes componentes, como se observa en la figura 1.

Figura 1. Procesos microbiológicos en los estanques (tomado de MORIARTY, 1997).



La importancia de los microorganismos en los estanques de cultivo está relacionada con la productividad, ciclo de los nutrientes, nutrición de los peces, calidad del agua, control de enfermedades e impacto del efluente en el ambiente. Los procesos microbianos tanto aeróbicos como anaeróbicos afectan la calidad del agua en factores como el pH, el contenido de amoníaco y el contenido de oxígeno; además generan reciclado de nitrógeno y fósforo que estimulan la producción primaria. Las algas eucariotas y las cianobacterias son las principales productoras primarias en los estanques (MORIARTY, 1997).

El oxígeno ingresa a los estanques de cultivo a través de actividad fotosintética de las algas y por difusión, la cual es ayudada por agitación inducida por el viento o acción mecánica. Las bacterias heterotróficas consumen el oxígeno y liberan dióxido de carbono al tiempo que oxidan materia orgánica, mientras que las bacterias autótrofas nitrificantes y sulfuro bacterias consumen oxígeno y dióxido de carbono mientras oxidan amonio, nitrito y sulfuro respectivamente (MORIARTY, 1997).

En el fondo de los estanques se encuentran detritos y materia orgánica suspendida y disuelta, donde la difusión de oxígeno es limitada de tal forma que el oxígeno se agota rápidamente, cuando esto pasa las bacterias fermentadoras comienzan a activarse liberando ácidos reducidos, alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno los cuales son usados por las bacterias metanogénicas cuando se trata de estanques de agua dulce (MORIARTY, 1997).

5.6.1. Degradación de materia orgánica: la descomposición de materia orgánica hace referencia a la desintegración de materiales orgánicos de origen animal, microbiano o vegetal. Este proceso contiene dos subprocesos simultáneos: por un lado la fragmentación de partículas de un tamaño mayor en otras cada vez menores, hasta que los componentes estructurales (incluidos los celulares) no son ya reconocibles y por otro lado el catabolismo de los compuestos orgánicos (SATCHELL, 1974 citado por ÁLVAREZ, 2005). De forma general se asume que las moléculas orgánicas complejas de gran tamaño son degradadas por procesos hidrolíticos bióticos y abióticos en compuestos de bajo peso molecular, y que posteriormente, se produce una oxidación de estos compuestos orgánicos hasta obtener los compuestos inorgánicos simples que los constituyen (CO_2 , H_2S , NH_4^+ , PO_4^{3-} , H_2O) que es lo que se conoce como mineralización (WETZEL y LIKENS, 1991 citado por ÁLVAREZ, 2005). A la vez, en este proceso catabólico parte de los materiales orgánicos son incorporados como biomasa en distintos organismos detritívoros.

El carbono detrítico presente en los sistemas acuáticos puede subdividirse en materia orgánica disuelta (MOD) y materia orgánica particulada (MOP). La diferencia entre ambos tipos de MO se establece de forma analítica a partir de $0.5 \mu\text{m}$ de tamaño. Por debajo de

ese valor se habla de MOD (WETZEL y LIKENS, 1991, citado por ÁLVAREZ, 2005). Esta MOD, debido a su pequeño tamaño, es mayoritariamente consumida por microorganismos (hongos y bacterias principalmente, y diversos protozoos y componentes de la meiofauna). Estos organismos mueren y liberan otra vez la MO como MOD que es nuevamente asimilada.

En estanques de cultivo gran parte de la materia orgánica la cual produce DBO se encuentra en concentraciones entre 0,9 mg/L y 14 mg/L (BOAVENTURA *et al.*, 1996), puede estar presente en los sólidos en suspensión o disuelta; CRIPPS y BERGHEIM (2000) indican que el 21% de la DBO puede estar disuelta y el resto haciendo parte de la fracción suspendida.

5.7. CONTAMINANTES GENERADOS EN LA PRODUCCIÓN DE TRUCHA

Los contaminantes generados en el cultivo de trucha pueden estar disueltos o suspendidos. Los disueltos son principalmente el amoníaco, nitratos, fosfatos y materia orgánica y en los suspendidos se encuentran los sólidos en suspensión (BILOTTA y BRAZIER, 2008).

5.7.1 Sólidos suspendidos (SS): los sólidos suspendidos se pueden definir como la masa o concentración de materia orgánica e inorgánica presente en la columna de agua de un río, lago, reservorio u otro cuerpo de agua. Bajo condiciones naturales todas las corrientes de agua llevan algunos sólidos suspendidos, pero un aumento en su concentración puede llevar a alteraciones en las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua. Éstos a medida que se asientan pueden cubrir completamente el fondo de estanques de cultivo y de fuentes de agua receptoras, generando alteraciones físicas, químicas y biológicas (BILOTTA y BRAZIER, 2008).

Alteraciones físicas: conllevan a reducción en la penetración de la luz, cambios de temperatura, incremento en costos de tratamiento y dificultad para que peces y organismos acuáticos encuentren alimento (BILOTTA y BRAZIER, 2008); además, en

estanques de cultivo pueden bloquear cañerías del sistema, tuberías, bombas y equipo de filtrado (SAGPyA, 2006).

Alteraciones químicas: incluyen liberación de contaminantes como metales pesados y nutrientes como fósforo y nitrógeno en el agua (RYAN, 1991).

Alteraciones biológicas: están relacionadas con reducción en la productividad primaria y biomasa de plantas acuáticas, reducción o eliminación de poblaciones y especies de invertebrados, reducción en la eficiencia de alimentación, crecimiento e inmunidad de peces (BILOTTA y BRAZIER, 2008). Por otra parte la descomposición de sólidos suspendidos está relacionada con la disminución del contenido de oxígeno disuelto en el agua, debido a los procesos de degradación microbiológica (RYAN, 1991).

En efluentes de estanques de trucha MAILLARD *et al.* (2005) encontraron que el tamaño de partículas para sólidos suspendidos estaba dividido entre partículas pequeñas de 1,5 μm a 30 μm de diámetro y partículas grandes mayores de 210 μm , y que el 95% de las partículas tenían un diámetro menor de 80 μm .

La concentración de sólidos suspendidos en efluentes truchícolas es baja, alrededor es de 14 mg/L y, se calcula que por cada kilogramo en peso que gana la trucha se descargan al agua entre 150 – 200 g de sólidos suspendidos (CRIPPS y BERGHEIM, 2000).

5.7.2. Nutrientes asociados a sólidos suspendidos en estanques de cultivo

Fósforo. El fósforo permanece en el agua en una serie de fracciones como consecuencia de procesos de adsorción, disolución o precipitación (BENITEZ-NELSON, 2000), convirtiéndose en un útil indicador de impacto ambiental. En efluentes de trucha se pueden encontrar concentraciones de 0,13 mg/L de fósforo total asociados a sólidos suspendidos (CRIPPS y BERGHEIM, 2000), aunque no todo se encuentra en la fracción suspendida. FOY y ROSELL (1991) encuentra que 30% del fósforo total está como fracción suspendida y el 70% como fracción disuelta.

En los estanques los sólidos pueden ser resuspendidos y sedimentados por el mismo flujo de entrada o por turbulencia inducida por los peces dando lugar a una rotura en las partículas fecales debido a su naturaleza frágil, conllevando a un incremento en la proporción de partículas pequeñas y por consiguiente en el fósforo disuelto (TRUE *et al.*, 2004).

El paso del fósforo a la fracción disuelta conlleva a una disminución en la tratabilidad de los efluentes; MOLLER (2002 citado por TRUE *et al.*, 2004) estudió un reactor de lecho fluidizado para precipitación de fósforo disuelto vía complejo fosfato – hierro, para el tratamiento de efluentes de trucha; los resultados mostraron un 95% de eficiencia en remoción de fósforo; sin embargo, el costo de filtración fue estimado en aproximadamente US\$ 100/3.78x10⁶ L de efluente tratado, lo que corresponden a aproximadamente US\$ 6400 diarios en tratamiento para una piscícola que utilice 2800 L/s de agua; indicando que remover el fósforo en la fase sólida sea una opción más práctica y económica.

Nitrógeno. A los SS se encuentra ligado el nitrógeno, el cual en efluentes de trucha presenta bajas concentraciones alrededor de 1,4 mg/L de nitrógeno total. Al igual que el fósforo este nutriente está disperso en dos fracciones una suspendida y otra disuelta; en la suspendida se encuentra entre el 7% y el 32% (CRIPPS y BERGHEIM, 2000), mientras que de la fracción disuelta hacen parte el amonio y el amoníaco y los productos de su degradación (nitrito y nitrato).

El amoníaco varía según el pH y la temperatura, en su forma molecular (NH₃) es tóxico para los peces (SAGPyA, 2006) a concentraciones de 0,015 mg/L (CAMACHO *et al.*, 2000). Los nitritos y nitratos, producto de la oxidación del amoníaco, son compuestos de menor toxicidad; concentraciones de nitrito superiores a 0,55 mg/L son nocivas para la trucha.

5.7.3. Sólidos disueltos (SD). Los sólidos disueltos en el agua están representados por la concentración de residuos que quedan en una muestra de agua cuando se le han retirado previamente los sólidos suspendidos y es llevada a evaporación hasta sequedad (PIPPER *et al.*, 1982). Presentan diámetros menores de 10⁻⁶ mm y están compuestos por

iones orgánicos e inorgánicos y moléculas que se encuentran en la solución. Se incluyen iones de amoníaco, nitritos y nitratos (SAGPyA, 2006).

La trucha puede tolerar concentraciones de sólidos disueltos menores a 400 mg/L (CAMACHO *et al.*, 2000); sin embargo, rápidos cambios en la concentración pueden ser estresantes para los peces, debido a que su sangre es más concentrada que el medio en que viven, por tal razón deben realizar un trabajo fisiológico continuo para mantener la química de su cuerpo y soportar las diferencias osmóticas (PIPPER *et al.*, 1982).

En efluentes de trucha los sólidos disueltos generan un problema en el tratamiento al no poder ser tratados por sistemas convencionales de remoción mecánica, estos permanecen en el efluente una vez han sido retirados los sólidos suspendidos, transportándose así un porcentaje de la contaminación a los cuerpos receptores (CRIPPS y BERGHEIM, 2000).

5.8. FACTORES QUE AFECTAN EL TAMAÑO DE LAS PARTÍCULAS DE LOS SÓLIDOS EN ESTANQUES DE CULTIVO

El tamaño y la formación de partículas en estanques de cultivo dependen de factores como la forma, porosidad, composición orgánica e inorgánica y la resistencia al corte de las partículas en relación con parámetros como la turbulencia y la química del agua (DROPPPO *et al.*, 1997, citado por BRINKER y ROSCH 2005). Sin embargo BRINKER y ROSCH (2005) plantean que la condición más o menos estable de las variables ambientales en las piscícolas hace que el tamaño y la formación de sólidos este presumiblemente controlada por un pequeño número de factores más variables, específicamente la concentración de sólidos, la colonización microbiana y la turbulencia. De acuerdo a los anteriores autores, al interior de los estanques de cultivo estos factores se ven influenciados principalmente por parámetros como:

- Alimentación: durante este proceso las truchas generan vigorosos movimientos que producen turbulencia.

- Hora del día: la trucha es una especie que ha demostrado diferentes tipos de actividad durante el día y la noche; en el día su actividad locomotriz es alta y permanece el mayor tiempo en el fondo de los estanques, mientras que durante la noche su movimiento se reduce y toma lugares cerca de la superficie.
- Distancia al fondo del estanque: se plantea que a pesar de la turbulencia inducida por los peces, las partículas se distribuyen de manera desigual dentro de la masa de agua debido a la sedimentación diferencial.
- Distancia desde la entrada: el tamaño de las partículas que pasan a través de una piscícola puede ir disminuyendo con el tiempo debido a ruptura continua de las fuerzas de cizallamiento y de degradación biológica.
- Área superficial de contacto los peces: este parámetro está correlacionado la biomasa y el tamaño de los peces; proporciona una medida de la turbulencia local, la cual puede afectar la suspensión de las partículas.
- Densidad de los peces: a medida que aumenta la densidad de las truchas cambia su comportamiento y distribución en los estanques.

Otros autores como BILOTTA y BRAZIER (2008) dicen que la distribución en tamaño partículas está influenciada por factores como: el tiempo que permanecen en suspensión, su distribución en la columna de agua y su capacidad de absorción. Mientras que WETZEL Y LIKENS (1991, citados por ÁLVAREZ, 2005) le dan mayor relevancia a los procesos de degradación de la materia orgánica.

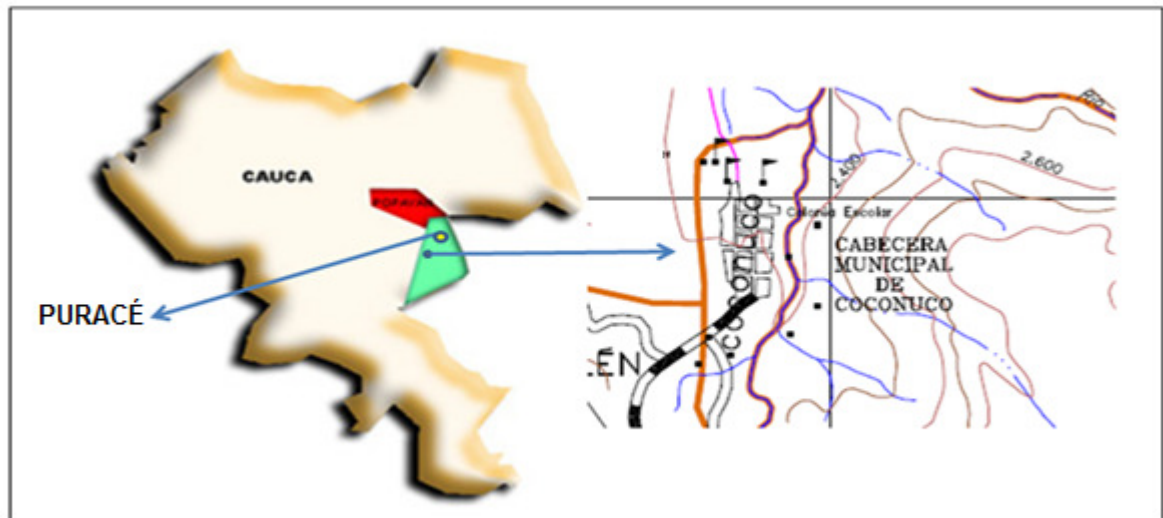
6. METODOLOGÍA

El estudio se realizó en la piscícola Chiliglo ubicada en el corregimiento de Coconuco, municipio de Puracé, departamento del Cauca. El desarrollo de los objetivos se llevó a cabo utilizando un estanque piloto en flujo continuo.

6.1. LOCALIZACIÓN

La piscícola Chiliglo está ubicada en el corregimiento de Coconuco, municipio de Puracé, en la zona centro-oriental del Departamento del Cauca. Éste corregimiento se encuentra a 26 kilómetros al oriente de la ciudad de Popayán y está a una altura de 2.360 m.s.n.m. Presenta clima frío - húmedo con temperaturas promedio de 14°C y un rango entre los 12°C a 18°C. En la zona existen dos periodos de lluvias, uno moderado entre Enero y Abril y otro de precipitación máxima entre Octubre y Diciembre, con una precipitación anual promedio de 2177 mm. El relieve es quebrado con pendientes medianas y fuertes y de acuerdo al sistema de clasificación de vida de Holdridge la zona corresponde a bosque húmedo montano bajo (bh - MB) (CERON, 1996).

Figura 2. Mapa del departamento del Cauca. Ubicación municipio de Puracé y corregimiento de Coconuco.



Fuente: Adaptado de: Sitio web oficial de Puracé en Cauca, Colombia.

6.2. DESCRIPCIÓN DE ESTANQUES

Los sistemas empleados para la obtención de la información fueron un estanque a escala real y un estanque piloto. El estanque a escala real se utilizó en operación para la obtención continua de sólidos provenientes del metabolismo de los peces, alimento no consumido y heces. El estanque piloto se utilizó para la acumulación de sólidos y recolección de muestras.

6.2.1. Descripción del estanque a escala real: el estanque a escala real (ver figura 3) es un estanque convencional para cultivo de trucha, construido en tierra, con forma rectangular y presenta las siguientes características:

Tabla 3. Características del estanque a escala real.

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN
Dimensiones del estanque (m)	14 Largo x 3Ancho x 0,8 Alto
Caudal de Entrada (L/s)	3,5
Número aproximado de peces (unidades)	1100
Rango de talla de los peces (g)	200 – 250
Horario de alimentación de los peces	8 am, 12 m y 6 pm
Alimentación (g/día trucha)	10,5
Total alimento (kg/día)	11,55

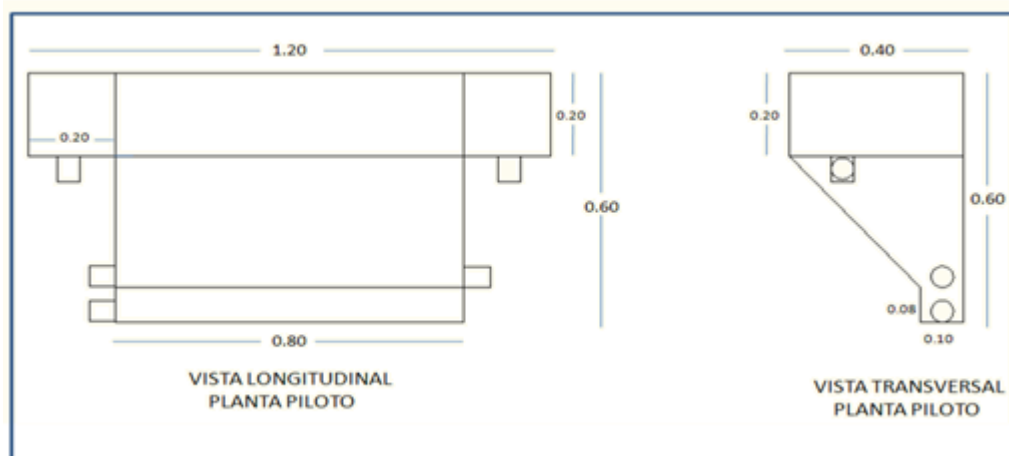
Figura 3. Estanque a escala real.



El agua utilizada por el estanque es tomada del río Changue el cual abastece a toda la piscícola, luego de circular sale por rebose, mediante un tubo ubicado a nivel superficial del agua para ser conducida a una laguna de sedimentación que descarga sus aguas nuevamente en el río Changue.

6.2.2. Descripción del estanque piloto: el estanque piloto es una modificación a uno convencional, está construido en acrílico, tiene forma de tolva, una de sus paredes laterales tiene un ángulo de inclinación de 45° que ayuda a la acumulación de los sólidos, los cuales son recogidos en el fondo por un canal recolector. Su diseño y dimensiones se ilustran en la figura 4.

Figura 4. Vista longitudinal y transversal del estanque piloto.



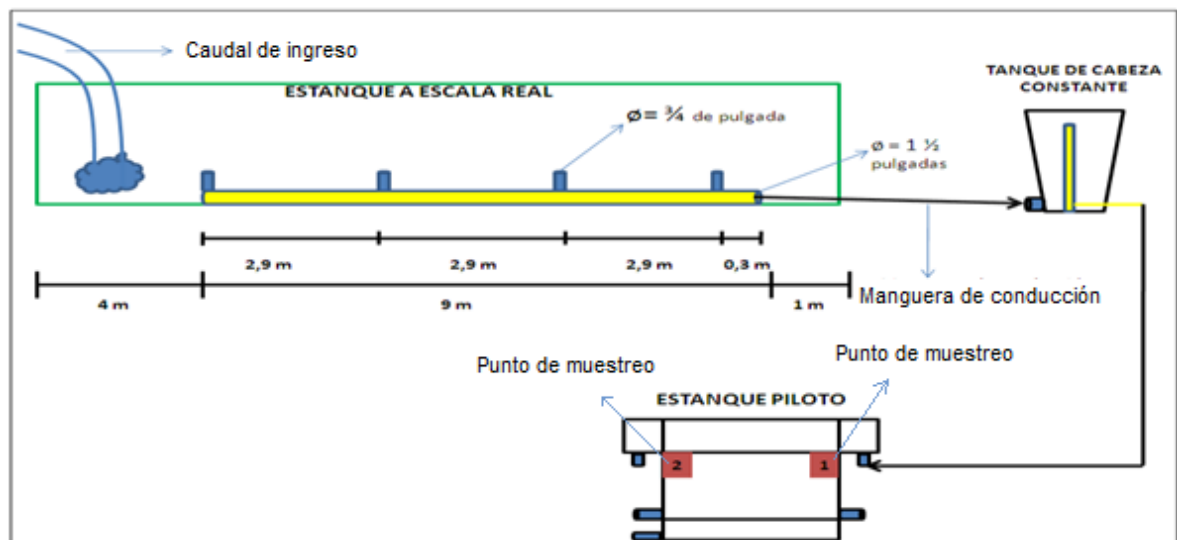
6.3. MONTAJE EXPERIMENTAL

Para la implementación del montaje experimental, se realizaron pruebas previas en el estanque a escala piloto utilizando truchas en su interior donde se observó que las truchas durante el día se amontonaban en el canal recolector y en la noche intentaban salir del estanque, además se observó que el alimento suministrado no era ingerido sino depositado en el fondo del estanque lo que podía acelerar los procesos de degradación alterando las condiciones que se presentan normalmente en los estanques de cultivo. De acuerdo a esto, se decidió realizar el estudio con ausencia de peces en el piloto y estudiar

la transferencia de nutrientes y materia orgánica de la fracción sólida a la disuelta debido a procesos de degradación y disolución de sólidos dentro del estanque piloto, colectando agua proveniente de un estanque en operación.

Para coleccionar el agua y los sólidos que ingresaron al estanque piloto, donde se generó el proceso de acumulación de sólidos, se utilizó el estanque a escala real en operación, con 1100 truchas en su interior alimentadas tres veces al día. A lo largo y en el fondo del estanque se instaló una tubería de pvc con 1 ½ pulgadas de diámetro y 9 metros de longitud sobre la cual se colocaron de forma perpendicular cuatro tubos del mismo material y con diámetro de ¾ de pulgada a una altura de 0.25 m del suelo y espaciados a igual distancia con el fin de recolectar continuamente agua y sólidos en el estanque (ver figura 5). El agua y los sólidos fueron conducidos a un tanque de cabeza constante donde se reguló el caudal que ingresó al estanque piloto el cual fue de 9000 mL/min.

Figura 5. Montaje experimental.



6.3.1. Desarrollo del primer objetivo: para determinar la variación en las concentraciones de la materia orgánica y los nutrientes en sus fracciones suspendida y disuelta a medida que se acumulan sólidos se utilizó el estanque piloto como un sistema de flujo continuo. Los muestreos se iniciaron con el estanque a escala real lavado para

obtener información de las condiciones iniciales del agua en el estanque a escala real al inicio de operación.

Muestreo: se realizaron muestreos compuestos los cuales permiten tener representatividad de las condiciones del agua durante el periodo de muestreo. Las muestras se recolectaron en los puntos 1 y 2 de la figura 5, los cuales representan el afluente y efluente del estanque piloto. Para la obtención de las muestras se instalaron dos mangueras de 3/8 de pulgada de diámetro dispuestas en dichos puntos, éstas conducían el agua por goteo y gravedad con un caudal de 360 mL/min a dos recipientes recolectores donde se acumulan por un tiempo determinado.

Periodos de muestreo: un periodo de muestreo corresponde al número de días durante los cuales se tomaron las muestras. El número total de periodos de muestreo efectuados fueron tres, realizados sucesivamente con una semana de diferencia entre uno y otro. Cada periodo de muestreo tuvo una duración de cuatro días, durante cada día la frecuencia de muestreo fue de seis horas recolectándose diariamente cuatro muestras en el afluente y cuatro muestras en el efluente, con un volumen de dos litros por muestra.

Análisis de laboratorio: las muestras colectadas en campo se refrigeraron a 4 °C hasta su procesamiento en el laboratorio.

En laboratorio, la separación de las fracciones total y disuelta de cada muestra se realizó mediante filtración usando papel filtro con un diámetro de poro de 3 micras, marca Schleicher & Schuell No. 595. La selección del papel filtro con este tamaño de poro obedeció a que en la literatura se encuentran estudios como los de MAILLARD *et al.* (2005) quienes reportan que en estanques de cultivo de trucha se encuentran en su mayoría partículas con diámetros de 5 a 20 micras con porcentajes del 64,7 al 82,2 %, en periodos de alimentación y hasta cuatro horas después; además, se tuvo en cuenta que en laboratorio se contaba con papel de filtro de 3 micras y de 0,60 micras, y que la utilización de este último implicaría la retención de partículas disueltas los cuales presentan tamaños menores de 1 micra.

Una vez obtenidas las dos fracciones se midieron los parámetros descritos en la tabla 4, manejando la metodología de Standard Methods (20 ed.) de donde se seleccionaron métodos para cuantificar bajas concentraciones que se pudieran utilizar en el laboratorio teniendo en cuenta la disponibilidad de equipos.

El valor de la fracción suspendida correspondió a la diferencia entre la fracción total y la fracción disuelta de cada muestra.

Tabla 4. Parámetros a medir para el desarrollo del primer objetivo.

PARÁMETRO	MUESTRA		PUNTO DE MUESTREO		PROCEDIMIENTO STANDARD METHODS	EQUIPO	MARCA
	F*	N.F**	ENTRADA	SALIDA			
Sólidos suspendidos (mg/L)		X	X	X	2540 D	Filtro whatman 934-AH	Schleicher & Schuell
DBO ₅ (mg/L)	X	X	X	X	5210 B	Winkler, incubadora.	E & Q
DQO (mg/L)	X	X	X	X	5210 D	Digestor 45600	HACH
Fósforo total *** (mg/L)	X	X	X	X	4500 – PD	Espectrofotómetro Pharo 300	Merck
Nitrógeno Kjeldahl *** (mg/L)	X	X	X	X	4500 - NH _{org} B	Digestor DK-6, Unidad de destilación Automática JDK -42, Depurador SMS, Espectrofotómetro	Velp Scientifica
Nitrógeno Amoniacal *** (mg/L)	X		X	X	4500 – NH ₃ F	Espectrofotómetro Pharo 300	Merck

* Muestra filtrada

** Muestra no filtrada

*** Las curvas de calibración para éste parámetro están en el anexo F

6.3.2. Desarrollo del segundo objetivo: para identificar relaciones existentes entre la acumulación y la degradación de los sólidos al interior del estanque piloto, se realizó un seguimiento a los parámetros pH, oxígeno disuelto y sólidos disueltos. Además, se monitoreo la temperatura como parámetro de control.

Los muestreos se realizaron in situ y de forma puntual en los puntos 1 y 2 del estanque piloto (ver figura 5), con la misma frecuencia y dentro de los mismos periodos de muestreo del objetivo uno. A continuación se presenta la tabla 5 con los parámetros muestreados para este objetivo y los métodos utilizados.

Tabla 5. Parámetros a medir para el desarrollo del segundo objetivo.

PARÁMETRO	PUNTO DE MUESTREO		PROCEDIMIENTO STANDARD METHODS	EQUIPO	MARCA
	ENTRADA	SALIDA			
Oxígeno disuelto (mg/L)	X	X	4500 – O G	Sonda 51973 - 00	HACH
Temperatura °C	X	X	2550	Sonda 51973 - 00	HACH
pH	X	X	4500 H	Electrodo 51935 - 00	HACH
Sólidos disueltos (mg/L)	X	X	--	Sonda 51975 – 00	HACH

6.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

A los resultados obtenidos se les realizó un análisis estadístico según lo planteado en cada objetivo. Los resultados del objetivo uno se analizaron con estadística descriptiva y con la prueba no paramétrica para muestras independientes H de Kruskal-Wallis. La estadística descriptiva incluyó valores máximos, mínimos, promedio y desviación estándar para cada parámetro, mientras que la prueba no paramétrica permitió encontrar si existían o no diferencias significativas entre los puntos de muestreo.

La prueba H de Kruskal-Wallis se basa en que: J muestras son aleatorias e independientemente extraídas de J poblaciones para averiguar si las J poblaciones son

idénticas o algunas de ellas presenta promedios mayores que otra. La elección de ésta prueba, la cual es similar a una Anova de un factor, se debió a que cuenta con las ventajas de analizar muestras pequeñas, tamaños muestrales desiguales y no requiere cumplir con los supuestos de análisis de varianza sobre las poblaciones iniciales los cuales son: distribución normal, homogeneidad de varianzas y no correlación entre los datos; condiciones que no presentaron en su totalidad los datos obtenidos. Para determinar la normalidad de los datos se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, la cual se recomienda cuando el número de datos es menor o igual a 50; se considera que los datos tienen una distribución normal cuando el nivel crítico (sig.) es mayor de 0,050.

La prueba se realizó utilizando el programa SPSS versión 15.0 para Windows, donde se compararon dos grupos independientes (afluente y efluente) con una variable cuantitativa dependiente (concentración en mg/L) en cada fracción (suspendida y disuelta) de los parámetros medidos. Se consideró que no existen diferencias significativas entre los dos grupos independientes cuando el nivel crítico (sig. asintótica) asociado al estadístico H de Kruskal-Wallis es mayor a 0,050.

Los resultados del objetivo dos se analizaron con estadística descriptiva la cual incluyó valores máximos, mínimos, promedio, desviación estándar y un índice o indicador de relación entre efluente – afluente de cada parámetro medido. El índice permitió determinar las relaciones planteadas para este objetivo, si el resultado del cociente efluente/afluente es igual a 1 no existe relación entre los valores de afluente y efluente; si es menor que 1 los valores del afluente predominan sobre los del efluente, indicando que entra mas fracción de la que sale y si por el contrario es mayor que 1 sale más fracción que la que entra.

7. PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

En esta sección se presentan los resultados obtenidos de los parámetros que se midieron en el estanque piloto con base en sus estadísticas descriptivas y gráficas resumen, junto con sus respectivos análisis. La información completa de los datos de campo se encuentra en el anexo A.

La primera parte de ésta sección contiene los parámetros propuestos para el objetivo uno, tales como: sólidos suspendidos, fósforo total en la fracción disuelta y suspendida, nitrógeno total kjeldahl en su fracción disuelta y suspendida, DBO₅ y DQO en su fracción disuelta y suspendida y nitrógeno amoniacal.

En la segunda parte de ésta sección se encuentran los parámetros propuestos para el objetivo dos, los cuales fueron: oxígeno disuelto, sólidos disueltos y pH. Además se presenta la temperatura medido como parámetro de control.

7.1. SÓLIDOS SUSPENDIDOS

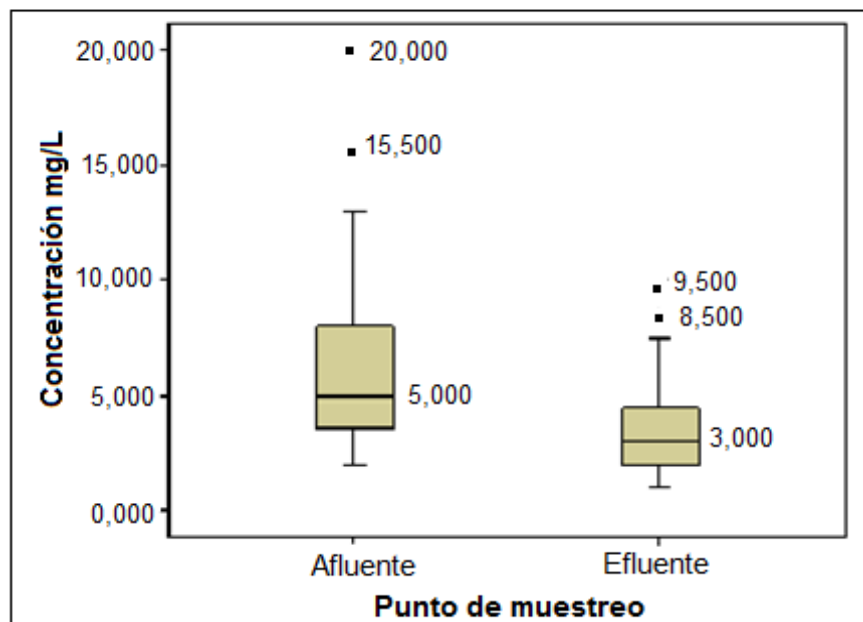
Los sólidos suspendidos en el estanque piloto, como se observa en el diagrama de cajas de la figura 6, se encontraron en rangos diferentes de concentraciones en el afluente y efluente que van desde 2,000 a 20,000 mg/L y de 1,000 a 9,500 mg/L en cada punto respectivamente. La distribución de los datos no presentó normalidad como lo indica el valor la prueba de normalidad que arrojó un valor de significancia de 0,000 (ver anexo C), por el contrario se evidencia una asimetría hacia la derecha en ambos puntos.

Las concentraciones promedios encontradas en el sistema fueron de $6,070 \pm 1,120$ mg/L en el afluente y $3,720 \pm 0,550$ en el efluente, valores superiores comparados con BOAVENTURA *et al.* (1996) y MAILLARD *et al.* (2005), quienes reportan concentraciones promedio de $2,400 \pm 1,600$ mg/L y 1,5 mg/L en efluentes de piscícolas.

Tabla 6. Estadísticos descriptivos de los sólidos suspendidos.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	AFLUENTE	EFLUENTE
Máximo (mg/L)	20,000	9,500
Mínimo (mg/L)	2,000	1,000
Promedio (mg/L)	6,070 ± 1,120	3,720 ± 0,550
Desviación estándar	4,030	1,990
No. datos	50	50

Figura 6. Comportamiento de los sólidos suspendidos en los puntos de muestreo.



El nivel crítico de la prueba H de Kruskal-Wallis (ver anexo B) fue menor a 0,050 (0,000), demostrando que existieron diferencias entre las concentraciones de sólidos suspendidos entre los dos puntos de muestreo. Durante cada periodo de muestreo los datos de campo no presentaron una tendencia clara del comportamiento con el transcurso del tiempo (ver figura 18, anexo G), por el contrario mostraron fluctuaciones diferentes tanto en el afluente como efluente, situación que no permitió hacer un análisis del comportamiento de los sólidos suspendidos a medida que se acumulaban los sólidos dentro del piloto.

Dentro de los estanques piscícolas el tamaño de las partículas suspendidas es variable y está afectado por factores como la hora del día y la distancia de la entrada que aumentan su tamaño o por el contrario lo disminuyen como la distancia hacia el fondo de los estanques, la densidad de los peces y turbulencia inducida por los mismos (BRINKER y RÓSCH, 2005). Éstas variaciones en los tamaños de las partículas que se pudieron presentar en el estanque a escala real, tal vez influenciaron los resultados obtenidos en el estanque piloto donde se encontraron fluctuaciones en las concentraciones de los sólidos suspendidos en los dos puntos de muestreo, ya que probablemente el sistema de recolección de agua del estanque a escala real no recogía siempre tamaño y cantidades de partículas constantes; esto también pudo estar afectando la cantidad de partículas que se sedimentaban dentro del piloto, MAILLARD *et al.* (2005) reportan diámetros de partículas en sólidos suspendidos en los estanques varían desde 1,5 a mayores de 210 μm , mientras BRINKER y RÓSCH (2005) encuentran diámetros máximos de 269 μm .

Por medio de un índice de relación efluente/afluente se encontró que en promedio, en los periodos de muestreo, por cada partícula que ingresaba al piloto 0,69 partículas salían de éste, indicando que en promedio el estanque acumuló un 31% de sólidos suspendidos.

7.2. FÓSFORO TOTAL (PO_4)

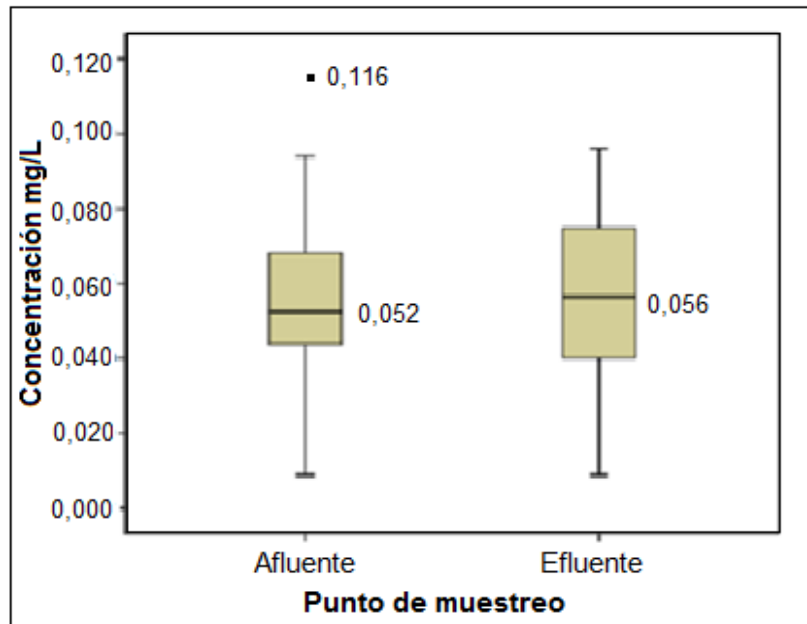
7.2.1. Fósforo fracción disuelta

Durante los periodos de muestreo se encontraron concentraciones de fósforo en la fracción disuelta en un rango de 0,010 a 0,116 mg/L en el afluente y de 0,010 a 0,100 mg/L en el efluente (ver tabla 7). El diagrama de cajas muestra que el 50% de los datos centrales están en concentraciones de 0,043 a 0,068 mg/L en el afluente y de 0,040 a 0,075 mg/L, además muestra que el valor de la mediana con respecto a la media en el afluente se aproximan, mientras que en el efluente son iguales, indicando una distribución normal de los datos (ver figura 7).

Tabla 7. Estadísticos descriptivos del fósforo total disuelto.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	AFLUENTE DISUELTA	EFLUENTE DISUELTA
Máximo (mg/L)	0,116	0,100
Mínimo (mg/L)	0,010	0,010
Promedio (mg/L)	0,053 ± 0,007	0,056 ± 0,006
Desviación estándar	0,020	0,020
No. datos	46	50

Figura 7. Comportamiento del fósforo total disuelto en los puntos de muestreo.



El promedio de la concentración de fósforo total en la fracción disuelta fue de $0,053 \pm 0,007$ mg/L y $0,056 \pm 0,006$ mg/L en el afluente y efluente respectivamente, valores similares a los reportados por TRUE *et al.*, (2004) quienes caracterizaron efluentes de truchícolas en Estados Unidos encontrando concentraciones de fósforo disuelto de $0,060 \pm 0,010$ mg/L equivalente al 62% del fósforo total, porcentaje semejante al encontrado en el afluente del estanque piloto que fue de 63,8% (ver tabla 28, anexo D) el cual provenía del estanque real en operación.

De acuerdo a la prueba H de Kruskal-Wallis (ver anexo B) se encontró que el nivel crítico (0,507) es mayor que 0,050 indicando que durante los periodos de muestreo no se

presentaron diferencias entre las concentraciones de afluente y efluente; sin embargo, GARCIA-RUIZ y HALL (1996) describen que en estanques de cultivo de trucha se presenta disolución de fósforo total a causa de procesos químicos, físicos y biológicos tales como ruptura mecánica, degradación bacteriana y temperatura, además reportan que del 41% al 64% del fósforo total en la heces puede pasar a la fase disuelta en un periodo de incubación de 24 horas.

Es probable que bajo las condiciones en que se realizó este estudio no se hayan encontrado variaciones en la fracción disuelta entre afluente y efluente debido a factores como ausencia de peces que induzcan turbulencia y generen disolución de fósforo total asociado a los sólidos en suspensión, o que no se hayan logrado observar debido al efecto de la dilución que hace que se encuentren concentraciones bajas en estos sistemas que no pueden ser cuantificados adecuadamente por el método utilizado debido a su límite de cuantificación. En éste estudio se detectaron concentraciones inferiores y cercanas al límite de cuantificación del método utilizado que es de 0,01 mg/L (ver tabla 18, anexo A). Éste límite de cuantificación al igual que para los demás parámetros corresponde a los determinados por el Standard Methods (20 ed.) para cada prueba y se debe tener en cuenta que en el laboratorio no se determinaron los límites de cuantificación mínimo para cada parámetro.

7.2.2. Fósforo fracción suspendida

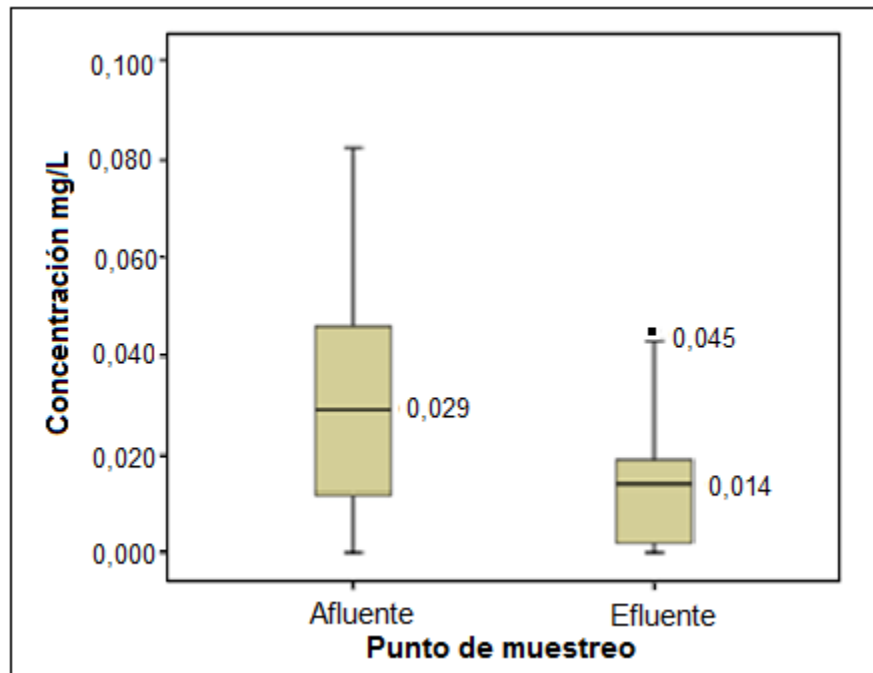
El diagrama de cajas realizado para los datos obtenidos en la fracción suspendida del fósforo en el afluente y efluente del piloto durante los periodos de muestreo (ver figura 8), muestra que en estos dos puntos los rangos de concentraciones fueron diferentes, con valores de 0,000 a 0,082 mg/L en el afluente y de 0,000 a 0,045 mg/L en el efluente. El 50% de los datos centrales en el afluente presentaron concentraciones entre 0,012 y 0,046 mg/L y en el efluente de 0,001 a 0,019 mg/L, a diferencia del afluente los datos del efluente no presentaron una distribución normal, como lo indica la prueba de normalidad que arrojó valores de significancia (sig.) de 0,078 para el afluente y de 0,000 para el efluente (ver anexo C).

Las concentraciones promedio del fósforo suspendido variaron entre el afluente y efluente del piloto con valores de $0,030 \pm 0,006$ mg/L y $0,014 \pm 0,004$ mg/L respectivamente, TRUE *et al.* (2004) reportaron concentraciones de fósforo suspendido de $0,040 \pm 0,010$ mg/L, en truchícolas valor que representó el 38% del fósforo total y que es cercano al encontrado en el afluente del estanque piloto, 36,1% (ver tabla 28, anexo D).

Tabla 8. Estadísticos descriptivos del fósforo total suspendido.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	AFLUENTE SUSPENDIDO	EFLUENTE SUSPENDIDO
Máximo	0,082	0,045
Mínimo	0,000	0,000
Promedio	$0,030 \pm 0,006$	$0,014 \pm 0,004$
Desviación estándar	0,021	0,013
No. datos	48	45

Figura 8. Comportamiento del fósforo total suspendido en los puntos de muestreo.



La prueba H de Kruskal-Wallis arrojó un valor de nivel crítico de 0,000 (ver anexo B) que señala que entre el afluente y efluente de ésta fracción si existieron diferencias. Estas diferencias posiblemente estén más asociadas a procesos de acumulación dentro del estanque piloto, debido a que su diseño facilitaba la sedimentación, que a procesos de degradación y disolución de sólidos, dado que en la fracción disuelta no se lograron apreciar cambios y se esperaba que a medida que se disuelva y degrade química o biológicamente fósforo en la fracción suspendida se genere una transferencia de fósforo hacia la fracción disuelta y por ende variaciones en la misma.

Por otra parte, los datos de los periodos de muestreo en el efluente no presentaron tendencias claras de disminución (ver figura 19, anexo G) a medida que se depositaban sólidos en suspensión; por el contrario, presentaron fluctuaciones tal vez debido a su variabilidad como lo indica la desviación estándar en la tabla 8. Además se encontró que el 25% de los datos del afluente y el 50% del efluente presentaron concentraciones por debajo del límite de cuantificación del método utilizado lo que pudo interferir con la cuantificación y la variabilidad de los datos.

Sin embargo, se encontró que en el afluente del piloto el fósforo suspendido era en promedio el 36,1% del fósforo total ingresado y que con la acumulación que se dio, el fósforo suspendido en el efluente pasó a representar el 20,0% del fósforo total de ese punto. De acuerdo a esto se calculó un índice de relación efluente/afluente para periodos de 96 horas, hallando que en promedio se acumula un 28,7% de fósforo en la fracción suspendida dentro del estanque piloto.

7.3. NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL

El nitrógeno total está compuesto por nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos. En ausencia de nitratos y nitritos, el nitrógeno total es igual al nitrógeno total kjeldahl, método de cuantificación utilizado para este parámetro. BOAVENTURA *et al.*, (1996) reportaron que en estaciones truchícolas la concentración de nitritos y nitratos es cercana a 0,000 mg/L y que estos resultados coinciden con los de otros autores, al igual que en este estudio, donde análisis previos indicaron la ausencia de nitratos y nitritos.

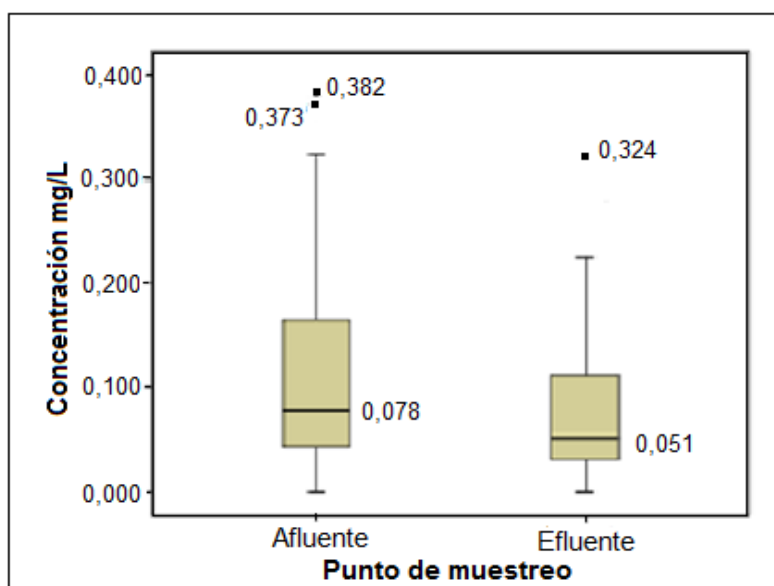
7.3.1. Nitrógeno total kjeldahl fracción disuelta

Los datos obtenidos de nitrógeno total kjeldahl en la fracción disuelta durante los periodos de muestreo, muestran que el 50% de los datos centrales están entre 0,038 a 0,168 mg/L en el afluente y entre 0,030 a 0,114 mg/L en el efluente, como se observa en el diagrama de cajas de la figura 9. El valor del promedio es mayor que la mediana en ambos puntos de muestreo presentando una distribución no normal de los datos, como lo indica la prueba de normalidad (ver anexo C), y asimetría a la derecha; además los datos muestran alta variabilidad como lo indican los valores de desviaciones estándar que están cercanas al promedio.

Tabla 9. Estadísticos descriptivos del nitrógeno total kjeldahl disuelto.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	AFLUENTE DISUELTO	EFLUENTE DISUELTO
Máximo	0,382	0,324
Mínimo	0,000	0,000
Promedio	0,112±0,030	0,084±0,023
Desviación estándar	0,108	0,080
No. datos	49	48

Figura 9. Comportamiento del nitrógeno total kjeldahl disuelto en los puntos de muestreo.



Los valores promedios de las concentraciones del nitrógeno total kjeldahl disuelto encontradas fueron de $0,112 \pm 0,030$ mg/L afluente y de $0,084 \pm 0,023$ mg/L efluente, datos inferiores al hallado por CRIPPS (1995) en efluentes de trucha el cual corresponde a 0,628 mg/L, aunque dicho estudio fue realizado en una truchícolas con 266.000 truchas de menos de 25 g cada una.

El resultado de la prueba *H* de Kruskal-Wallis para ésta fracción arrojó un nivel crítico de 0,198 (mayor a 0,05) lo cual indica que no existieron diferencias entre la fracción disuelta del afluente y efluente del piloto. Es probable que bajo las condiciones que se realizó este estudio no se hayan logrado observar cambios en ésta fracción debido al efecto de dilución, ya que en estos sistemas de producción se manejan altos volúmenes de agua que generan altas tasas de dilución de nutrientes, razón por la cual las concentraciones encontradas son bajas, dificultando la cuantificación; inclusive muchos de los valores reportados como cero pudieron haber tenido otro valor real, ya que alrededor del 25% de los datos en el afluente y efluente estuvieron cercanos y por debajo del límite de detección del método utilizado, el cual es de 0,02 mg/L y es factible que no se hayan logrado cuantificar de forma correcta.

En estanques de cultivo de trucha el nitrógeno orgánico después de haber sido metabolizado por microorganismos produce nitrógeno inorgánico que es esencialmente amoníaco, nitratos y nitritos, por medio del proceso conocido como mineralización (MORIARTY, 1997; ÁLVAREZ, 2005), lo que indica que los procesos de degradación y disolución se dan en estanques, aunque en este estudio no se pudieron apreciar dichos procesos o probablemente se generaron en una escala menor no cuantificable en este estudio.

En promedio se encontró que en periodos de muestreo de 96 horas, la fracción disuelta del nitrógeno total kjeldahl que ingresó al piloto fue de 68,7%, porcentaje menor a 88,7% y 89,7% obtenidos por FOY y ROSELL (1991) y CRIPPS (1995) en periodos de muestreo de 4 meses y 1 año respectivamente.

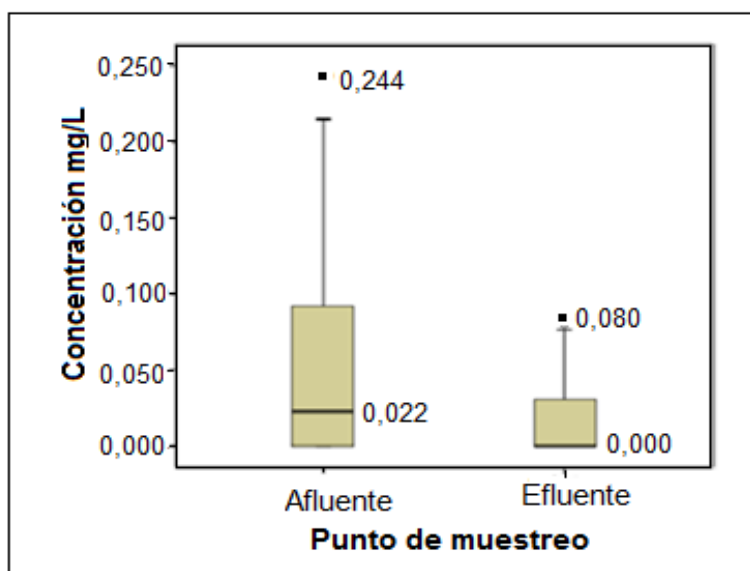
7.3.2. Nitrógeno total kjeldahl fracción suspendida

En la fracción suspendida del nitrógeno total kjeldahl, el diagrama de cajas muestra que el afluente tuvo un rango de concentraciones más amplio con respecto al efluente, los valores máximos alcanzados en estos puntos fueron de 0,244 mg/L y 0,080 mg/L respectivamente. En ambos puntos de muestreo los datos no están distribuidos normalmente, sino que presentan una asimetría hacia la derecha dado que el promedio es superior a la mediana. Para el efluente el 50% de los datos centrales tienen concentraciones de 0,000 mg/L los cuales están por fuera del límite de detección del método utilizado y por tal razón es probable que muchos de estos datos no se hayan logrado cuantificar correctamente.

Tabla 10. Estadísticos descriptivos del nitrógeno total kjeldahl suspendido.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	AFLUENTE SUSPENDIDO	EFLUENTE SUSPENDIDO
Máximo	0,244	0,080
Mínimo	0,000	0,000
Promedio	0,051±0,019	0,016±0,007
Desviación estándar	0,067	0,023
No. datos	48	45

Figura 10. Comportamiento del nitrógeno total kjeldahl suspendido en los puntos de muestreo.



En el estanque piloto se encontraron concentraciones promedio de $0,051 \pm 0,019$ mg/L en el afluente y $0,016 \pm 0,007$ mg/L, valores inferiores a los reportados por CRIPPS (1995) quien obtuvo concentraciones de nitrógeno kjeldahl fracción suspendido de 0,075 mg/L en efluentes de trucha, aunque en un estudio realizado bajo diferentes condiciones con respecto a las que se realizó el presente.

Entre las concentraciones de los puntos de muestreo existieron diferencias, como lo muestra el valor del nivel crítico de la prueba H de Kruskal-Wallis que fue de 0,041 (menor a 0,05), teniendo en cuenta que en la fracción disuelta del nitrógeno total kjeldahl no se pudieron apreciar cambios relacionados con los procesos de degradación y disolución de sólidos, como lo indica la prueba, es posible que en ésta fracción las diferencias estén más asociadas a acumulación de sólidos facilitada por el diseño del estanque piloto.

Las concentraciones presentadas tanto en el afluente como efluente y que están relacionadas con el ingreso y acumulación de sólidos en el estanque piloto no mostraron una tendencia de variación clara, se esperaba un comportamiento constante en las concentraciones del afluente y que en el efluente disminuyeran de forma constante las concentraciones a medida que se acumulaban sólidos en el piloto, es posible que lo anterior no se haya observado de esta forma dada la variabilidad de los datos (ver figura 20, anexo G) como lo indica la desviación estándar, que en ambos puntos fue superior al promedio. La variabilidad en las concentraciones puede estar relacionada con la dinámica del estanque a escala real, debido a que la actividad física y metabólica de las truchas cambia a lo largo del día y esto pudo hacer que la cantidad y tamaños de sólidos que ingresaban por el sistema de recolección de agua del estanque a escala real fuera muy variable en el transcurso del día, por otra parte no se descarta variabilidad asociada a los límites de cuantificación del método (ver anexo E).

Sin embargo, se encontró que en periodos de 96 horas de muestreo en el estanque piloto se acumuló un 31,1% del nitrógeno total kjeldahl en la fracción suspendida, según el índice de relación (efluente-afluente). Además, la fracción suspendida representó un 31,3% del nitrógeno total kjeldahl en el afluente y un 16,0% del nitrógeno total en el efluente; CRIPPS (1995) y FOY y ROSELL (1991) reportan porcentajes menores de 10,3% y 11,3% respectivamente en efluentes de trucha, aunque CRIPPS y BERGHEIM

(2000) señalan que la fracción suspendida de nitrógeno total pueden contener del 7% al 32% de este.

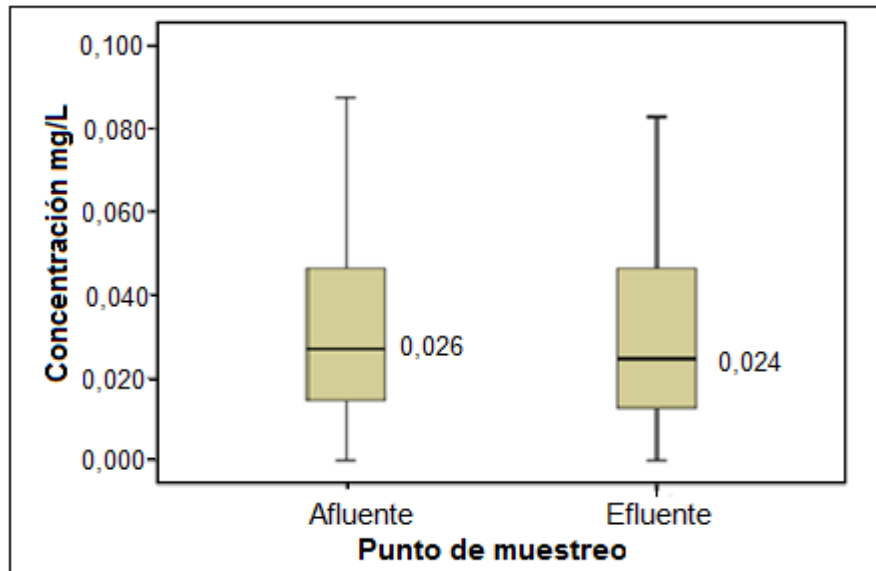
7.4. NITRÓGENO AMONICAL

El nitrógeno amoniacal analizado en el estanque piloto, presentó un rango de concentraciones similares en los dos puntos de muestreo con valores de 0,000 a 0,087 mg/L en el afluente y 0,000 a 0,083 mg/L en el efluente, de igual forma el 50% de los datos centrales en ambos casos están entre 0,013 mg/L y 0,047 mg/L aproximadamente, como se observa en el diagrama de cajas de la figura 11. La similitud en los valores de las concentraciones de ambos puntos es confirmada por la prueba *H* de Kruskal-Wallis donde el nivel crítico (0,858) es mayor de 0,050, indicando que no existen diferencias.

Tabla 11. Estadísticos descriptivos del nitrógeno amoniacal.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	AFLUENTE	EFLUENTE
Máximo	0,087	0,083
Mínimo	0,000	0,000
Promedio	0,030±0,006	0,032±0,006
Desviación estándar	0,022	0,023
No. datos	50	50

Figura 11. Comportamiento del nitrógeno amoniacal en los puntos de muestreo.



En estanques piscícolas la producción de nitrógeno amoniacal proviene de la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados en ión amonio y amoniaco disuelto (SARDIÑAS y PERÉZ, 2004) y de la excreción de urea y amoniaco por parte de los peces; según ISLAM (2005) del nitrógeno consumido por los peces entre un 68% y el 86% puede ser excretado como amoniaco disuelto y urea. Debido a que dentro del estanque piloto no se contaba con peces, se esperaba que se dieran incrementos de este parámetro relacionados con descomposición de nitrógeno orgánico asociados a los sólidos en suspensión que ingresan al piloto. Sin embargo, los resultados arrojados por la prueba *H* de Kruskal-Wallis coinciden con los resultados de nitrógeno total en la fracción disuelta donde tampoco se pudieron apreciar incrementos, aunque es probable que los cambios se hayan presentado pero en niveles muy bajos que no se pudieron cuantificar por medio de los métodos utilizados, inclusive el 50% de los datos presentaron concentraciones cercanas o por debajo del límite de cuantificación (ver anexo E).

El promedio de nitrógeno amoniacal encontrado durante los periodos de muestreo en el afluente es de $0,030 \pm 0,006$ mg/L el cual provenía del estanque a escala real en operación y es inferior al obtenido por BOAVENTURA *et al.*, (1996) quienes reportan concentraciones de 0,270 mg/L en efluentes de trucha con producciones de 15.000 a 55.000 toneladas por año.

7. 5. MATERIA ORGÁNICA

7.5.1. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y Demanda química de oxígeno (DQO), fracción disuelta

Las datos de la DBO₅ en la fracción total (ver tabla 21, anexo A) desde el inicio de los muestreos, presentaron concentraciones por debajo del límite de cuantificación (2 mg/L) del método utilizado según el Standard Methods (20 ed.); sin embargo, se continuó con la cuantificación de éste parámetro durante todos los periodos de muestreo debido a que era posible que las condiciones climáticas del lugar cambiaran y se presentaran lluvias. Los muestreos se realizaron entre el mes de agosto y septiembre, época donde es común que llueva en la región, situación que podía incrementar el caudal del río Changue y generar

un aumento en los sólidos que ingresarán al estanque en operación, repercutiendo en los valores de la DBO₅

En la DBO₅ disuelta, las concentraciones máximas encontradas en el estanque piloto durante todos los periodos de muestreo fueron de 1,340 mg/L en el afluente y 1,240 mg/L en el efluente (ver tabla 12), valores que se encuentran por debajo del límite de detección del método utilizado, por lo cual los datos obtenidos pierden validez para realizar un análisis.

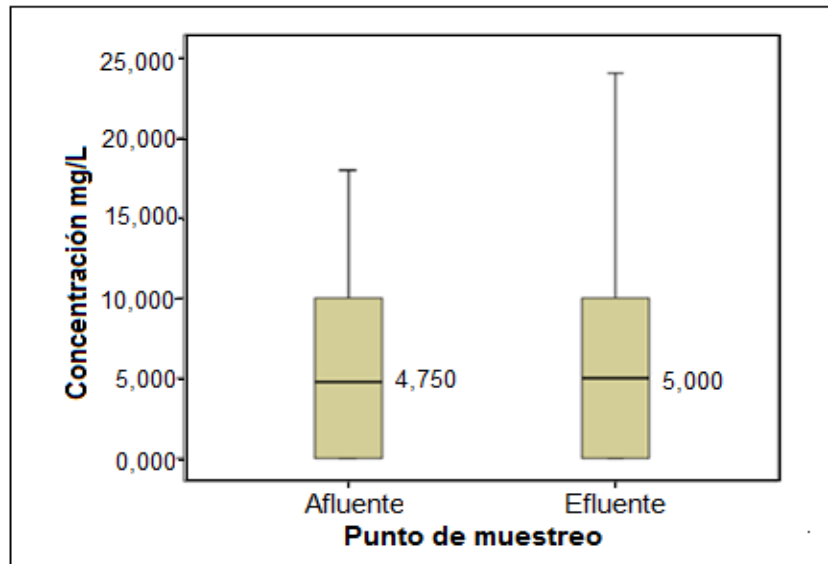
Tabla 12. Estadísticos descriptivos de la Demanda bioquímica y química del oxígeno disuelto.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	DBO ₅		DQO	
	AFLUENTE DISUELTA	EFLUENTE DISUELTA	AFLUENTE DISUELTA	EFLUENTE DISUELTA
Máximo	1,340	1,240	18,000	24,000
Mínimo	0,400	0,180	0,000	0,000
Promedio	0,819 ±0,068	0,713±0,085	5,921±1,821	6,194±2,416
Desviación estándar	0,229	0,285	5,417	6,973
No. datos	43	43	34	32

Por otra parte, el diagrama de cajas de la figura 12 muestra que en la DQO el valor de las medianas en el afluente y efluente son inferiores a los promedio de estos puntos (ver tabla 12) lo que indica que hay una asimetría de los datos hacia la derecha. Así mismo, se observa que el 50% de los datos centrales en ambos puntos se encuentran en concentraciones de 0,000 a 10,000 mg/L aproximadamente.

El nivel crítico de la prueba *H* de Kruskal-Wallis (0,859) para DQO disuelto señala que no existieron diferencias entre los dos puntos de muestreo.

Figura 12. Comportamiento de la Demanda química de oxígeno disuelta en los puntos de muestreo.



En los estanques piscícolas las variaciones de la materia orgánica disuelta pueden ser dinámicas, por una parte el incremento en su concentración está relacionado con los procesos de degradación química y microbiológica donde se oxidan y se degradan partículas suspendidas de gran tamaño a partículas de tamaños inferiores (se considera que la materia orgánica disuelta presenta diámetros inferiores a 0,500 μm) y, por otro lado la disminución en su concentración obedece a que es consumida por microorganismos, los cuales una vez mueren la liberan de nuevo como materia orgánica disuelta para ser otra vez asimilada (WETZEL y LIKENS, 1991 citado por ÀLVAREZ, 2005). Dentro del estanque piloto se esperaba que con la acumulación de sólidos se hicieran visibles variaciones entre las concentraciones de DQO disuelta de los puntos de muestreo, sin embargo, el resultado de la prueba *H* de Kruskal-Wallis como se mencionó anteriormente indica que no hubo diferencias.

Es probable que el tiempo de retención hidráulico manejado en el piloto, el cual fue de 14,6 min, no favoreció la generación de procesos de degradación y oxidación en la materia orgánica o que se hayan dado a una escala pequeña; por otra parte no se descarta el efecto de la dilución ya que algunos de los datos obtenidos estuvieron por

debajo o cercanos al límite de detección del método utilizado (ver anexo E) lo que pudo haber interferido con la precisión de las mediciones.

No obstante, en periodos de muestreo de 96 horas se encontraron concentraciones promedio de $5,921 \pm 1,821$ de DQO disuelto en el afluente del piloto, los que representan el 41,5% del total.

7.5.2. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y Demanda química de oxígeno (DQO), fracción suspendida

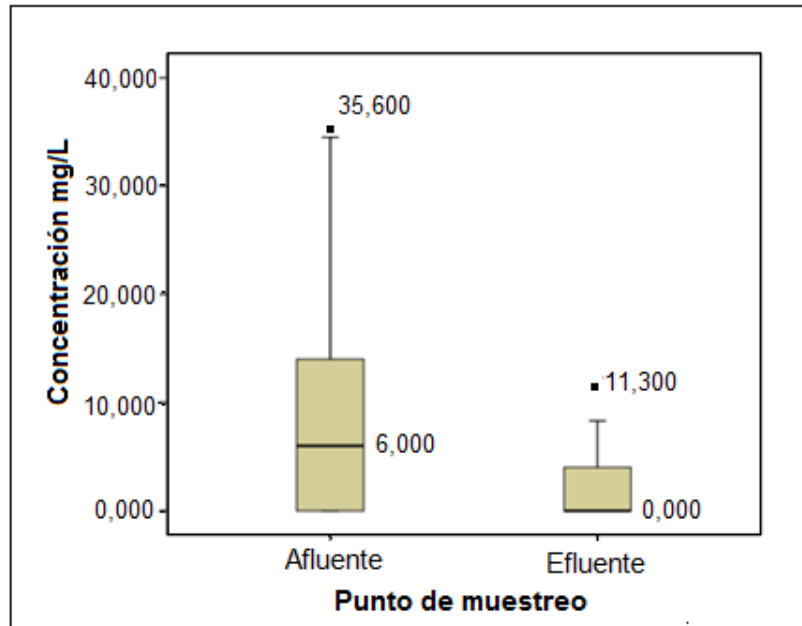
En la DBO₅ suspendida, el 100 % de los datos se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método utilizado (ver anexo E); por lo cual los datos obtenidos para este parámetro no poseen validez para realizar un respectivo análisis.

Tabla 13. Estadísticos descriptivos de la Demanda bioquímica y química del oxígeno suspendido.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	DBO ₅		DQO	
	AFLUENTE SUSPENDIDA	EFLUENTE SUSPENDIDA	AFLUENTE SUSPENDIDA	EFLUENTE SUSPENDIDA
Máximo	1,090	0,450	35,600	11,300
Mínimo	0,000	0,000	0,000	0,000
Promedio	0,320±0,092	0,153±0,042	8,339±3,179	2,138±1,138
Desviación estándar	0,307	0,138	9,317	3,127
No. datos	43	41	33	29

En la DQO suspendida, como se observa en la figura 13, se obtuvieron rangos de concentraciones diferentes en ambos puntos de muestreo, con valores máximos de 35,600 mg/L en el afluente y 11,300 mg/L en el efluente (ver tabla 13). El 50% de los datos centrales del afluente y efluente estuvieron entre 0,000 a 14,000 mg/L y 0,000 a 4,250 respectivamente. Por su parte la prueba *H* de Kruskal-Wallis con un nivel crítico de 0,002 confirma que entre los dos puntos existieron diferencias.

Figura 13. Comportamiento de la Demanda química de oxígeno suspendido en los puntos de muestreo.



Dado que no se lograron observar diferencias en las fracciones disueltas de la DQO, es probable que las diferencias presentadas en las fracciones suspendidas de este parámetro esté más asociada a procesos de acumulación dentro del estanque piloto, que a procesos de disolución y degradación microbiológica y química de sólidos, ya que de haberse presentado estos procesos se hubieran podido apreciar variaciones entre las fracciones disueltas.

Aunque se generó un proceso de acumulación de materia orgánica, los resultados obtenidos, para DQO suspendida, no presentaron una tendencia clara de disminución o incremento en sus concentraciones con el transcurso del tiempo (ver figura 21, anexo G), quizá por su variabilidad como lo muestra el valor de la desviación estándar (ver tabla 13) o posiblemente relacionada con la actividad física y metabólica de las truchas en el estanque a escala real la cual cambia a lo largo del día, o con los límites de detección del método utilizado.

Sin embargo, se encontró que para periodos de muestreo de 96 horas, el afluyente del estanque piloto presentó en promedio 58,5% de DQO suspendida de la fracción total de

éste parámetro, mientras que en el efluente la DQO representó un 25,6% de DQO de la fracción total del efluente.

Por medio de los índices de relación se encontró que en el piloto se acumuló en promedio un 57,8% de DQO suspendida durante los periodos de muestreo.

7.6. OXÍGENO DISUELTO

Las mínimas concentraciones promedio de oxígeno disuelto encontradas fueron de $5,79 \pm 0,10$ mg/L y $5,67 \pm 0,13$ mg/L en el afluente y efluente respectivamente y correspondieron al primer periodo de muestreo; mientras que en los dos siguientes periodos se encontraron valores mayores de hasta $9,03 \pm 0,45$ mg/L en el afluente y $9,08 \pm 0,57$ mg/L en el efluente pertenecientes al periodo dos, como se puede apreciar en la tabla 14. Los anteriores valores se encuentran dentro del rango establecido para la producción de trucha.

Tabla 14. Datos estadísticos del oxígeno disuelto.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af. (mg/L)	Ef. (mg/L)	I.P. de relación Ef./Af.	Af. (mg/L)	Ef. (mg/L)	I.P. de relación Ef./Af.	Af. (mg/L)	Ef. (mg/L)	I.P. de relación Ef./Af.
Promedio	$5,79 \pm 0,10$	$5,67 \pm 0,13$	$0,98 \pm 0,01$	$9,03 \pm 0,45$	$9,08 \pm 0,57$	$1,00 \pm 0,03$	$9,00 \pm 0,34$	$8,98 \pm 0,25$	$1,00 \pm 0,02$
Máximo	6,10	6,10	1,03	10,20	10,40	1,08	10,40	9,90	1,03
Mínimo	5,40	5,30	0,93	8,00	7,70	0,95	7,80	8,00	0,95
Desviación Estándar	0,22	0,27	0,03	0,73	0,92	0,04	0,61	0,45	0,03

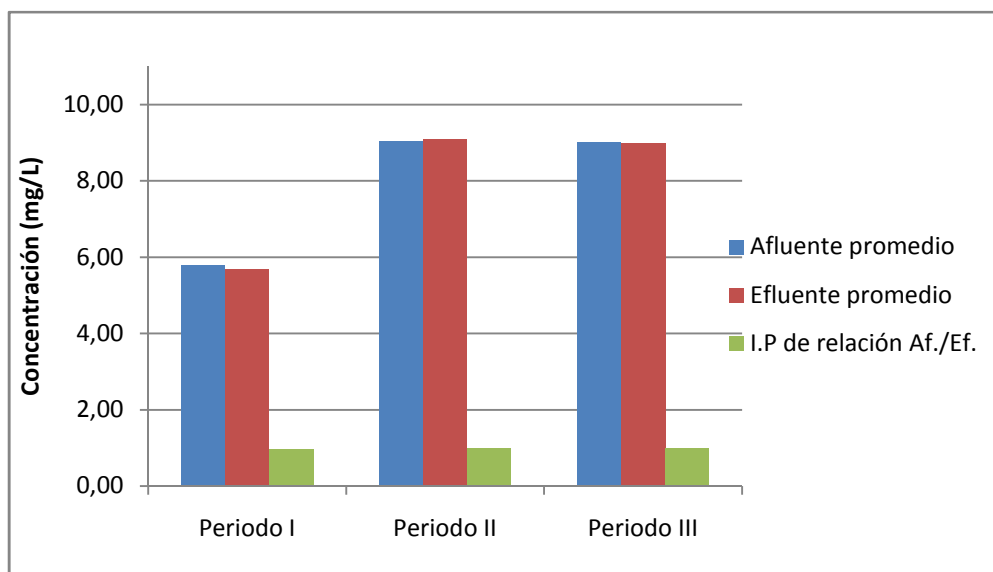
En la figura 14 se observa que las concentraciones promedio entre afluente y efluente no presentaron diferencias marcadas; aunque las concentraciones promedio del periodo uno presentan valores más bajos con relación a los dos periodos siguientes, el índice

promedio de relación encontrando para cada periodo muestra que las variaciones fueron similares con valores de $0,98 \pm 0,01$, $1,00 \pm 0,03$ y $1,00 \pm 0,02$ en el primero, segundo y tercer periodo de muestreo respectivamente y la figura 24 (ver anexo G) muestra la poca variación que se dio entre las concentraciones de OD del afluente y efluente.

Dado que dentro del piloto no había peces que consumieran oxígeno, se esperaba disminuciones de este parámetro por parte los microorganismos en el proceso de degradación de materia orgánica. Los índices promedio de relación indican que la disminución de oxígeno dentro del sistema se dio a una escala pequeña en el primer periodo con reducciones promedio del 2% mientras que en el segundo y tercer periodo fue nula.

BOAVETURA *et al.* (1996) reportan reducciones de oxígeno disuelto entre la entrada y salida de estanques de trucha en operación, de hasta un 12% y concentraciones promedio de oxígeno disuelto en el efluente de $10,08 \pm 0,8\text{mg/L}$ a temperaturas de $12,6 \pm 2,5$ °C, mayor a las encontradas durante los periodos de muestreo.

Figura 14. Valores promedio de oxígeno disuelto afluente – efluente en cada periodo.



7.7. SÓLIDOS DISUELTOS

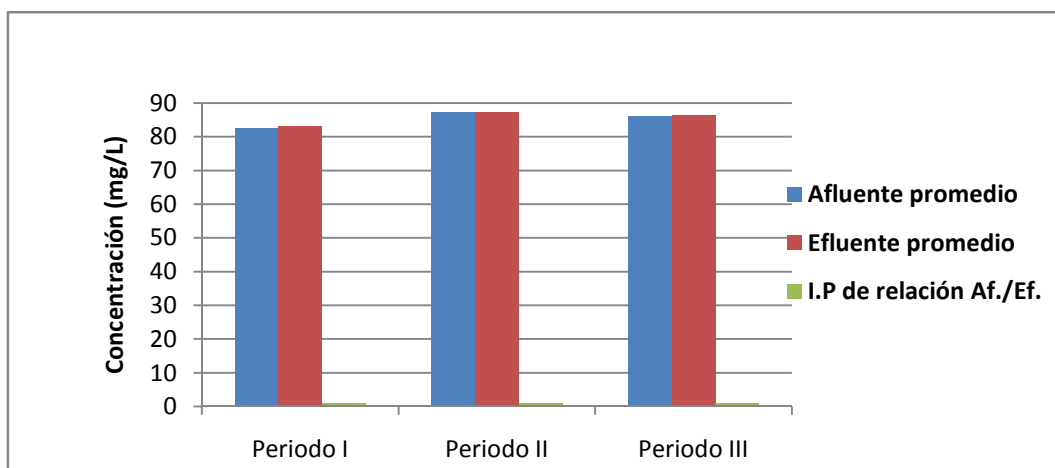
Durante los tres periodos de muestreo se encontraron concentraciones promedio de sólidos disueltos en el afluente desde $82,63 \pm 0,37$ mg/L hasta $87,24 \pm 0,83$ mg/L y en el efluente desde $83,02 \pm 0,32$ mg/L hasta $87,41 \pm 0,81$ mg/L, como se observa en la tabla 15; éstos valores están dentro del rango establecido para la producción de trucha.

Los datos obtenidos para cada periodo de muestreo no mostraron mucha variabilidad como lo corrobora la desviación estándar (ver tabla 15), presentando además un comportamiento similar a lo largo de todos los periodos con concentraciones muy cercanas entre afluente y efluente como se observa en la figura 15.

Tabla 15. Datos estadísticos de los sólidos disueltos.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af. (mg/L)	Ef. (mg/L)	I.P. de relación Ef./Af.	Af. (mg/L)	Ef. (mg/L)	I.P. de relación Ef./Af.	Af. (mg/L)	Ef. (mg/L)	I.P. de relación Ef./Af.
Promedio	82,63 $\pm 0,37$	83,02 $\pm 0,32$	1,00 $\pm 0,00$	87,24 $\pm 0,83$	87,41 $\pm 0,81$	1,00 $\pm 0,01$	85,98 $\pm 0,57$	86,25 $\pm 0,70$	1,00 $\pm 0,01$
Máximo	83,90	84,20	1,01	89,60	89,10	1,03	88,20	88,00	1,03
Mínimo	81,20	81,80	1,00	82,90	82,60	0,97	83,70	81,90	0,98
Desviación Estándar	0,78	0,67	0,00	1,74	1,70	0,01	1,19	1,48	0,01

Figura 15. Valores promedio de sólidos disueltos afluente – efluente en cada periodo.



El índice promedio de relación muestra que en promedio dentro de cada periodo de muestreo no se presentaron cambios entre el afluente y el efluente del piloto (ver tabla 15), esto posiblemente esté relacionado por la ausencia de cambios de las fracciones disueltas de nutrientes y materia orgánica dentro del piloto ya que de haberse presentado procesos de degradación, oxidación y disolución de estos parámetros se hubieran encontrado concentraciones diferentes de sólidos disueltos entre el afluente y efluente, teniendo en cuenta que están compuestos por iones orgánicos e inorgánicos. Estudios realizados por BOAVENTURA *et al.*, (1996) muestran que entre el afluente y el efluente de un piscícola se presentaron incrementos de sólidos disueltos en un 19% en promedio.

7.8. POTENCIAL DE HIDRÓGENO

En el estanque piloto se encontraron valores máximos de pH desde 6,50 hasta 8,40 tanto en el afluente como en el efluente y valores mínimos desde 6,00 hasta 6,80 en el afluente y desde 6,00 hasta 6,90 en el efluente (ver tabla 16); lo anterior muestra las pequeñas diferencias que se presentaron entre los valores máximos y mínimos de afluente y efluente del estanque piloto, como se aprecia en la figura 18.

Tabla 16. Datos estadísticos de potencial hidrógeno.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af.	Ef.	I.R. Ef./Af.	Af.	Ef.	I.R. Ef./Af.	Af.	Ef.	I.R. Ef./Af.
Máximo	7,40	7,50	1,03	8,40	8,40	1,04	6,50	6,50	1,03
Mínimo	6,80	6,90	1,00	6,50	6,40	0,98	6,00	6,00	0,98

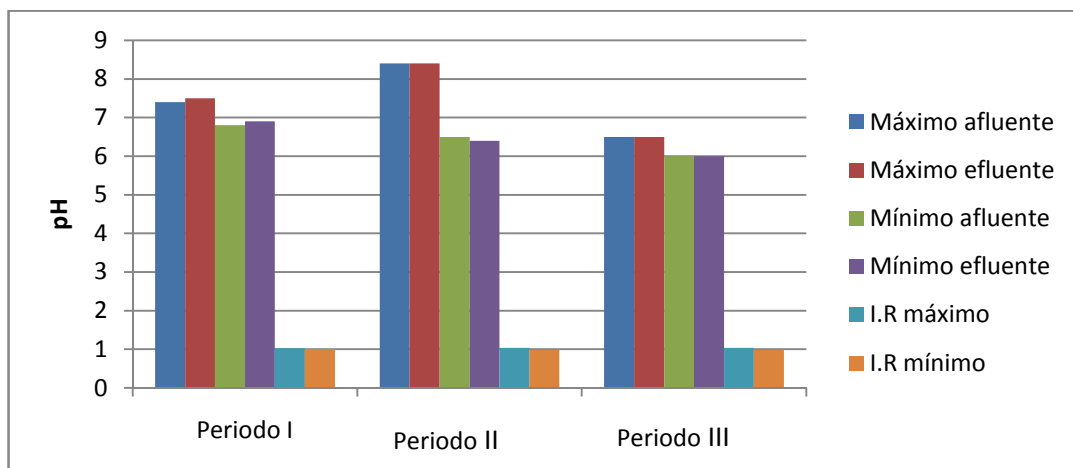
En general, los datos de campo obtenidos entre los dos puntos de muestreo no indican que se hayan presentado variaciones significativas dentro del estanque piloto como se aprecia en la figura 22 (ver anexo G); esto es corroborado por el índice de relación el cual arrojó valores mínimos de 0.98 y máximos de 1,04 indicando además que en el periodo uno y tres se presentaron disminuciones máximas de pH de 2% y nulas en el primero (ver

tabla 16) y que el incremento máximo fue del 4% aunque este valor solo se presentó una vez en todos los periodos y fue durante el segundo periodo de muestreo.

En el interior de los estanque de cultivo, los procesos de degradación de detritos que se dan en el fondo del liberan ácidos reducidos, alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno pueden llevar a la acidificación del agua en el estanque (MORIARTY, 1997), conllevando a una disminución en el pH, proceso que no se evidenció a gran escala en el estanque piloto entre los dos puntos de muestreo como lo reporta el índice de relación. Además, esto concuerda con los resultados obtenidos en la fracción disuelta de materia orgánica donde no se lograron apreciar procesos de degradación al interior del estanque piloto.

Por otra parte, autores como MAILLARD *et al.* (2005) y BOAVENTURA *et al.* (1996) encontraron valores de pH de 7,5 y $6,5 \pm 0,5$ en el afluente y de 7,4 y $6,3 \pm 0,3$ en el efluente de piscícolas lo que indica disminuciones del 1% y 3% respectivamente lo cual reportan como no significativo.

Figura 16. Valores mínimos y máximos de pH afluente – efluente en cada periodo.



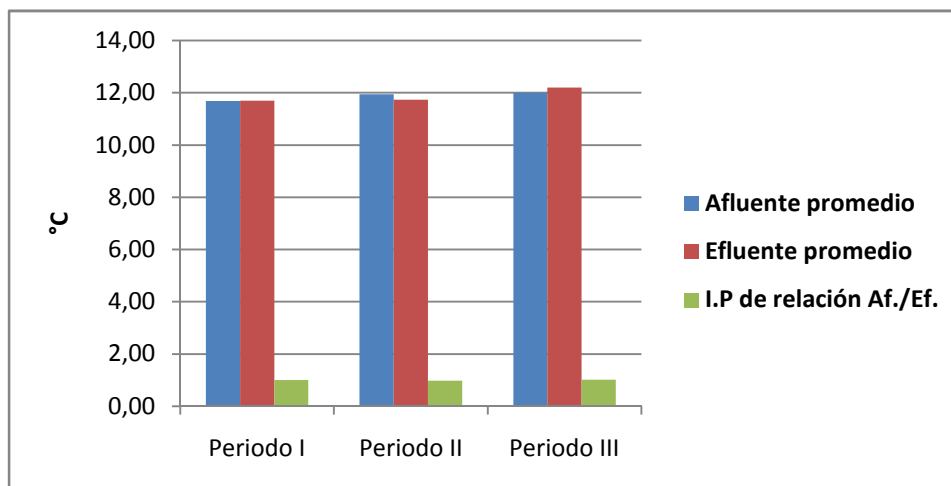
7.9. TEMPERATURA

Las temperaturas encontradas durante éste estudio estuvieron dentro del límite óptimo para el crecimiento y desarrollo de la trucha, los valores promedio fueron de alrededor de 11 °C tanto en el afluente como en el efluente, como se muestra en la tabla 17.

Tabla 17. Datos estadísticos de temperatura.

PARÁMETRO ESTADÍSTICO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af. °C	Ef. °C	I.P. de relación Ef./Af.	Af. °C	Ef. °C	I.P. de relación Ef./Af.	Af. °C	Ef. °C	I.P. de relación Ef./Af.
Promedio	11,69 ±0,42	11,69 ± ,39	1,00 ± 0,01	11,95 ± ,51	11,73 ± ,40	0,98 ±0,01	11,65 ± ,63	11,60 ± ,59	1,00 ±0,01
Máximo	13,00	12,80	1,02	14	13	1,02	13,70	13,70	1,03
Mínimo	10,20	10,30	0,97	10,00	10,20	0,92	8,80	9,10	0,97
Desviación Estándar	0,89	0,82	0,01	1,08	0,84	0,02	1,33	1,24	0,02

Figura 17. Valores promedio de la temperatura afluente – efluente en cada periodo.



El comportamiento de la temperatura entre los tres periodos de muestreo fue similar como se puede apreciar en la figura 17; por su parte el índice promedio de relación mostró que dentro de cada periodo de muestreo la temperatura del afluente no varió con respecto a la del efluente, a excepción del segundo periodo donde hubo una disminución promedio del

2%. MAILLARD *et al.* (2005) encontraron temperaturas promedio de 9,7 °C y 9,1 °C en el afluente y efluente de una piscícola respectivamente, mostrándose una disminución del 6%; mientras que BOAVENTURA *et al.* (1996) reportaron temperaturas promedio de 13,2 °C en el afluente y 13,5 °C en el efluente que indica un aumento del 2%, lo cual describe como poco significativo.

8. CONCLUSIONES

Las fracciones disueltas de los nutrientes y materia orgánica estudiadas no presentaron variaciones entre el afluente y efluente del estanque piloto o posiblemente no se apreciaron bajo las condiciones que se realizó el estudio, mientras que las fracciones suspendidas de los mismos presentaron variaciones entre los dos puntos de muestreo, asociadas principalmente a procesos de acumulación de sólidos dentro del estanque piloto.

Las variaciones presentadas en la fracción suspendida de nutrientes y materia orgánica no mostraron una tendencia clara de comportamiento durante cada periodo de muestreo, por el contrario las concentraciones de estos parámetros mostraron fluctuaciones en el afluente y efluente a medida que se acumulaban sólidos dentro el estanque piloto, probablemente asociadas a la dinámica del estanque a escala real que hicieron que por el sistema de recolección de agua ingresaran al estanque piloto tamaños y cantidades diferentes de sólidos o por los límites de cuantificación de los métodos utilizados los cuales correspondieron a los establecidos por el Standard Methods (20 ed.) y que no fueron determinados en el laboratorio, pudiéndose generar una mayor incertidumbre en los datos.

Bajo las condiciones que se realizó éste estudio no se evidenciaron procesos de degradación y disolución de sólidos acumulados al interior del estanque piloto que indicaran una transferencia de nutrientes y materia orgánica de la fracción suspendida a la fracción disuelta, tal como lo mostraron los resultados de las fracciones disueltas de los mismos donde no se apreciaron variaciones, esto posiblemente estuvo relacionado con la ausencia de peces que indujeran disolución de sólidos o con el efecto de la dilución de nutrientes y materia orgánica presentes en estos sistemas de cultivo que impidió la adecuada cuantificación de dichos parámetros debido a los límites de cuantificación de los métodos utilizados.

Aunque dentro del estanque piloto se generó acumulación de sólidos suspendidos, los sólidos disueltos en promedio no presentaron cambios y tuvieron un incremento máximo del 3% en el efluente, mientras que el oxígeno disuelto mostró en promedio reducciones

del 2%, con máximas del 7% en el efluente por tal razón es probable que los procesos de degradación y disolución no se hayan presentado o se hayan producido en una escala a la cual no se lograron observar, lo que puede estar relacionado con la ausencia de peces y el efecto de la dilución de nutrientes y materia orgánica tal como se mencionó anteriormente.

Se encontró que con la acumulación de sólidos al interior del estanque piloto los parámetros nitrógeno total kjeldahl, fósforo total y DQO, en la fracción suspendida pasaron de representar el 31,3%, 36,1% y 58,5% del total en el afluente a representar el 16,0%, 20,0% y 25,6% del total en el efluente, en periodos de 96 horas.

El diseño del estanque piloto permitió la acumulación de nitrógeno total kjeldahl, fósforo total, DQO y de sólidos suspendidos en un 31,1%, 28,7%, 57,8% y 31,0% respectivamente, durante periodos de 96 horas, indicando que el proceso de sedimentación permite la reducción de la contaminación generada por estos efluentes.

9. RECOMENDACIONES

Teniendo en cuenta que bajo las condiciones que se realizó este estudio no se logró observar una transferencia de nutrientes y materia orgánica de la fracción suspendida a la disuelta con el transcurso del tiempo, se recomienda:

Realizar el estudio en un reactor Batch utilizando lodos recolectados de un estanque en operación como lo efectuaron STEWART *et al.* (2006) quienes encontraron variaciones de la fracción suspendida y disuelta de los nutrientes y materia orgánica con una tendencia clara de transferencia de los mismos desde la fracción suspendida a la fracción disuelta a medida que transcurre el tiempo. Además, en este sistema al trabajar con lodos se esperaría obtener concentraciones más altas con relación a las obtenidas en este estudio, permitiendo que los valores estén dentro de los límites de cuantificación de los métodos utilizados.

Realizar el estudio en un estanque a escala real con presencia de peces y haciendo un seguimiento de los nutrientes y materia orgánica en la fracción suspendida y disuelta, así como la medición de parámetros de pH, oxígeno disuelto, sólidos disueltos, en periodos de muestreo más amplios con el fin de favorecer a los procesos de degradación y disolución y a las variaciones en dichas fracciones en una mayor escala.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ S. 2005. La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. Ecosistemas 14 (2). Pág. 17 – 29.
- AQUINO G. 2008. Manual Básico para el Cultivo de Trucha Arco Iris (*Oncorhynchus mykiss*). Global environmental management.
- BENITEZ-NELSON, C., 2000. The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems. Earth-Science Reviews 51. Pág 109–135
- BILOTTA, G., BRAZIER, R., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water research 42. Pág 2849 – 2861
- BOAVENTURA, R., PEDRO, A., COIMBRA, J. y LENCASTRE, E. 1996. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. Environmental Pollution, Vol. 95, No. 3, Pág. 379-387.
- BRINKER, A. y ROSCH, R. 2005. Factors determining the size of suspended solids in a flow-through fish farm. Aquacultural Engineering 33. Pág 1–19.
- CAMACHO, B., MORENO, M., RODRÍGUEZ, M., LUNA C., VÁZQUEZ, M., 2000. Guía para el cultivo de trucha *Oncorhynchus mykiss* (Smith y Stearly, 1988). Semarnap. Pág. 43 – 46. Primera edición. Tlalpan (México, D.F). ISBN 968 – 817-437 -8.
- CAMARGO, J. y ALONZO, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems a global assessment. Environment international, 32. Pág. 831 -849.

- CERON C. Los Coconuco. En: Geografía Humana de Colombia. Instituto Colombiano de Cultura Hispánica. Tomo IV. Volumen I. Primera edición. Santafé de Bogotá, D.C. Imprenta Nacional de Colombia. 1996. ISBN: 9589004-36-9. Pág. 182-185.
- CHOPIN, T., *et al.*, 2001. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology*. 37(6). Pág. 975.
- Colombia. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 2005. La cadena de la piscicultura en Colombia. Observatorio Agrocadenas Colombia. Pág. 3, 6, 7.
- CRIPPS, S.J., 1995. Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. *Aquaculture* 133. Pág. 323–339.
- CRIPPS, S., y BERGHEIM, A., 2000. Solids management and removal for intensive land based aquaculture production systems. *Aquac. Eng.* 22, Pág 33–56.
- DE LA CRUZ C y SALAZAR A. 2007. Caracterización y estudio de tratabilidad del efluente de estaciones piscícolas. Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Universidad del Cauca. Tesis de grado. Popayán. 2008. Pág. 22, 5.
- FAO. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. 1999. Desarrollo de la acuicultura. Orientaciones técnicas para la pesca responsable N° 5. ISBN 92-5-303971-X.
- FAO. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. 2008. Departamento de pesca y acuicultura. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Roma 2009. Pág. 25, 26, 70.
- FOY, R.H., ROSELL, R., 1991. Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture* 96. Pág 31 – 46.

- GARCIA-RUIZ, R., HALL, G.H., 1996. Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 145. Pág 183–193.
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Segunda versión del Estudio Nacional del Agua. Bogotá. 2001. Pág. 38.
- ISLAM, SHAHIDUL. 2005. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Marine Pollution Bulletin* 50. Pág. 48–61
- LOIX, B. Manual on effluent treatment in aquaculture: Science and Practice. 2003. [Fecha de consulta: Febrero de 2010]. Disponible en: www.aquaetreat.org.
- MAILLARD, V., BOARDMAN, G., NYLAND, J., 2005. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering* 33. Pág 271–284.
- MORIARTY, D. 1997. The role of microorganisms in aquaculture ponds. *Aquaculture* 15. Pág. 333-349.
- ORTEGA J. Material de Apoyo, Sistemas de producción Animal Pate II. Fundación Universitaria de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Colombia [en línea]. 16 Mayo de 2004 [Fecha de consulta: Septiembre de 2009]. Disponible en: http://www.utadeo.edu.co/dependencias/publicaciones/produccion_animal_II.pdf.
- PARDO, S., SUÁREZ, H., y SORIANO, E. 2006. Tratamiento de Efluentes: Una vía para la Acuicultura Responsable. Colombia. Pág 20 – 25.
- PIPER, R.G., MCELWAIN, I.B., ORME, L.E., MCCRAREN, J.P., FOWLER, L.G. y LEONARD, J.R. 1982. Fish hatchery management. American Fisheries Society, Bethesda, MD. Pág. 10 -12.

- PRODUCE y VICE MINISTERIO DE PESQUERÍA. DIRECCIÓN NACIONAL DE ACUICULTURA. 2004. Piscicultura de la trucha. Perú. Pág. 4 – 6.
- RODRIGUEZ, H., ANZOLA, E. La calidad del agua y la productividad de un estanque en acuicultura. En: Colombia Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Fundamentos de Acuicultura Continental. Bogotá. 2001. Pág. 70 -72.
- RYAN, P., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 25. Pág 207-221.
- SAGPyA, 2006. Sitio Argentino de Producción Animal. [Fecha de consulta: Abril de 2009]. Disponible en: <http://www.produccion-animal.com.ar/>
- SALAZAR G. Consideraciones generales sobre la acuicultura. En: Colombia Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Fundamentos de Acuicultura Continental. Bogotá, 2001. Pág. 2.
- SARDIÑAS, O. y PERÉZ, A. Determinación de nitrógeno amoniacal y total en aguas de consumo y residuales por el método del fenato. Centro Habana, Cuba. 2004. Pág. 1-4.
- SUGIURA, S., MCDANIEL, N., KEHLER, T., FLETCHER, J., 2005. Dissolved oxygen and dietary phosphorus modulate utilization and effluent partitioning of phosphorus in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) aquaculture. *Environmental Pollution* 138. Pág 350-357.
- STEWART, N., BOARDMAN, G., HELFRICH, LOUIS. 2006. Characterization of nutrient leaching rates from settled rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) sludge. *Aquacultural Engineering* 35. Pág191–198.

- TAYLOR. J., MILLER, J., 2001. Physiological performance of juvenile southern flounder, *Paralichthys lethostigma* (Jordan and Gilbert, 1884) , in chronic and episodic hipoxia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 258. Pág 195–214.

- TRUE, B., JOHNSON,W., CHEN, S., 2004 Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization. *Aquacultural Engineering* 32. Pág 129–144.

- YASNÓ J y GARCIA C. 2007. Selección y diseño de alternativas para el tratamiento e afluentes y efluentes del proceso de producción piscícola caso trucha en el municipio de Silvia Cauca. Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Universidad del Cauca. Tesis de grado. Popayán. 2008. Pág. 66, 67.

ANEXOS

ANEXO A. Datos recolectados durante los periodos de muestreo de los parámetros analizados en el estanque piloto, en la estación piscícola Chiliglo.

Tabla 18. Datos obtenidos de fósforo total.

PERIODO MUESTREO	TIEMPO	AFLUENTE			EFLUENTE		
		F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA	F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA
UNO	0	0,146	0,086	0,059	0,107	0,077	0,030
	6	0,104	0,072	0,032	0,090	0,090	0,000
	12	1,280	*	*	0,084	0,068	0,017
	18	0,275	*	*	0,091	0,075	0,017
	24	0,095	0,052	0,043	0,077	0,069	0,008
	30	1,533	*	*	0,096	0,096	0,000
	36	0,064	0,057	0,007	0,078	0,055	0,024
	42	0,066	0,056	0,011	0,082	0,082	0,000
	48	0,064	0,044	0,020	0,142	*	*
	54	0,053	0,050	0,004	0,062	0,043	0,019
	60	0,057	0,044	0,013	0,063	0,044	0,019
	66	0,229	*	*	0,041	0,038	0,004
	72	0,059	0,049	0,011	0,038	0,023	0,015
	78	0,071	0,051	0,020	0,082	0,082	0,000
	84	0,062	0,053	0,008	0,058	0,053	0,005
	90	0,076	0,039	0,037	0,070	0,051	0,019
96	0,058	0,052	0,006	0,058	0,058	0,000	
DOS	0	0,063	0,050	0,013	0,077	0,077	0,000
	6	0,076	0,063	0,013	0,053	0,043	0,011
	12	0,203	*	*	0,197	*	*
	18	0,105	0,064	0,041	0,083	0,065	0,018
	24	0,072	0,026	0,046	0,146	*	*
	30	0,085	0,063	0,023	0,065	0,063	0,002
	36	0,085	0,057	0,028	0,085	0,040	0,045
	42	0,077	0,069	0,008	0,066	0,064	0,002
	48	0,069	0,017	0,052	0,078	0,040	0,038
	54	0,073	0,045	0,028	0,070	0,055	0,015
	60	0,077	0,059	0,018	0,066	0,052	0,014
	66	0,100	0,050	0,050	0,076	0,059	0,017
	72	0,075	0,021	0,053	0,050	0,027	0,023
	78	0,150	*	*	0,065	*	*
84	0,062	0,050	0,012	0,052	0,034	0,018	
90	0,084	0,015	0,069	0,060	0,060	0,000	
96	0,132	0,082	0,050	0,062	0,023	0,039	

Valor atípico presentado o no cuantificado en laboratorio

Continuación tabla 18.

TRES	0	0,135	0,116	0,019	0,135	0,094	0,041
	6	0,172	*	*	0,162	*	*
	12	0,098	0,077	0,021	0,098	0,091	0,007
	18	0,124	0,091	0,033	0,124	*	*
	24	0,123	0,094	0,030	0,068	0,047	0,020
	30	0,129	0,072	0,057	0,070	0,059	0,011
	36	0,064	0,028	0,036	0,103	0,060	0,043
	42	0,114	0,056	0,058	0,091	0,079	0,012
	48	0,081	0,014	0,066	0,072	0,058	0,014
	54	0,088	0,058	0,030	0,071	0,055	0,017
	60	0,082	0,044	0,038	0,090	0,082	0,008
	66	0,069	0,057	0,012	0,063	0,046	0,017
	72	0,107	0,068	0,039	0,023	0,023	0,000
	78	0,068	0,013	0,055	0,021	0,011	0,011
	84	0,047	*	*	0,023	0,023	0,000
	90	0,044	0,009	0,034	0,023	0,023	0,000
96	0,154	0,072	0,082	0,168	*	*	

Valor atípico presentado o no cuantificado en laboratorio

Tabla 19. Datos obtenidos de nitrógeno total kjeldahl.

PERIODO MUESTREO	TIEMPO	AFLUENTE			EFLUENTE		
		F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA	F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA
UNO	0	0,000	*	0,000	0,000	0,000	0,000
	6	0,324	0,324	0,000	0,324	0,324	0,000
	12	0,273	0,273	0,000	0,036	0,036	0,000
	18	0,124	0,124	0,000	0,000	0,000	0,000
	24	0,111	0,111	0,000	0,055	0,055	0,000
	30	*	*	*	0,158	0,091	0,067
	36	0,095	0,069	0,026	0,024	0,000	0,024
	42	0,155	0,135	0,020	0,164	0,164	0,000
	48	0,084	0,033	0,051	0,046	0,000	0,046
	54	0,044	0,000	0,044	0,071	0,033	0,038
	60	0,026	0,000	0,026	0,024	0,018	0,006
	66	0,000	0,000	0,000	0,022	0,022	0,000
	72	0,044	0,044	0,000	0,064	0,064	0,000
	78	0,058	0,058	0,000	0,211	0,211	0,000
	84	0,069	0,067	0,002	0,048	0,044	0,004
	90	0,086	0,086	0,000	0,089	0,089	0,000
96	0,100	0,069	0,031	0,089	0,089	0,000	

Valor atípico presentado o no cuantificado en laboratorio

Continuación tabla 19.

DOS	0	0,107	0,078	0,029	0,073	0,073	0,000
	6	0,071	0,071	0,000	0,016	0,016	0,000
	12	0,239	0,102	0,137	0,075	0,075	0,000
	18	0,131	0,000	0,131	0,117	0,117	0,000
	24	0,095	0,095	0,000	0,024	0,004	0,020
	30	0,076	0,076	0,000	0,057	0,026	0,031
	36	0,049	0,049	0,000	0,066	0,066	0,000
	42	0,046	0,046	0,000	0,026	0,020	0,006
	48	0,257	0,060	0,197	0,062	0,049	0,013
	54	0,553	0,373	0,180	0,215	0,215	0,000
	60	0,134	0,007	0,127	0,073	0,031	0,042
	66	0,000	0,000	0,000	0,049	0,049	0,000
	72	0,327	0,220	0,107	0,226	0,226	0,000
	78	0,444	0,382	0,062	0,286	0,286	0,000
	84	0,198	0,189	0,009	0,173	0,173	0,000
90	0,209	0,209	0,000	0,107	0,107	0,000	
96	0,257	0,164	0,093	0,224	0,224	0,000	
TRES	0	0,349	0,349	0,000	0,000	0,000	0,000
	6	0,364	0,273	0,091	0,080	0,000	0,080
	12	0,053	0,053	0,000	0,142	0,142	0,000
	18	0,046	0,046	0,000	0,042	0,042	0,000
	24	0,275	0,031	0,244	0,082	0,078	0,004
	30	0,347	0,218	0,129	0,047	0,047	0,000
	36	0,038	0,000	0,038	0,074	0,036	0,038
	42	0,191	0,118	0,073	0,075	0,033	0,042
	48	0,000	0,000	0,000	0,035	0,024	0,011
	54	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	60	0,093	0,080	0,013	0,107	0,031	0,076
	66	0,035	0,000	0,035	0,031	0,031	0,000
	72	0,255	0,095	0,160	0,074	0,058	0,016
	78	0,319	0,319	0,000	0,218	0,169	0,049
	84	0,175	0,117	0,058	0,109	0,049	0,060
90	0,328	0,113	0,215	0,258	0,218	0,040	
96	0,275	0,173	0,102	0,084	0,064	0,020	

Valor atípico presentado o no cuantificado en laboratorio

Tabla 20. Datos obtenidos de DQO (la medición de este parámetro se realizó a partir del segundo periodo de muestreo).

PERIODO MUESTREO	TIEMPO	AFLUENTE			EFLUENTE		
		F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA	F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA
DOS	0	5,700	5,700	0,000	14,800	14,800	0,000
	6	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	12	35,000	17,700	17,300	0,000	*	0,000
	18	27,100	4,700	22,400	25,200	13,900	11,300
	24	38,500	4,000	34,500	*	0,000	*
	30	15,000	6,700	8,300	*	0,000	*
	36	9,300	0,000	9,300	*	0,000	*
	42	*	0,000	*	17,100	8,800	8,300
	48	14,700	10,500	4,200	0,000	*	0,000
	54	39,900	4,300	35,600	22,300	17,800	4,500
	60	12,800	4,800	8,000	12,800	6,600	6,200
	66	23,900	6,600	17,300	8,800	7,900	0,900
	72	10,800	10,500	0,300	*	0,000	*
	78	5,800	5,800	0,000	8,400	8,400	0,000
	84	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	90	5,800	0,000	5,800	0,000	0,000	0,000
96	10,200	0,000	10,200	6,800	0,000	6,800	
TRES	0	6,000	6,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	6	22,000	8,000	14,000	*	2,000	*
	12	12,000	4,000	8,000	2,000	2,000	2,000
	18	6,000	0,000	6,000	8,000	8,000	2,000
	24	28,000	14,000	14,000	12,000	12,000	2,000
	30	18,000	16,000	2,000	10,000	10,000	0,000
	36	6,000	4,000	2,000	10,000	10,000	6,000
	42	12,000	12,000	0,000	12,000	12,000	0,000
	48	18,000	18,000	0,000	24,000	24,000	6,000
	54	18,000	4,000	14,000	24,000	24,000	0,000
	60	10,000	10,000	0,000	18,000	18,000	0,000
	66	12,000	12,000	0,000	8,000	8,000	0,000
	72	12,000	0,000	12,000	2,000	2,000	2,000
	78	10,000	4,000	6,000	0,000	0,000	0,000
	84	8,000	0,000	8,000	0,000	0,000	0,000
	90	14,000	0,000	14,000	0,000	0,000	0,000
96	10,000	8,000	2,000	12,000	12,000	4,000	

* Valor atípico o no cuantificado en laboratorio

Tabla 21. Datos de campo de DBO₅.

PERIODO MUESTREO	TIEMPO	AFLUENTE			EFLUENTE		
		F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA	F. TOTAL	F. DISUELTA	F. SUSPENDIDA
UNO	0	0,250	*	0,250	0,600	0,450	0,150
	6	0,840	0,690	0,150	1,040	1,040	0,000
	12	1,040	1,040	0,000	1,390	1,240	0,150
	18	*	*	*	1,440	1,040	0,400
	24	1,240	0,940	0,300	1,190	0,740	0,450
	30	1,190	0,990	0,200	1,140	1,140	0,000
	36	0,940	0,640	0,300	0,690	0,690	0,000
	42	0,840	0,840	0,000	0,000	*	*
	48	0,000	*	*	0,000	*	*
	54	0,000	*	*	0,000	*	*
	60	0,000	*	*	0,000	*	*
	66	0,000	*	*	0,000	*	*
	72	0,740	0,740	0,000	0,840	0,840	0,000
	78	0,940	0,940	0,000	0,890	0,890	0,000
	84	1,190	1,190	0,000	1,040	1,040	0,000
	90	1,230	0,540	0,690	0,890	0,890	0,000
96	0,150	*	0,150	0,940	0,790	0,150	
DOS	0	1,580	1,040	0,540	0,050	*	0,050
	6	0,050	*	0,050	1,240	1,140	0,100
	12	1,680	0,940	0,740	0,940	0,940	*
	18	0,890	0,890	0,000	0,790	0,590	0,200
	24	1,290	1,040	0,250	0,840	0,790	0,050
	30	1,280	0,640	0,640	1,190	1,090	0,100
	36	0,790	0,690	0,100	0,790	0,540	0,250
	42	0,790	0,690	0,100	0,500	0,200	0,300
	48	1,190	0,690	0,500	*	0,690	*
	54	1,090	0,990	0,100	0,990	0,590	0,400
	60	1,190	0,940	0,250	0,940	0,640	0,300
	66	1,380	0,840	0,540	1,040	0,690	0,350
	72	1,070	1,070	0,000	1,290	1,210	0,080
	78	0,790	0,790	0,000	0,990	0,710	0,280
	84	1,420	0,980	0,440	0,730	0,500	0,230
	90	1,040	0,990	0,050	1,120	0,870	0,250
96	1,780	1,040	0,740	0,690	0,680	0,010	

Valor atípico o no cuantificado en laboratorio

Continuación tabla 21.

TRES	0	1,300	0,940	0,360	*	0,180	*
	6	1,820	1,340	0,480	*	0,200	*
	12	0,990	0,930	0,060	0,590	0,550	0,040
	18	1,280	0,780	0,500	0,730	0,590	0,140
	24	*	0,450	*	0,600	0,300	0,300
	30	1,190	0,400	0,790	0,840	0,690	0,150
	36	0,740	0,740	0,000	0,790	0,540	0,250
	42	1,380	0,640	0,740	0,840	0,790	0,050
	48	1,000	0,500	0,500	0,940	0,640	0,300
	54	0,990	0,990	0,000	0,000	*	*
	60	1,290	0,400	0,890	0,990	0,890	0,100
	66	1,190	1,190	0,000	0,450	0,250	0,200
	72	*	0,500	*	0,250	0,250	0,000
	78	*	0,400	*	0,400	*	0,400
	84	1,580	0,790	0,790	0,350	0,350	0,000
	90	1,140	0,640	0,500	0,890	0,890	0,000
96	1,880	0,790	1,090	0,990	0,890	0,100	

Valor atípico o no cuantificado en laboratorio

Tabla 22. Datos de campo Nitrógeno Amoniacal.

PERIODO MUESTREO	TIEMPO	AFLUENTE	EFLUENTE
		FRACCIÓN DISUELTA	FRACCIÓN DISUELTA
UNO	0	0,047	0,036
	6	0,029	0,036
	12	0,046	0,019
	18	0,012	0,018
	24	0,018	0,023
	30	0,056	0,056
	36	0,020	0,014
	42	0,000	0,004
	48	0,001	0,000
	54	0,050	0,036
	60	0,021	0,024
	66	0,016	0,012
	72	0,034	0,032
	78	0,047	0,046
	84	0,018	0,019
	90	0,012	0,012
96	0,029	0,016	

Valor atípico o no cuantificado en laboratorio

Continuación tabla 22.

DOS	0	0,010	0,022
	6	0,016	0,013
	12	0,018	0,013
	18	0,000	0,014
	24	0,000	0,000
	30	0,000	0,003
	36	0,001	0,005
	42	0,016	0,006
	48	0,045	0,083
	54	*	*
	60	0,065	0,074
	66	0,044	0,056
	72	0,050	0,046
	78	0,085	0,073
	84	0,044	0,046
	90	0,015	0,021
96	0,047	0,080	
TRES	0	0,068	0,070
	6	0,057	0,066
	12	0,027	0,040
	18	0,020	0,036
	24	0,014	0,013
	30	0,046	0,049
	36	0,020	0,015
	42	0,000	0,000
	48	0,032	0,013
	54	0,061	0,052
	60	0,042	0,056
	66	0,026	0,030
	72	0,031	0,026
	78	0,087	0,070
	84	0,026	0,028
	90	0,008	0,024
96	0,027	0,029	

* Valor atípico o no cuantificado en laboratorio

Tabla 23. Datos de campo de sólidos suspendidos.

		AFLUENTE	EFLUENTE
PERIODO MUESTREO	TIEMPO	FRACCIÓN TOTAL	FRACCIÓN TOTAL
UNO	0	2,00	2,00
	6	2,00	2,00
	12	4,00	3,00
	18	2,00	2,00
	24	6,00	4,00
	30	5,00	5,00
	36	2,00	2,00
	42	4,00	3,00
	48	6,00	3,00
	54	4,00	2,00
	60	5,00	4,00
	66	3,00	2,00
	72	4,00	2,50
	78	4,50	3,50
	84	3,00	2,00
	90	3,50	2,00
96	2,00	2,00	
DOS	0	3,00	2,50
	6	3,00	3,00
	12	4,50	4,50
	18	12,50	8,50
	24	10,00	4,00
	30	5,00	4,00
	36	5,00	3,00
	42	5,00	3,00
	48	6,50	4,00
	54	13,00	7,00
	60	8,00	7,50
	66	12,50	6,50
	72	3,50	2,00
	78	3,50	3,00
	84	2,50	1,00
	90	5,50	2,50
96	7,00	2,00	

Continuación tabla 23.

TRES	0	5,00	4,50
	6	9,00	4,00
	12	5,50	4,00
	18	11,00	2,00
	24	22,50	6,00
	30	8,00	7,50
	36	3,50	1,50
	42	13,00	12,00
	48	2,50	2,50
	54	2,50	2,50
	60	4,50	3,00
	66	3,50	2,50
	72	20,00	7,50
	78	13,00	6,00
	84	8,00	5,00
	90	7,00	4,00
96	15,50	9,50	

Tabla 24. Datos de campo de oxígeno disuelto.

TIEMPO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af. mg/L	Ef. mg/L	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af. mg/L	Ef. mg/L	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af. mg/L	Ef. mg/L	I.P. RELACIÓN Af./Ef.
0	5,90	6,10	1,03	10,20	10,00	0,98	8,80	9,00	1,02
6	5,70	5,80	1,02	*	*		8,70	8,90	1,02
12	5,90	6,00	1,02	*	*		9,10	9,30	1,02
18	5,90	6,00	1,02	9,20	9,20	1,00	9,20	9,30	1,01
24	6,10	6,00	0,98	9,30	9,60	1,03	8,90	8,90	1,00
30	5,40	5,30	0,98	9,20	10,30	1,12	8,60	8,90	1,03
36	5,80	5,50	0,95	*	*		8,70	8,60	0,99
42	5,60	5,50	0,98	*	*		*	*	
48	5,60	5,40	0,96	8,80	8,40	0,95	*	*	
54	5,60	5,30	0,95	8,00	7,70	0,96	9,30	8,80	0,95
60	6,10	5,80	0,95	8,90	8,60	0,97	*	*	
66	6,10	5,80	0,95	9,20	9,10	0,99	*	*	
72	5,90	5,50	0,93	8,20	8,30	1,01	9,30	9,10	0,98
78	5,60	5,40	0,96	8,30	8,50	1,02	7,80	8,00	1,03
84	5,90	5,70	0,97	9,60	10,40	1,08	9,20	9,00	0,98
90	5,90	5,90	1,00	*	*		*	*	
96	5,50	5,40	0,98	9,80	10,20	1,04	10,40	9,90	0,95

* Valor atípico o no cuantificado en campo

Tabla 25. Datos de campo de sólidos disueltos.

TIEMPO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af. mg/L	Ef. mg/L	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af. mg/L	Ef. mg/L	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af. mg/L	Ef. mg/L	I.P. RELACIÓN Af./Ef.
0	81,20	81,80	1,01	88,60	88,70	1,00	86,50	86,60	1,00
6	82,40	82,50	1,00	86,50	87,20	1,01	87,00	87,50	1,01
12	82,50	82,70	1,00	82,90	82,60	1,00	86,30	87,10	1,01
18	83,30	83,30	1,00	87,20	85,00	0,97	87,40	87,30	1,00
24	82,30	82,70	1,00	86,20	86,40	1,00	86,20	86,40	1,00
30	83,10	83,10	1,00	86,60	86,80	1,00	86,60	86,80	1,00
36	82,90	83,30	1,00	84,60	87,30	1,03	84,60	87,30	1,03
42	83,30	83,80	1,01	88,30	87,70	0,99	83,70	81,90	0,98
48	83,90	83,90	1,00	85,90	88,10	1,03	85,40	85,70	1,00
54	83,80	84,20	1,00	88,30	88,70	1,00	86,20	86,10	1,00
60	82,10	82,80	1,01	89,00	89,00	1,00	85,30	84,70	0,99
66	81,70	82,60	1,01	89,20	89,10	1,00	83,90	84,90	1,01
72	81,80	82,50	1,01	88,30	89,00	1,01	85,10	85,30	1,00
78	82,40	82,40	1,00	86,80	85,90	0,99	86,30	86,30	1,00
84	83,30	84,10	1,01	89,60	88,60	0,99	86,10	86,40	1,00
90	83,00	83,10	1,00	88,20	88,00	1,00	88,20	88,00	1,00
96	81,70	82,60	1,01	86,80	87,90	1,01	86,80	87,90	1,01

Tabla 26. Datos de campo de pH.

TIEMPO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af.	Ef.	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af.	Ef.	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af.	Ef.	I.P. RELACIÓN Af./Ef.
0	6,80	6,90	1,01	8,00	8,10	1,01	6,20	6,40	1,03
6	6,90	7,00	1,01	7,70	7,90	1,03	6,30	6,50	1,03
12	6,80	6,90	1,01	7,80	7,90	1,01	6,00	6,00	1,00
18	6,90	7,10	1,03	7,40	7,60	1,03	6,20	6,30	1,02
24	6,90	7,10	1,03	7,60	7,70	1,01	*	*	
30	6,90	7,00	1,01	7,50	7,60	1,01	6,00	6,10	1,02
36	6,90	6,90	1,00	6,60	6,60	1,00	*	*	
42	6,80	6,90	1,01	7,90	7,80	0,99	*	*	
48	6,90	7,10	1,03	7,80	7,90	1,01	6,50	6,40	0,98
54	7,00	7,10	1,01	7,50	7,80	1,04	6,10	6,00	0,98
60	7,10	7,10	1,00	*	*		6,00	6,00	1,00
66	7,30	7,30	1,00	8,40	8,40	1,00	*	*	
72	7,40	7,40	1,00	6,50	6,50	1,00	6,00	6,00	1,00
78	7,40	7,50	1,01	*	*		6,50	6,50	1,00
84	7,20	7,30	1,01	*	*		6,00	6,00	1,00
90	7,20	7,30	1,01	6,50	6,40	0,98	6,40	6,40	1,00
96	7,30	7,50	1,03	7,30	7,50	1,03	6,50	6,50	1,00

Valor atípico o no cuantificado en campo

Tabla 27. Datos de campo de temperatura.

TIEMPO	PERIODO I			PERIODO II			PERIODO III		
	Af. °C	Ef. °C	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af. °C	Ef. °C	I.P. RELACIÓN Af./Ef.	Af. °C	Ef. °C	I.P. RELACIÓN Af./Ef.
0	11,70	11,90	1,02	13,70	12,60	0,92	13,70	13,70	1,00
6	12,30	12,50	1,02	12,70	12,40	0,98	12,50	12,50	1,00
12	10,30	10,50	1,02	11,50	11,50	1,00	11,80	11,80	1,00
18	10,20	10,30	1,01	10,70	10,70	1,00	10,50	10,50	1,00
24	12,10	12,10	1,00	12,00	12,00	1,00	13,30	13,20	0,99
30	12,70	12,70	1,00	13,00	12,40	0,95	12,30	12,10	0,98
36	11,80	11,90	1,01	11,50	11,50	1,00	11,20	11,10	0,99
42	10,80	10,80	1,00	10,00	10,20	1,02	10,70	10,70	1,00
48	12,00	12,10	1,01	13,40	12,70	0,95	12,20	11,80	0,97
54	12,60	12,50	0,99	13,00	12,70	0,98	13,10	12,80	0,98
60	11,40	11,40	1,00	11,20	11,00	0,98	11,20	11,20	1,00
66	10,20	10,40	1,02	10,50	10,30	0,98	9,60	9,80	1,02
72	12,00	11,90	0,99	12,00	11,80	0,98	12,20	12,10	0,99
78	12,30	12,20	0,99	13,00	12,70	0,98	12,50	12,40	0,99
84	12,20	11,80	0,97	11,70	11,70	1,00	10,40	10,20	0,98
90	11,10	11,00	0,99	11,00	11,00	1,00	8,80	9,10	1,03
96	13,00	12,80	0,98	12,20	12,20	1,00	12,00	12,20	1,02

ANEXO B. Resultados de la prueba *H* de Kruskal-Wallis.

PARÁMETRO	FRACCIÓN	GRUPOS COMPARADOS	PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS		
			ESTADÍSTICO <i>H</i> DE KRUSKAL-WALLIS	gl	Sig. ASINTÓTICA
Sólidos Suspendidos	-	Afluente – Efluente	12,340	1	0,000
Fósforo Total	Disuelto	Afluente – Efluente	0,441	1	0,507
	Suspendido		14,376	1	0,000
Nitrógeno Kjeldahl	Disuelto	Afluente – Efluente	1,654	1	0,198
	Suspendido		4,165	1	0,041
DQO	Disuelto	Afluente – Efluente	0,032	1	0,859
	Suspendido		9,775	1	0,002
Nitrógeno amoniacal	Disuelto	Afluente – Efluente	0,032	1	0,858

ANEXO C. Resultados de la prueba de normalidad.

PARÁMETRO	PUNTO DE MUESTREO	SHAPIRO-WILK		
		ESTADÍSTICO	gl	Sig.
Sólidos suspendidos	Afluente	0,838	50	0,000
	Efluente	0,865	50	0,000
DQO disuelta	Afluente	0,894	34	0,003
	Efluente	0,836	32	0,000
DQO suspendida	Afluente	0,823	33	0,000
	Efluente	0,733	29	0,000
Fósforo total disuelto	Afluente	0,969	46	0,249
	Efluente	0,974	50	0,337
Fósforo total suspendido	Afluente	0,957	48	0,078
	Efluente	0,881	45	0,000
Nitrógeno total kjeldahl disuelto	Afluente	0,863	49	0,000
	Efluente	0,839	48	0,000
Nitrógeno total kjeldahl suspendido	Afluente	0,778	48	0,000
	Efluente	0,737	45	0,000
Nitrógeno amoniacal	Afluente	0,944	50	0,020
	Efluente	0,929	50	0,005

ANEXO D. Porcentajes de las fracciones disuelta y suspendida de los parámetros analizados.

Tabla 28. Porcentajes de fósforo total en la fracción disuelta y suspendida en los puntos de muestreo.

	AFLUENTE	EFLUENTE
Concentración promedio fracción total (mg/L)	0,083	0,070
% Promedio disuelto	63,8	80,0
% Promedio suspendido	36,1	20,0

Tabla 29. Porcentajes de nitrógeno total kjeldahl en la fracción disuelta y suspendida en los puntos de muestreo.

	AFLUENTE	EFLUENTE
Concentración promedio fracción total (mg/L)	0,163	0,100
% Promedio disuelto	68,7	84,0
% Promedio suspendido	31,3	16,0

Tabla 30. Porcentajes de DQO en la fracción disuelta y suspendida en los puntos de muestreo.

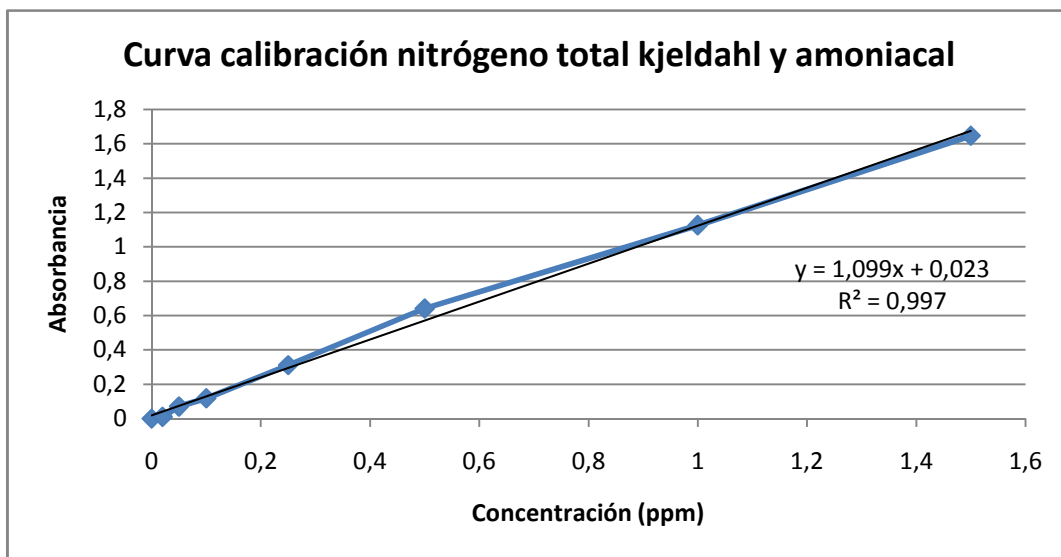
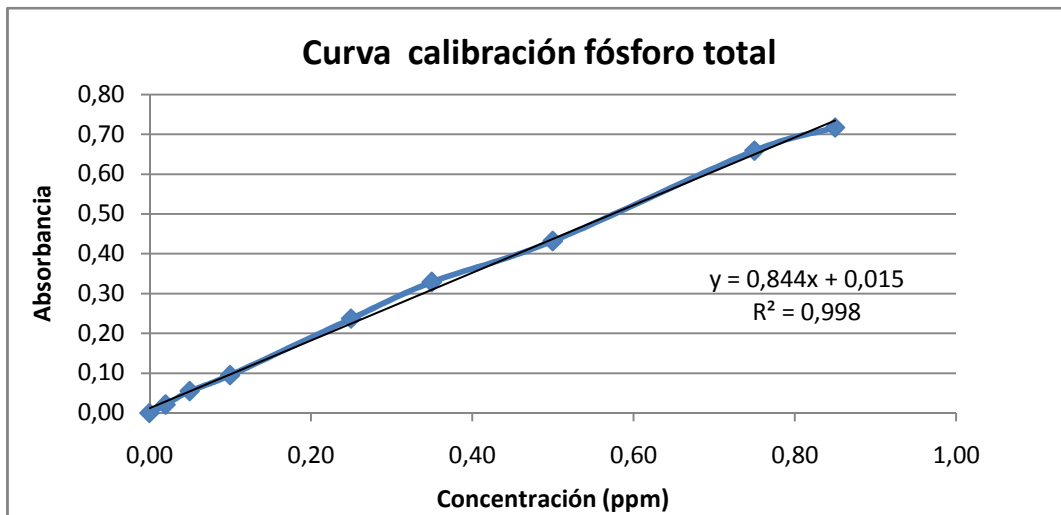
	AFLUENTE	EFLUENTE
Concentración promedio fracción total (mg/L)	14,3	8,3
% Promedio disuelto	41,5	74,3
% Promedio suspendido	58,5	25,7

ANEXO E. Rangos de cuantificación de los métodos utilizados.

PARÁMETRO	RANGOS DE CUANTIFICACIÓN DEL MÉTODO* (mg/L)
Nitrógeno kjeldahl	0,02 – 2
Nitrógeno amoniacal	0,02 – 2
Fósforo total	0,01 – 6
DBO	>2
DQO	5 -50

*Adaptado de SMWW 20 ed.

ANEXO F. Curvas de calibración para fósforo total y nitrógeno total kjeldahl (y amoniacal).



ANEXO G. Figuras de los datos de campo vs un periodo de muestreo para cada parámetro analizado.

Figura 18. Sólidos suspendidos, segundo periodo de muestreo.

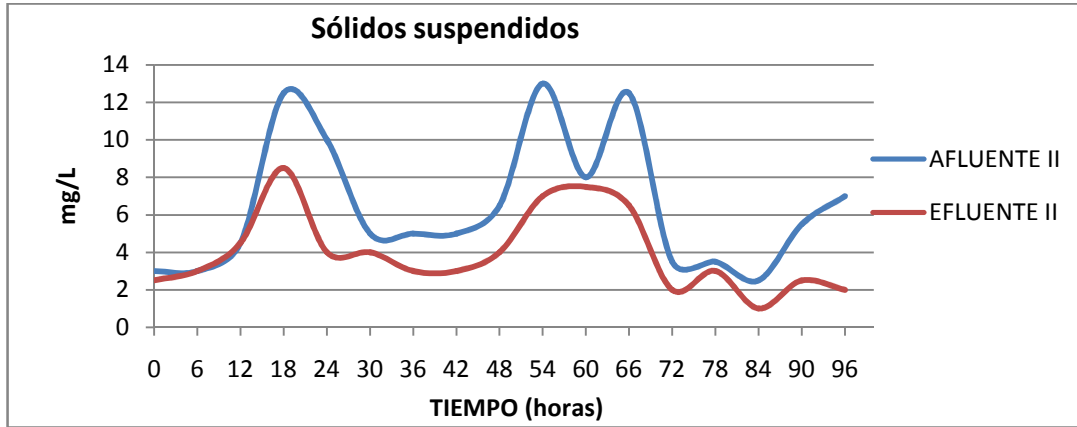


Figura 19. Fósforo fracción suspendida, tercer periodo de muestreo.

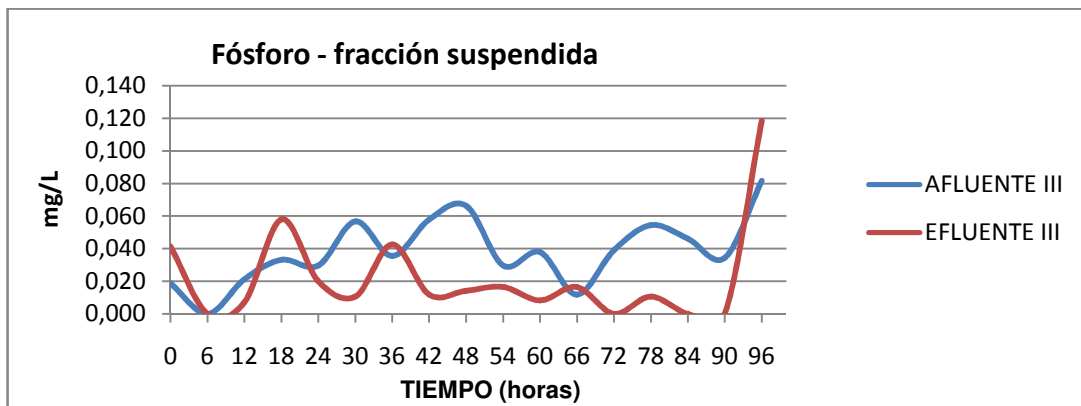


Figura 20. Nitrógeno total kjeldahl fracción suspendida, segundo periodo de muestreo.

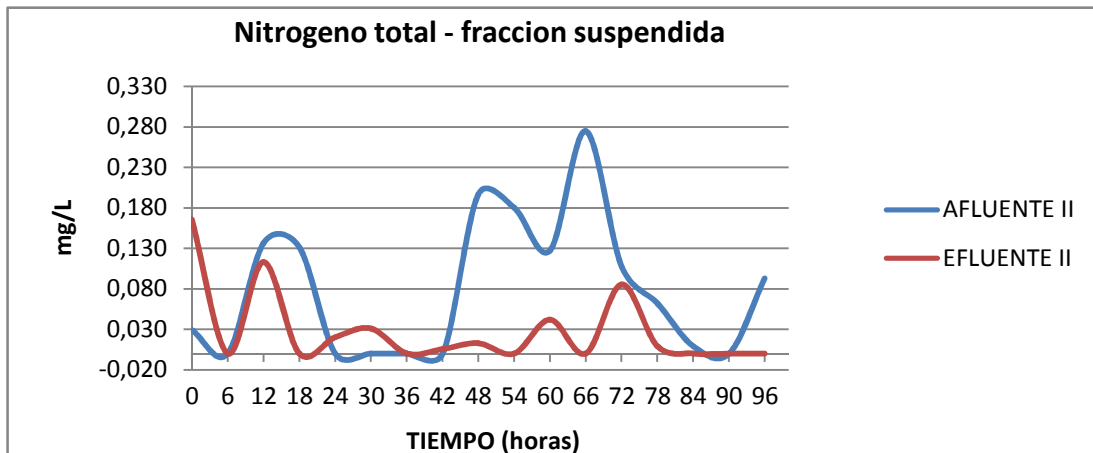


Figura 21. DQO fracción suspendida, segundo periodo de muestreo.

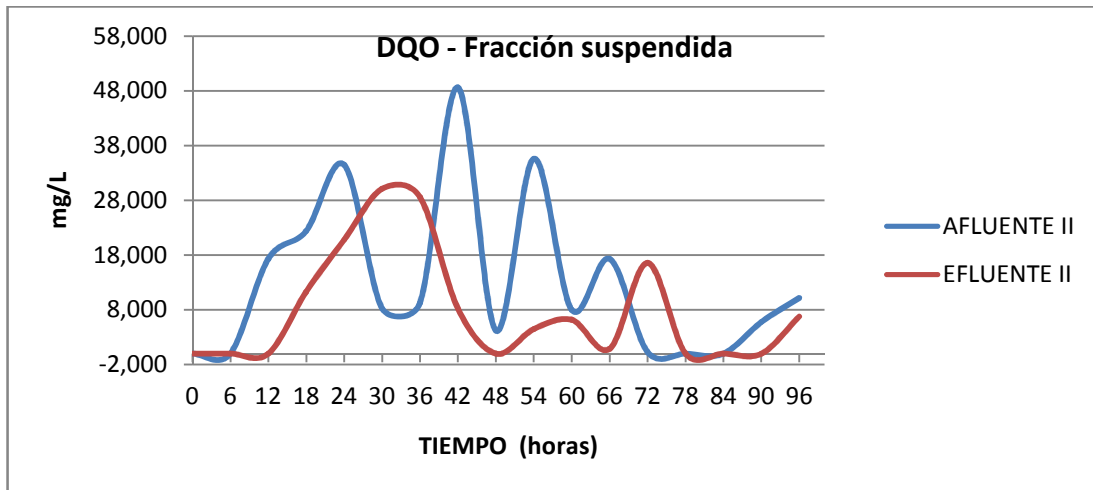


Figura 22. pH, primer periodo de muestreo.

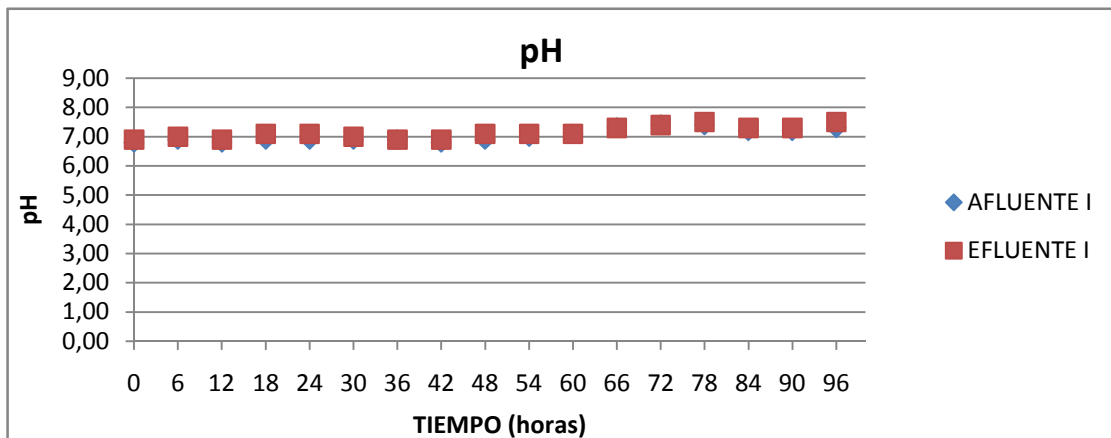


Figura 23. Oxígeno disuelto, tercer periodo de muestreo.

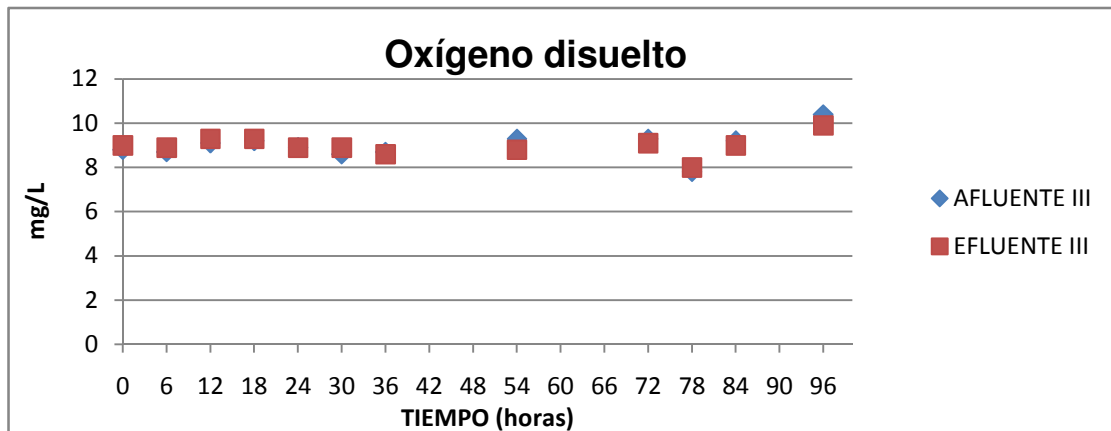


Figura 24. Sólidos disueltos, segundo periodo de muestreo.

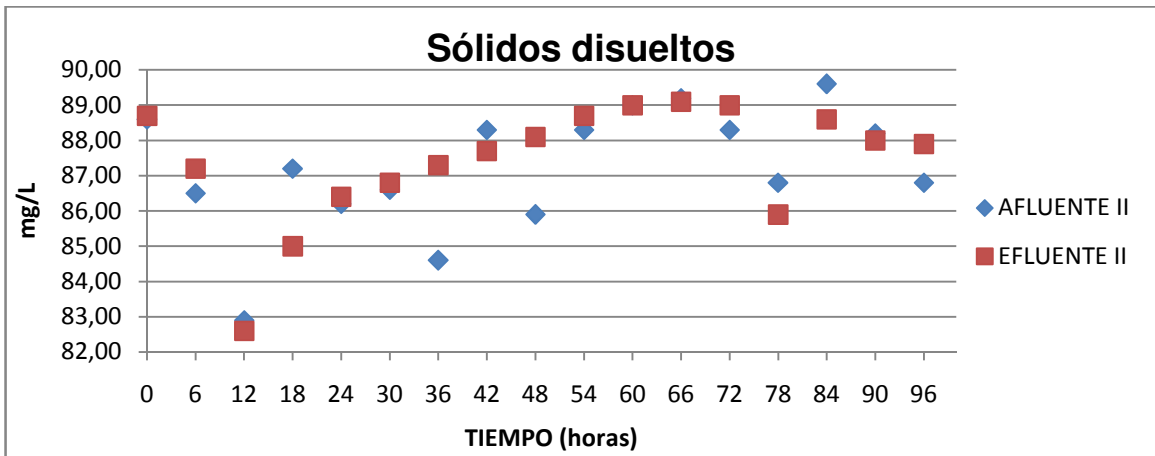
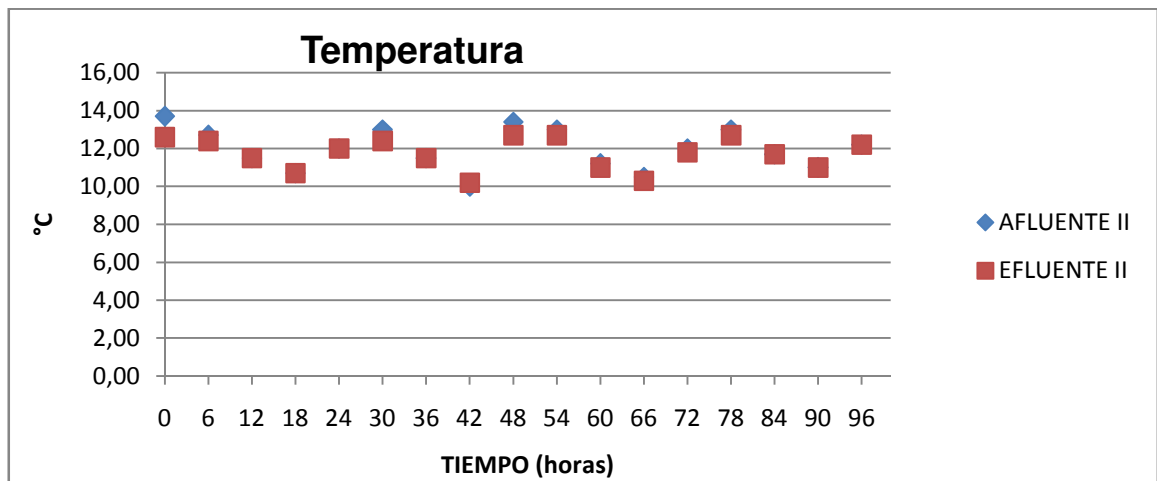


Figura 25. Temperatura, segundo periodo de muestreo.



ANEXO H. Fotos estación piscícola Chiliglo y estanque piloto.



Foto 1. Montaje de tubería en estanque a escala real.



Foto 2. Sistema de recolección de agua y sólidos en el estanque escala real.



Foto 3. Sistema de recolección de agua y sólidos en el estanque a escala real.



Foto 4. Estructura de ingreso al estanque piloto.



Foto 5. Estanque piloto.



Foto 6. Tanque de cabeza constante (arriba) y estanque piloto en operación (abajo).