

**ESTUDIO DE TRATABILIDAD DE EFLUENTES DE LAGOS DE TILAPIA ROJA
MEDIANTE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN EN SERIE**



**ASTRID KATHERINE AGUILAR PRIETO
CLAUDIA DAYANA MUÑOZ SCAFIDI**

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

**ESTUDIO DE TRATABILIDAD DE EFLUENTES DE LAGOS DE TILAPIA ROJA
MEDIANTE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN EN SERIE**

**ASTRID KATHERINE AGUILAR PRIETO
CLAUDIA DAYANA MUÑOZ SCAFIDI**

Proyecto de grado para aspirar al título de Ingeniera Ambiental

**Director del trabajo:
ING. GUILLERMO CHAUX FIGUEROA**

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

Nota de aceptación

Firma del Presidente del Jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Popayán, febrero de 2010.

DEDICATORIA

*A Dios mi Señor, por ser la esencia en mi vida,
a mi Mamá y a mi dulce abuelita por su amor,
apoyo incondicional y por enseñarme a soñar
y a luchar para que esos sueños sean una realidad.*

Astrid Katherine

*Para Jesucristo, Rey, Señor y Sustento de mi vida,
mi querido Papá, mi Mamá, mi Tía Esperanza,
mi preciosa Hermana y el amor de mi cuñita;
a todos ustedes les doy mi gratitud.*

Con amor, Claudia Dayana

AGRADECIMIENTOS

A Dios por ser una guía incondicional en nuestras vidas.

A nuestros padres y familiares por su amor y su apoyo.

A nuestro director de trabajo, Ingeniero Guillermo Chaux, por compartirnos sus conocimientos y orientarnos en nuestro trabajo.

Al Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca (CREPIC), por darnos la oportunidad de realizar la investigación.

A nuestros compañeros y docentes por su motivación y su respaldo.

Al servicio prestado por el señor César Ortega y la química Nury Pinto.

A la Universidad del Cauca.

Gracias

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN.....	11
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	13
2. JUSTIFICACIÓN.....	15
3. OBJETIVOS.....	17
3.1. GENERAL.....	17
3.2. ESPECÍFICO.....	17
4. MARCO TEÓRICO.....	18
5. DISEÑO METODOLÓGICO.....	25
6. ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	31
6.1. COMPORTAMIENTO DEL SISTEMA.....	35
6.1.1. Oxígeno Disuelto.....	35
6.1.2. Sólidos Disueltos Totales.....	37
6.1.3. Temperatura.....	38
6.1.4. Potencial de Hidrógeno.....	39
6.1.5. Conductividad Eléctrica.....	41
6.2. CALIDAD DEL EFLUENTE DEL SISTEMA.....	42
6.2.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno.....	42
6.2.2. Demanda Química de Oxígeno.....	45
6.2.3. Fósforo Total.....	49
6.2.4. Nitrógeno Total.....	52
6.2.5. Nitrógeno Amoniacal.....	55
6.2.6. Sólidos Suspendidos Totales.....	58
6.3. RELACIÓN ENTRE EL COMPORTAMIENTO DE LA DBO ₅ , DQO, OD Y NT EN EL SISTEMA.....	60
6.4. COMPARACIÓN DE LAS EFICIENCIAS DEL SISTEMA ESTUDIADO CON OTROS TRATAMIENTOS A ESCALA PILOTO.....	61

7. CONCLUSIONES.....	63
8. RECOMENDACIONES.....	65
BIBLIOGRAFÍA.....	66
ANEXOS.....	73

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Métodos de Análisis.....	28
Tabla 2. Datos estadísticos de los parámetros de campo en etapa de levantamiento-engorde.....	32
Tabla 3. Datos estadísticos de los parámetros fisicoquímicos en etapa de levantamiento-engorde.....	32
Tabla 4. Datos estadísticos de los parámetros de campo en etapa de cosecha.....	33
Tabla 5. Datos estadísticos de los parámetros fisicoquímicos en etapa de cosecha.....	34
Tabla 6. Relación DBO/DQO.....	48
Tabla 7. Comparación de las eficiencias.....	62

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Lugar de realización del estudio.....	25
Figura 2. Perfil de los estanques del sistema de tratamiento.....	26
Figura 3. Vista en planta de la disposición espacial de las Lagunas de Estabilización	27
Figura 4. Comportamiento promedio del Oxígeno Disuelto.....	36
Figura 5. Comportamiento promedio de los Sólidos Disueltos.....	38
Figura 6. Comportamiento promedio de la Temperatura.....	39
Figura 7. Comportamiento promedio del pH.....	40
Figura 8. Comportamiento promedio de la Conductividad.....	41
Figura 9. Comportamiento promedio de la DBO en etapa de levantamiento- engorde.....	44
Figura 10. Comportamiento promedio de la DBO en etapa de cosecha.....	44
Figura 11. Eficiencias de Remoción de DBO.....	45
Figura 12. Comportamiento promedio de la DQO en etapa de levantamiento- engorde.....	47
Figura 13. Comportamiento promedio de la DQO en etapa de cosecha.....	47
Figura 14. Eficiencias de remoción de DQO.....	48
Figura 15. Comportamiento promedio del PO ₄ en etapa de levantamiento- engorde.....	50
Figura 16. Comportamiento promedio del PO ₄ en etapa de cosecha.....	51
Figura 17. Eficiencias de remoción de PO ₄	52
Figura 18. Comportamiento promedio del nitrógeno total en etapa de levantamiento-engorde.....	53
Figura 19. Comportamiento promedio del nitrógeno total en etapa de cosecha.....	54
Figura 20. Eficiencias de remoción de nitrógeno total.....	54
Figura 21. Comportamiento promedio del nitrógeno amoniacal en etapa de	

levantamiento-engorde.....	56
Figura 22. Comportamiento promedio del nitrógeno amoniacal en etapa de cosecha.....	57
Figura 23. Eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal.....	57
Figura 24. Comportamiento promedio de los Sólidos Suspendidos Totales en etapa de levantamiento-engorde.....	59
Figura 25. Comportamiento promedio de los Sólidos Suspendidos Totales en etapa de cosecha.....	59
Figura 26. Eficiencia de remoción de Sólidos Suspendidos Totales.....	60
Figura 27. Relación de parámetros (DBO ₅ , DQO, OD, NT).....	61

INTRODUCCIÓN

La acuicultura, es una actividad que permite obtener producción por medio del cultivo de organismos acuáticos (animales y vegetales) (Dignani, 2003). Dentro de este sistema de producción se encuentra la piscicultura, la cual se dedica específicamente al cultivo de peces. En el siguiente informe se presenta una alternativa para el tratamiento de las aguas provenientes de los lagos de cultivo de tilapia roja, teniendo como base que la producción de peces, genera sobre el medio acuático impactos negativos producidos por la liberación de excretas, restos de alimento, medicamentos y residuos genéticos debido a la introducción de especies exóticas como es el caso de la tilapia (Pardo *et al.*, 2006).

El metabolismo de los peces y el alimento no consumido por éstos son las principales causas de contaminación en el efluente de los sistemas de producción piscícola en estanques, en donde sólo el 30% de los nutrientes suministrados son convertidos en producto, el resto es acumulado en los sedimentos o es liberado en el efluente (Gross *et al.*, 2000). Por estas razones, hoy en día se hace necesario el tratamiento de las aguas servidas de los estanques de cultivos de peces, en este caso de tilapia roja, con el fin de mitigar los efectos causados sobre el medio natural, específicamente en los cuerpos de agua en donde se produce disminución en la concentración de oxígeno, incremento en la concentración de sólidos suspendidos totales, aumento en la demanda bioquímica de oxígeno y en la demanda química de oxígeno, aparición de formas de nitrógeno y fósforo, crecimiento exagerado de algas y eutrofización (Pardo *et al.*, 2006).

La preocupación por tratar las aguas residuales de las piscícolas tuvo sus inicios antes de la década del 70; sin embargo, a principios de esta década las investigaciones al respecto cesaron y solamente a partir del final de los 80 y comienzo de los 90 se reinician basados en el aprovechamiento del efluente y no en el vertimiento directo (Pardo *et al.*, 2006).

Para disminuir el impacto provocado por los efluentes, se pueden aplicar básicamente dos procedimientos. El primero, es disminuir la cantidad de efluentes mediante la aplicación de mejores prácticas de manejo (Boyd, 2003); el segundo, consiste en mejorar la calidad del efluente antes del vertimiento, lo cual se puede conseguir con procesos como la sedimentación, remoción de sólidos y la filtración por biotransformación (Pardo *et al.*, 2006).

Las lagunas de estabilización son fundamentalmente reservorios artificiales, que comprenden una o varias series de lagunas (IRC, 2005). Estos sistemas se encuentran entre los procesos más eficientes que existen para el tratamiento de las aguas residuales y son además, tratamientos sencillos, tanto operacional, económica como constructivamente, ya que sus actividades de operación y mantenimiento son fáciles de llevar a cabo (Rolim, 1999). En este estudio, se estimó el rendimiento de un sistema de lagunas dispuestas en serie como alternativa para el tratamiento de las aguas residuales en una piscícola en donde se cultiva tilapia roja.

La implementación de este tipo de sistemas permite, teóricamente, la remoción de los componentes que alteran la calidad física, química y biológica del agua, cuando se hacen vertimientos directos sobre aguas superficiales, tales como materia orgánica, sólidos suspendidos, organismos patógenos y nutrientes (nitrógeno y fósforo). Logrando así, que los efluentes tratados de los lagos de cultivo de tilapia roja puedan ser vertidos sobre fuentes hídricas cercanas, sin generar ningún tipo de modificación negativa en sus propiedades naturales.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La piscicultura es una actividad económica con gran oferta alimenticia y es fuente de empleo para muchos campesinos, por esta razón este sistema de producción se ha incrementado de forma significativa en Colombia. Una de las especies de mayor cultivo en el país es la tilapia roja, cultivada principalmente en los departamentos del Huila, Tolima, Antioquia, Santander, Meta y Valle del Cauca, que aportan aproximadamente el 75% de la producción. Para esta especie se utiliza como fuente nutricional concentrado con 48%, 30% y 24%, de valor proteico y los fertilizantes que se usan son de tipo orgánico (estiércol de ganado, aves o cerdos) y químicos (15-15-15; 10-30-10; urea, superfosfato, cal agrícola, dolomita y calfos entre otros). La producción por hectárea es de aproximadamente 30 a 50 toneladas/hectáreas/año, con densidades de siembra de hasta 20 peces/m² o 6 - 8 k/m² en estanques (FAO, 2005).

Sin embargo, en este proceso productivo se presentan efectos secundarios negativos sobre el recurso hídrico, pues las descargas de sus efluentes presentan una alteración en su composición natural, ya que, debido a los procesos metabólicos de los peces y los alimentos no ingeridos por éstos, se aumentan las cargas de nitrógeno, fósforo, materia orgánica y organismos patógenos; causantes de acidificación de ríos y lagos con baja o reducida alcalinidad, eutrofización de las aguas, disminución de oxígeno y toxicidad para los animales y seres humanos en caso de consumo directo, cuando se hacen vertimientos en los cuerpos de agua receptores (Camargo *et al.*, 2007).

Cuando las aguas naturales se acidifican, se generan efectos adversos en plantas y animales, disminuyendo las poblaciones de invertebrados y peces, especialmente de crustáceos, gasterópodos y salmónidos. Así mismo alteran los procesos microbianos importantes para el reciclaje de nutrientes y el funcionamiento del ecosistema, incentivando el proceso de desnitrificación, y la reducción del proceso de descomposición de la materia vegetal (Camargo *et al.*, 2007).

También, la eutrofización causa un incremento en la biomasa reduciendo la transparencia y la disponibilidad de luz, y una disminución de la concentración de oxígeno disuelto en las aguas del fondo debido al aumento de la materia orgánica sedimentada, generando condiciones anóxicas en los ecosistemas afectando los organismos vivos presentes (Camargo *et al.*, 2006).

Dentro del control de enfermedades de la tilapia roja en los estanques, se hace necesaria la utilización de compuestos químicos como anti incrustantes y pesticidas, que pueden destruir organismos acuáticos (Pérez, 1996). Igualmente, se puede generar en el cultivo de tilapia roja el crecimiento de bacterias y organismos patógenos que se tengan en el efluente y que pueden, al no ser tratados, afectar la salud de posibles consumidores de las aguas receptoras y de especies que vivan en éstas.

En este contexto, se tiene que los efluentes provenientes de piscícolas tienen concentraciones significativas de componentes, tales como materia orgánica, nutrientes (compuestos principalmente de nitratos y fosfatos), y patógenos que afectan su calidad. Si no se realiza un tratamiento adecuado se generan impactos negativos sobre las fuentes de agua receptoras y el ambiente en general.

De acuerdo a lo anterior, el impacto generado por la piscicultura, y en especial por el cultivo de tilapia roja, debido a las descargas de los efluentes no tratados sobre los ecosistemas naturales receptores es muy alto, por lo que es de vital importancia realizar estudios que generen alternativas de solución con el fin de mitigar, de forma real, los efectos negativos que se producen. Por consiguiente, el desarrollo del objetivo principal de esta investigación, buscó evaluar el desempeño en la remoción de contaminantes de un sistema de lagunas de estabilización en serie cuando trata efluentes de lagos de tilapia roja, mediante parámetros físicos, químicos y biológicos.

2. JUSTIFICACIÓN

La importancia del agua para todos los seres vivos es ilimitada, es un recurso natural indispensable para el desarrollo de los diferentes procesos de la vida natural. En los sistemas productivos como la agricultura, la ganadería y la acuicultura se requieren grandes cantidades de agua para el desarrollo de los procesos unitarios propios de cada área. Estas actividades le aportan concentraciones de sustancias diferentes a su composición natural, provocando una alteración que determina el grado de pureza de la misma. Por lo cual se encontró indispensable realizar un tratamiento de estos efluentes, buscando reducir los desequilibrios en los ecosistemas acuáticos naturales ocasionados por los vertimientos directos sobre éstos.

En Colombia, a escala real, no existen tratamientos que mejoren la calidad de las aguas efluentes de piscícolas; por lo tanto se han generado diferentes metodologías a escala piloto para evaluar el mejoramiento de dichos vertimientos. De acuerdo a esto, se evaluó un sistema de lagunas de estabilización como tratamiento biológico para las aguas servidas de estanques en donde se cultiva tilapia roja; ya que en este proceso se generan altas eficiencias de remoción de cargas orgánicas contaminantes y de nutrientes a bajos costos. Su mecanismo de aplicación, manejo, mantenimiento y control se adapta fácilmente a los productores rurales, quienes son los mayores usufructuarios del cultivo de peces en ambientes físicos naturales controlados, y las aguas efluentes tratadas se pueden reutilizar alternativamente en el proceso de piscicultura o pueden ser descargadas directamente sobre los cuerpos de agua naturales.

Teniendo en cuenta estas premisas; esta investigación se realizó sobre la base de las iniciativas ambientales llevadas a cabo en el municipio de Popayán, Vereda “La Yunga”, por el Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca (CREPIC) en convenio con la Universidad del Cauca; para la evaluación de algunos sistemas que traten los efluentes provenientes de piscifactorías. Esto es importante toda vez que permite observar la forma cómo desde la implementación de tales sistemas se desarrolla un proceso evolutivo en lo referente a la mitigación de impactos negativos sobre los cuerpos de aguas receptores en tal lugar.

En este sentido el utilizar mecanismos de monitoreo, seguimiento y mediciones en la evaluación del sistema de tratamiento de lagunas de estabilización, permitió analizar el alcance de los objetivos propuestos, para establecer si este sistema dio

el resultado esperado o no, cuáles son sus ventajas y qué fallas tuvo para que se evite cometerlas nuevamente y se realizaron sugerencias acerca de los cambios apropiados a efectuar respecto a su implementación a través de la elaboración de alternativas eficaces que contribuyan a lograr que los diferentes usos, por parte de los seres humanos sobre el agua, no tengan un impacto negativo significativo ó si se generan, se puedan mitigar. Es allí donde la Ingeniería Ambiental juega un papel substancial, ya que su principal función es buscar la implementación de iniciativas que propendan a la conservación y preservación de los recursos naturales, asegurando que exista una relación positiva entre las actividades antropogénicas y los ecosistemas naturales.

3. OBJETIVOS

3.1. GENERAL

- Evaluar a escala piloto, el desempeño de un sistema de lagunas de estabilización en serie cuando trata efluentes provenientes de piscícolas donde se cultiva tilapia roja.

3.2. ESPECÍFICOS

- Evaluar las eficiencias de remoción de DBO, DQO, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo en cada una las lagunas del sistema.
- Analizar, para un tiempo de detención de un día, el comportamiento de cada laguna de la serie durante la etapa de levantamiento-engorde y de cosecha.

4. MARCO TEÓRICO

Durante los últimos años la acuicultura ha presentado un gran crecimiento en su producción alcanzando 51,4 millones de toneladas en el 2002, con un incremento promedio anual de 8.9% desde 1970 (FAO, 2004). En América Latina entre 1988 y 1997, los cultivos se intensificaron a través del uso de tecnologías más avanzadas, manejo técnicamente adecuado, y cumplimiento con la normatividad vigente de exportación, aumentando de 53.000 toneladas en 1988 para 203.000 toneladas en 1997. En Colombia, la producción acuícola durante los últimos años de la década del 80 fue de 3.392 toneladas y para finales del 90 fue de 46.705 toneladas, presentando un crecimiento medio anual del 30%; en ese período, la contribución del país a la producción en América Latina fue del 19,1% de tilapia y del 65% de cachama blanca, duplicándose entre 1992 y 1997 el número de acuicultores. El cultivo de cachama blanca se incrementó significativamente llegando a 12.000 toneladas por año y la producción de tilapia a 16.000 toneladas por año, alcanzando 37.000 toneladas por año (Pardo *et al.*, 2006).

La acuicultura, como una actividad del sector productor de alimentos, se ha desarrollado fuertemente en los últimos años para servir a dos propósitos principales: seguridad alimentaria y la generación de ingresos. Para satisfacer estas demandas de productos de animales acuáticos, la acuicultura ha experimentado la diversificación de especies cultivadas y la intensificación de los sistemas de producción. En consecuencia, el desarrollo de la acuicultura requiere una mayor proporción de los recursos naturales y tiene un mayor impacto ambiental (Lin *et al.*, 2003). A la luz de las actuales dificultades sociales, económicas y ambientales, los sistemas de producción de la acuicultura han de evolucionar hacia sistemas más respetuosos del ambiente (d'Orbcastel *et al.*, 2009).

La acuicultura con su propósito de suministrar seguridad alimentaria y de mitigar la pobreza, debe contar con mecanismos y herramientas que le permitan planificar y controlar su desarrollo dentro de los paradigmas actuales, es decir, actuación con desempeño ambiental. De acuerdo a esto, un proceso de acuicultura sostenible y responsable es la producción viable, durable y ética de los diferentes organismos cultivados, de forma que se preserven los recursos naturales y así atender las esencialidades presentes y futuras. Para desarrollar una acuicultura responsable se debe tener presente la calidad ambiental definida como la atención de los requisitos de naturaleza física, química, biológica, social, económica, cultural y

tecnológica que aseguren la estabilidad de las relaciones ambientales en el ecosistema en el cual se insertan las actividades de la empresa (Pardo *et al.*, 2005).

La piscicultura, definida como aquella actividad dedicada al cultivo de peces bajo manejo e implementación de buenas prácticas, se ha convertido en una alternativa de solución en el proceso de satisfacer necesidades básicas de alimentación (FAO, 2003). Debido a ello, esta actividad ha incrementado de manera significativa su potencial alcanzando altos niveles dentro de la economía, como lo han logrado los sistemas productivos agrícolas y ganaderos.

Las especies que más se cultivan a nivel nacional, son la tilapia, la trucha y cachama. La producción de tilapia ha sido la mas elevada constituyendo el 49%, con relación a la producción de las otras dos especies cultivadas (31% para la cachama y 16% para la trucha). La tilapia roja se obtuvo de múltiples cruces entre varias especies de tilapia: *Oreochromis mossambicus*, *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis aureus* y *Oreochromis hornorum* (Martínez, 2005). Esta especie de tilapia requiere condiciones especiales del medio (temperatura de 24 a 30 °C), es susceptible a la predación debido a su coloración llamativa, responden en altas densidades de siembra, se adaptan fácilmente a altas salinidades y su proceso de producción es muy sencillo (Castillo, 2008); sin embargo, la luz es un factor muy influyente ya que el aumento o la disminución de iluminación en un tiempo aproximado de 8 horas dificultan la reproducción (Saavedra, 2006).

En Colombia, la producción de alevinos, el levante y engorde de los peces son las principales actividades dentro de la piscicultura. La primera actividad, se divide en las fases de reproducción, incubación, larvicultura, y pre-cría. En el caso particular de la tilapia, se inicia un ciclo de 30 días, en el cual las larvas permanecen exclusivamente sometidas al suministro de alimento con hormonas para efectos de reversión sexual. Se espera que al finalizar esa etapa se obtengan alevinos de 1 g, y que al menos el 95% de la población sean machos. Finalmente, los alevinos son trasladados a estanques de mayor tamaño, donde son mantenidos hasta que alcancen un peso cercano a los 30 g, que normalmente se logra en 90 días (pre-cría). La segunda, consiste en llevar los alevinos hasta un peso aproximado de 180 g. A partir de ese momento, el pez pasa a la etapa de engorde, donde es cultivado hasta llevarlo a un peso por encima de los 300 g. La duración de estas dos actividades por general es de 6 meses (Martínez, 2005).

Las cargas contaminantes que resultan del proceso de producción de la tilapia roja, descrito anteriormente, contienen una variedad de componentes que pueden

causar impactos negativos cuando se liberan en el ambiente (Piedrahita, 2003), generando un potencial redox negativo en el sedimento, una acumulación de los compuestos de fósforo, nitrógeno y carbono orgánico en el agua y, en consecuencia, una modificación y reducción de las comunidades bentónicas (Matijević *et al.*, 2008); además, las bacterias y agentes patógenos de las operaciones de alimentación de los peces también se consideran como productos de desecho que deben ser controlados (Davidson *et al.*, 2008). Su impacto sobre el medio depende de la cantidad total o la concentración en libertad y la capacidad de asimilación del ambiente para el componente en particular (Piedrahita, 2003).

Debido a los impactos negativos que pueden ocasionar los contaminantes que se generan en la producción de la tilapia, se hace necesaria su remoción antes de su vertimiento directo sobre las aguas superficiales; para ello existen diferentes metodologías, entre ellas están: el uso de biofiltros sumergidos (Davidson *et al.*, 2008); utilizados regularmente para eliminar amoníaco y nitrito de los efluentes debido a que son medios fijos que permiten la inmovilización de las bacterias nitrificantes, las cuales se proliferan al consumir estos compuestos (Lyssenko *et al.*, 2005). El aprovechamiento biológico a través de la producción de moluscos (Jones *et al.*, 2001); en donde los moluscos bivalvos son filtradores muy eficientes, capaces de disminuir el fitoplancton, los niveles de nutrientes y la concentración de sólidos suspendidos en el agua; los moluscos son colocados en bandejas dentro del estanque, cerca de la salida de agua, logrando minimizar la carga de fosfatos, nitritos y nitratos de los efluentes liberados al medio, además de conseguir una producción adicional de moluscos. La utilización de plantas, las cuales poseen la habilidad de asimilar nutrientes y crear condiciones favorables para la descomposición microbiana de la materia orgánica, por esta razón son conocidas como autodepuradoras de ambientes acuáticos y son utilizadas en el tratamiento de efluentes del cultivo de tilapia (Pardo *et al.*, 2006). El manejo de humedales artificiales con plantas acuáticas emergentes (Schulz *et al.*, 2003); en donde la eliminación de contaminantes se da por procesos bióticos como la mineralización microbiana, nitrificación-desnitrificación y absorción por la vegetación, además por procesos abióticos como la precipitación, sedimentación y adsorción del sustrato, importantes para la eliminación de fósforo; la eficiencia de estos sistemas depende del tipo de terreno, de las propiedades de la grava, las condiciones hidrológicas y de la vegetación (Lin *et al.*, 2002). Y finalmente la sedimentación; en la cual los estanques deben retener el agua por un tiempo suficiente para la precipitación de sólidos, en donde la eficiencia es mayor si se descarga solamente la porción final del efluente dentro del estanque de sedimentación (Pardo *et al.*, 2006). Sin embargo, este procedimiento solamente consigue eficiencias de remoción de sólidos en suspensión y no de otros

compuestos contaminantes, por lo tanto se hace necesario un tratamiento adicional, como un sistema de lagunas de estabilización en serie.

Una laguna de estabilización es un reactor químico dentro del cual se tratan aguas residuales con el objeto de mejorar sus características sanitarias. Éstas son estructuras que se construyen de poca profundidad (2 a 4 m) con períodos de retención relativamente grandes. En el momento en que las aguas residuales son dispuestas en las lagunas se realiza, de forma natural, un proceso de autodepuración o estabilización propia del sistema, presentándose fenómenos físicos, químicos, bioquímicos y biológicos, haciendo que se produzca la reducción de sólidos, de material biodegradable y de agentes patógenos (Agunwamba, 2000; CEPIS, 2005).

Los tratamientos de aguas residuales con lagunas de estabilización son sistemas que han sido utilizados desde ya hace varios años, se conoce que la primera instalación de este tipo de proceso fue registrada en el año de 1948 en Dakota del Norte, Estados Unidos, para tratar aguas residuales domésticas. Debido a su oportuna eficiencia fue aprobada por las autoridades de Salud Pública, por lo que su empleo se hizo más común en los siguientes años en varios países (Yáñez, 1993). Este incremento se explica por las múltiples ventajas que presentan este tipo de sistemas de tratamiento, entre las cuales están su bajo costo, facilidad de construcción, mantenimiento y operación, formación de biomasa más efectiva y variada que en otros tratamientos, producción de oxígeno en forma natural dentro del sistema sin el requerimiento de instalaciones complementarias (CEPIS, 2005), además, la necesidad de crear e implementar alternativas que disminuyan las concentraciones de los diferentes componentes que presentan las aguas residuales, los cuales alteran la calidad de las aguas naturales.

La aplicación de un sistema de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales es una de las alternativas más costo-efectivas para la remoción de microorganismos patógenos, por medio de mecanismos de desinfección natural (IRC, 2005). Éstas comprenden una o varias series de lagunas anaerobias, facultativas y de maduración. En la primera de ellas se logra una remoción de materia orgánica suspendida (SST) y parte de la fracción soluble de materia orgánica (DBO_5); en la segunda, la fracción remanente de la DBO_5 soluble por medio de la actividad coordinada de algas y bacterias heterotróficas y en la última, remoción de patógenos y nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo). Asimismo, una serie de lagunas de estabilización superficial puede reducir la concentración de huevos de helmintos y coliformes fecales (Van Der *et al.*, 1998).

Se han logrado en este tipo de sistemas de tratamiento, para aguas residuales domésticas, remociones de carga orgánica en forma de DBO₅ y DQO hasta de un 90% y 78% respectivamente. En cuanto a los nutrientes, la remoción de nitrógeno orgánico ha sido del 20% y de nitrógeno amoniacal del 27% (Sánchez, 2000). De acuerdo a los resultados obtenidos, en la remoción de contaminantes, por estudios similares, se ha garantizado que estos sistemas cumplen con las normas vigentes establecidas en el país.

El proceso de remoción se basa en la capacidad natural que tiene un cuerpo de agua para autodepurarse, en donde a través del tiempo se logra reducir las cargas contaminantes de sólidos en suspensión, nutrientes, contenido orgánico, y asimismo generar el retorno de la concentración de oxígeno disuelto a un nivel deseable (Ruochuan *et al.*, 1995). Sin embargo, la aplicación del tratamiento de aguas residuales por medio de lagunas de estabilización es limitado, debido a su gran requerimiento y exigencia de área (Agunwamba, 2000).

En las aguas residuales la carga contaminante se encuentra en forma de sólidos sedimentables y en suspensión, éstos a su vez en estado coloidal y en sólidos diluidos. Los sólidos sedimentables y coloidales floculados, se depositan en el fondo de la laguna y, particularmente, en la zona de ingreso. Otra parte de la carga orgánica permanece en la masa líquida. Los sólidos biodegradables depositados son estabilizados por las bacterias formadoras de ácidos y de metano que en condiciones anaeróbicas producen gases que escapan a la atmósfera, y compuestos solubles en la masa líquida. Las bacterias, especialmente las facultativas, estabilizan la fracción no sedimentable de la materia orgánica que se presenta en el efluente y la solubilizada del lodo sedimentado (Burgos, 2005).

La eficiencia de las lagunas radica en la función tanto de la transformación bioquímica, en donde ocurren procesos aerobios y anaerobios, como de los procesos de transporte hidráulico en el estanque (Polprasert *et al.*, 1985). En los procesos aerobios, se da la descomposición de la materia orgánica en el que participan bacterias aerobias o facultativas, originando compuestos inorgánicos que sirven de nutrientes a las algas, las cuales a su vez producen más oxígeno que posibilita la actividad de las bacterias aerobias. Por lo cual, se produce una simbiosis entre bacterias y algas que facilita la estabilización aerobia de la materia orgánica, debido a la intervención de enzimas producidas por las bacterias en sus procesos vitales, en donde el oxígeno es consumido y forma parte de la DBO. Asimismo las algas, en presencia de luz solar mediante el proceso de fotosíntesis, utilizan compuestos inorgánicos para sintetizar materia orgánica que incorporan a su protoplasma generando gran cantidad de oxígeno disuelto. De esta manera, se

lleva a cabo la estabilización de la materia orgánica putrescible (muerta) originalmente presente en las aguas residuales, la cual se transforma en materia orgánica (viva). En los procesos anaerobios la estabilización de la materia orgánica sucede de forma más lenta y las condiciones anaeróbicas se establecen cuando el consumo de oxígeno disuelto es mayor que la incorporación del mismo a la masa de agua por la fotosíntesis de las algas (CEPIS, 2005). Otros factores ambientales y climatológicos como el viento y la lluvia, y los modelos de flujo hidráulico en la laguna pueden causar importantes cambios en el funcionamiento del tratamiento (Polprasert *et al.*, 1985).

El objetivo principal de que las aguas residuales pasen a través de un estanque de estabilización es producir una laguna cuyos efluentes contengan un bajo contenido orgánico y así reducir los riesgos sobre la salud humana. La estabilización en los estanques proporciona una amplia gama de hábitats ecológicos: pH óptimo y un alto contenido de oxígeno disuelto cerca de la superficie, así como condiciones anaeróbicas en la parte inferior. Estas condiciones promueven y mantienen un proceso de biodegradación constante, por lo cual el proceso puede responder a las fluctuaciones que puedan ocasionar el tipo de agua afluente. Los lodos resultantes de este tipo de tratamiento se pueden utilizar como abono o compost con la vegetación local, pues la estabilización destruye los agentes patógenos y reduce los olores y la toxicidad. A su vez, con el fin de mejorar la aceptabilidad y utilidad de los lodos como un recurso sostenible, se adicionan al proceso otros compuestos (cal) y se realizan otros tratamientos (pasteurización) (Basavaling *et al.*, 1995).

Una de las formas de evaluar la calidad de las aguas tratadas mediante un sistema de lagunas de estabilización, y su buen funcionamiento, es utilizarlas para el cultivo controlado de peces, observando la adaptabilidad de las especies a las condiciones biológicas de estas aguas; y de esta forma monitorear la eficiencia del sistema en la remoción de los contaminantes. El contenido bacteriano, el pH y la DBO son parámetros estándar para el control de estos efluentes. Por lo cual las aguas tratadas pueden ser reutilizadas en procesos productivos tales como el riego y la piscicultura; sin embargo, se deben garantizar unas condiciones ideales para su reuso; es allí donde las algas son clave importante en este proceso, ya que son el principal agente oxigenador de los estanques de oxidación. La demanda de oxígeno que se consume por la acción de las bacterias debe ser proporcional con el oxígeno que se liberó a través de la fotosíntesis, para evitar la destrucción de las especies de peces que se deseen cultivar. La selección de las especies depende de la relación entre su capacidad de alimentarse y sobrevivir en el plancton que se encuentre en los estanques alimentados con aguas residuales

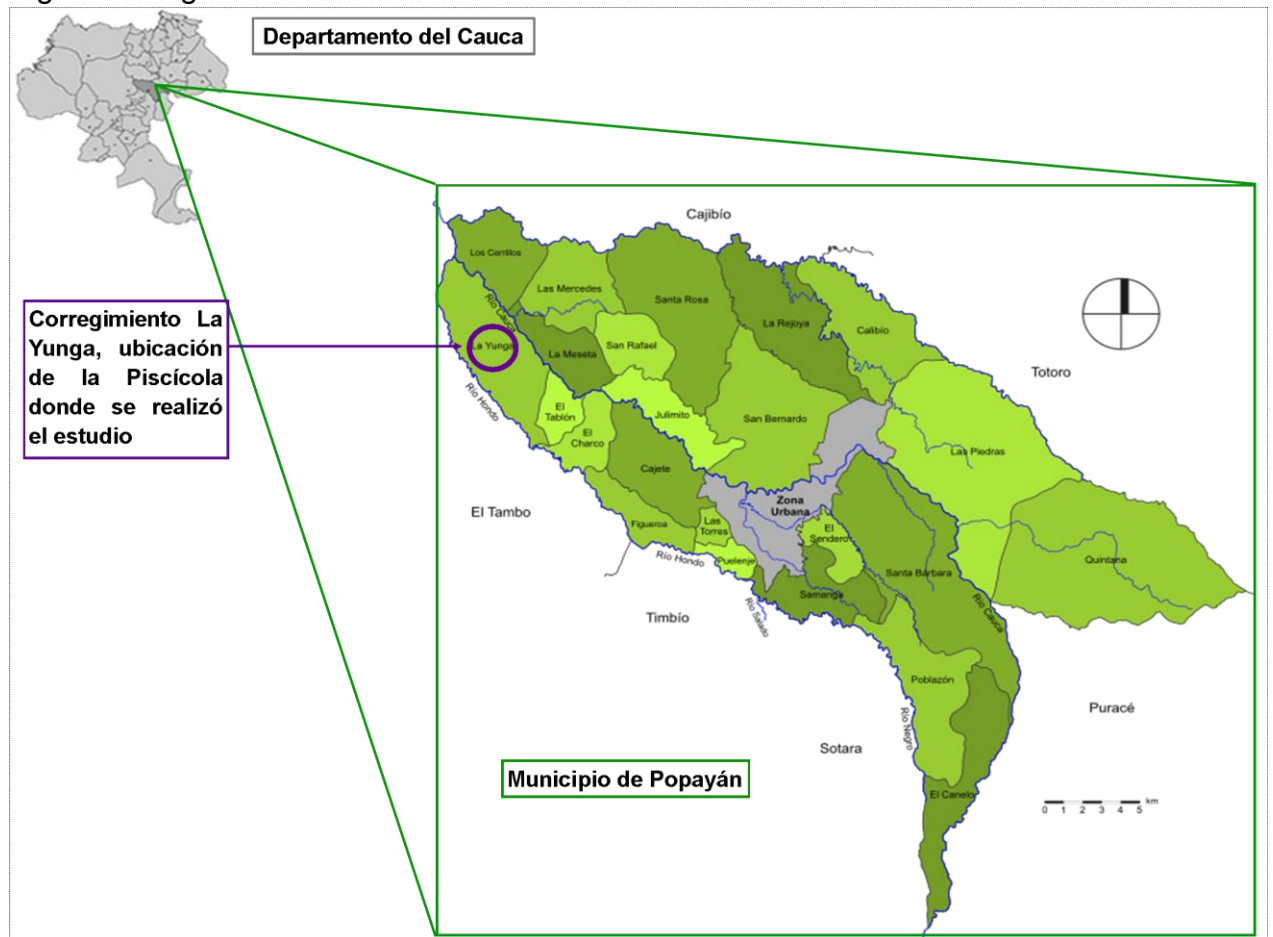
tratadas, por lo cual algunas especies son más tolerantes a las bajas tensiones de oxígeno que otras, como la tilapia. No obstante se deben tener en cuenta otros factores que se encuentran interrelacionados con la producción de peces con este tipo de agua, entre los cuales están: la dureza, la alcalinidad, el CO₂, el nivel de nutrientes, la temperatura y la salinidad (Basavaling *et al.*, 1995).

Con base en el comportamiento de las lagunas de estabilización cuando tratan aguas residuales, y a su porcentaje de remoción de factores que alteran los cuerpos de agua receptores, se puede establecer como tratamiento de aguas efluentes de lagos de piscícola; ya que el tipo y los contenidos de cargas de contaminantes que traen consigo éste tipo de aguas son los adecuados, para que por medio de la estabilización se logren remover éstos en concentraciones considerables, de tal forma que no afecten los ecosistemas hídricos donde serán vertidos posteriormente o puedan ser reutilizados en el mismo sistema productivo.

5. DISEÑO METODOLÓGICO

El estudio planteado se llevó a cabo en el corregimiento La Yunga, ubicado a 27 Km al occidente de la ciudad de Popayán, sobre la cuenca de los ríos Cauca y río Hondo, con un área de 2.314,15 hectáreas, limitando al norte con los corregimientos Los Cerrillos y La Meseta, al oriente con el corregimiento El Tablón, al sur y al occidente con los municipios de El Tablón y El Tambo (Alcaldía de Popayán, 2008) (ver figura 1).

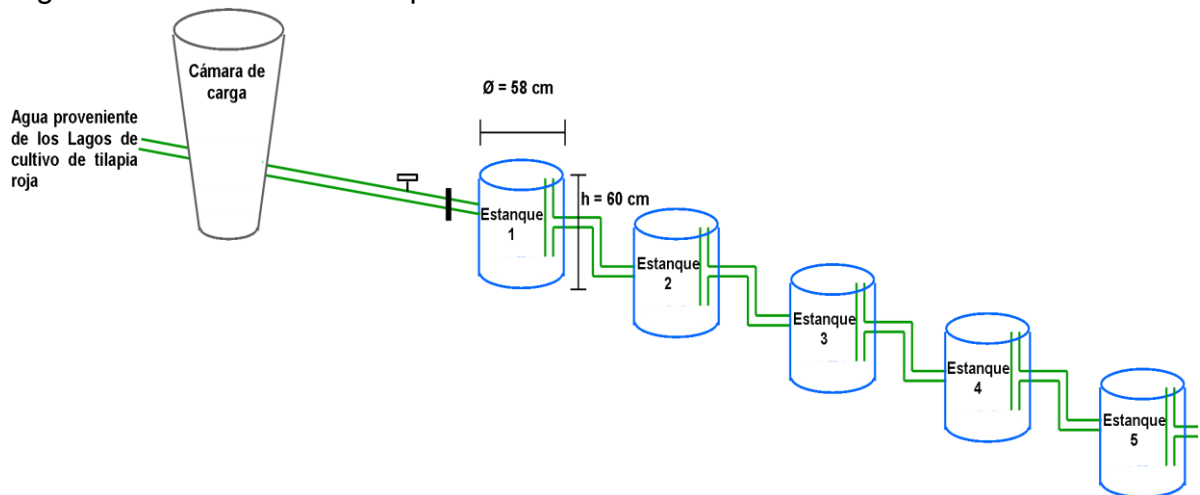
Figura 1. Lugar de realización del estudio.



Fuente: adaptado de Sajor, 2009.

En el lugar descrito, se desarrolla el proceso de la piscicultura como principal fuente económica, encontrando básicamente lagos en donde se realiza la cría de tilapia roja, en los cuales se generan efluentes con cargas contaminantes significativas; por esta razón se implementó un estudio a escala piloto para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de los lagos, el cual se conformó por un sistema de lagunas de estabilización, compuesto por una cámara de carga y cinco estanques dispuestos en serie (ver figura 2). Cada estanque se diseñó con un diámetro de 58 centímetros, y una altura de 60 centímetros para una profundidad del agua de 40 centímetros, construidos con polietileno de alta densidad.

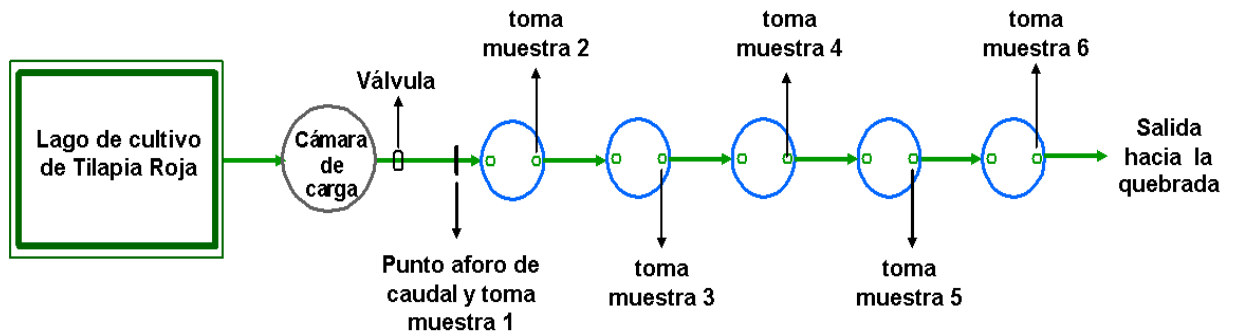
Figura 2. Perfil de los estanques del sistema de tratamiento.



Fuente: elaboración propia.

En un primer momento se realizó la medición de la eficiencia de remoción de diferentes parámetros en el sistema; para ello se hizo el procedimiento de campo, en donde se tomaron muestras de tipo puntual, estableciendo seis puntos de muestreo (ver figura 3). La primera muestra estaba compuesta por las aguas efluentes del estanque piscícola, la cual se tomó directamente en la tubería que comunica a éste con el primer estanque. La toma de las cinco muestras restantes, se efectuó en el tubo de salida de cada laguna a diez centímetros de la superficie del agua mediante una manguera.

Figura 3. Vista en planta de la disposición espacial de las Lagunas de Estabilización.



Fuente: elaboración propia.

Asimismo, en cada muestra, se realizó la medición directa de la temperatura (en grados Celsius) y del oxígeno disuelto (en porcentaje y miligramos por litro) por medio de la sonda modelo 51973 – 00, marca HACH, del pH con el electrodo modelo 51935 – 00 marca HACH, la conductividad eléctrica (en microsiemens por centímetro) y los sólidos disueltos totales (en miligramos por litro) mediante la sonda modelo 51975 – 00 marca HACH. Estos parámetros se leyeron en el equipo Multiparameter Meters Sension 156 de la misma marca.

Para garantizar la remoción de los diferentes componentes que alteran la calidad de los cuerpos de agua naturales receptores se tuvo en cuenta el tiempo de detención, el cual garantizó que la permanencia del agua dentro de cada estanque fuese la adecuada para que los procesos biológicos naturales en las lagunas se dieran completamente. Por ello, se determinó un periodo de retención de un día para cada estanque, lo que facilitó la estabilización del agua para su autodepuración; este tiempo se consiguió aforando manualmente el caudal de entrada a los cinco estanques.

Una vez realizado el trabajo de campo las muestras* fueron llevadas al laboratorio para efectuar los siguientes análisis: nitrógeno total y amoniacal por el método de Kjeldahl utilizando el digestor DK6, el depurador SMS, el aspirador de agua de recirculación JP y la unidad de destilación automática JDK 142 todos de la marca VELD SCIENTIFICA; fósforo mediante el método fotométrico con cloruro estañoso a 690 nm en el espectrofotómetro DR/2010 marca HACH; sólidos suspendidos por espectrofotometría en el equipo Spectroquant NOVA 60A marca MERCK; Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) aplicando análisis volumétrico (Winkler),

* Las muestras analizadas no fueron filtradas.

y Demanda Química de Oxígeno por reflujo cerrado volumétrico utilizando el digestor modelo 45600 marca HACH.

Buscando que los datos obtenidos por medio de las anteriores pruebas reflejaran el comportamiento real de las lagunas de estabilización, y así poder establecer la eficiencia de las mismas, se realizó un total de veinte muestreos, en las horas de la mañana, con una frecuencia de dos veces por semana durante tres meses y medio (Ver tabla 1).

Tabla 1. Métodos de Análisis.

PARÁMETRO	Nº DE ANÁLISIS	MÉTODO ESTÁNDAR	EQUIPO	MARCA
Temperatura	20	2550	Sonda 51973-00	HACH
Oxígeno Disuelto	20	4500-O	Sonda 51973-00	HACH
pH	20	4500-H ⁺	Electrodo 51935-00	HACH
Conductividad Eléctrica	20	2520	Sonda 51975-00	HACH
Sólidos Disueltos Totales	20	2540	Sonda 51975-00	HACH
Nitrógeno Kjeldahl	20	4500-N B	Digestor DK-6, Depurador SMS, Aspirador de Agua JP, Unidad de Destilación Automática JDK- 42	VELP-SCIENTIFICA
Nitrógeno Amoniacal	20	4500-NH ₃	Unidad de Destilación Automática JDK- 42	VELP-SCIENTIFICA
Fósforo Total	20	4500-P	Espectrofotómetro Dr/2010	HACH
Sólidos Suspendidos Totales	20	2540	Spectroquant NOVA 60-A	MERCK
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	20	5210 B	Winkler	
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	20	5210 D	Digestor 45600	HACH

Fuente: Adaptado de Stándar Methods edición 20.

Para el posterior análisis de los datos obtenidos en el laboratorio se realizó la evaluación del comportamiento del sistema en serie, observando la eficiencia de remoción que presentó cada laguna del tratamiento. Esto se llevó a cabo mediante el modelo estadístico de bloques al azar de un solo factor de efecto fijo con cinco niveles o tratamientos, los cuales corresponden a cada laguna del sistema; con este modelo se analizó la posible influencia de uno o varios factores sobre la variable respuesta (Montoya *et al.*, 2005), en este caso, se estudió la influencia del sistema sobre la concentración de los contaminantes a la salida de cada laguna.

Durante el trabajo de campo se realizaron veinte muestreos, donde un día (muestreo) corresponde a una corrida del experimento, lo cual impide que se tenga homogeneidad en la calidad de las muestras; por ello se definió cada día de muestreo como factor de bloqueo ya que afecta la calidad del agua, sin embargo no es de interés evaluar dicho efecto. Debido a que cada estanque de la serie influye en la calidad del agua y en el tiempo de detención hidráulico, se determinó como el factor principal para la evaluación del sistema.

Con el fin de desarrollar el modelo estadístico se planteó como hipótesis, el aumento de la remoción de contaminantes entre un estanque y otro, teniendo que: $Y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \xi_{ij}$ donde Y_{ij} es la observación ij -ésima, μ es la media general, τ_i muestra el efecto del tratamiento i -ésimo en la concentración de salida del contaminante, β_j es el efecto del bloque j -ésimo (día de muestreo), y ξ_{ij} hace referencia al error experimental, para cada variable i varía entre uno y cinco, y j entre uno y veinte (Montgomery, 2004). La variable respuesta del modelo planteado fue el valor de cada parámetro fisicoquímico a la salida de cada estanque, como hipótesis nula se tuvo que el promedio de las concentraciones de salida de cada estanque es igual ($\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$), y como hipótesis alternativa $\mu_i \neq \mu_j$, para $i \neq j$.

Al aplicar el análisis de varianza para el modelo, se consideró que no existen diferencias significativas entre los promedios de salida cuando la probabilidad de exceder el estadígrafo de prueba de la distribución F sea mayor de 0.05 ($P > 0.05$); concluyendo que el incremento en el número de estanques no contribuye a mejorar la calidad del agua. En los casos donde P fue menor de 0.05 se definió que existieron diferencias significativas entre los promedios de salida, por lo tanto se realizaron pruebas de comparación de Tukey; en la cual se interpretó que existieron diferencias entre las medias cuando la probabilidad de exceder el estadígrafo de Tukey fue menor de 0.05.

La tendencia presentada y los datos obtenidos para los parámetros de conductividad, sólidos disueltos, pH y temperatura mediante la estimación curvilínea por el programa estadístico MINITAB 15, fueron comparados con los resultados de estudios similares, realizados por otros autores, observando si su tendencia es lógica, y así, tener una base para explicar el comportamiento de cada laguna de acuerdo al tiempo de retención definido para el sistema.

Con los análisis de los resultados obtenidos en el laboratorio, se evaluó el comportamiento de las lagunas de estabilización a escala piloto cuando tratan aguas residuales provenientes de una piscícola con cultivo de tilapia roja; con el fin de proponer, en la acuicultura, un sistema de tratamiento de efluentes buscando así mitigar el impacto ambiental causado sobre los cuerpos de agua debido a los vertimientos directos, y también poder reutilizar las aguas tratadas nuevamente para el cultivo de peces, generando una alternativa de ahorro de recursos naturales y económicos.

6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Las lagunas de estabilización son sistemas de tratamiento de aguas residuales que han mostrado, a partir del análisis de diferentes parámetros, altas eficiencias en la reducción de la concentración de contaminantes. Por medio de estos parámetros, se evalúan las condiciones adecuadas para que se puedan realizar los procesos de estabilización, transformación y remoción de contaminantes mejorando la calidad de las aguas efluentes del sistema.

Las etapas del proceso de producción de tilapia roja que se desarrollaron durante el periodo de muestreo, se enfocaron en las operaciones de levantamiento-engorde y cosecha, durante las cuales se mostraron cambios importantes en la concentración de contaminantes; por ello, para efectuar el análisis, se estudió de forma independiente cada etapa encontrando diferencias significativas que permitieron definir la eficiencia de remoción del sistema para diferentes cargas contaminantes afluentes.

Para realizar la evaluación del sistema de lagunas se consideró la forma en que se comporta el sistema a través del tiempo y la influencia del mismo sobre la concentración de los contaminantes a la salida de cada laguna. Teniendo como base estas dos consideraciones, se determinó la eficiencia global del sistema en el tratamiento de efluentes provenientes de lagos de tilapia roja, para cada parámetro analizado. Es importante tener en cuenta que en los análisis de laboratorio realizados se incluyó la biomasa producida en el sistema de lagunas de estabilización, debido a que durante las pruebas las muestras no fueron filtradas.

El tiempo de retención hidráulico promedio determinado para cada estanque de la serie tuvo un valor de un día; éste fue uno de los factores que determinó la eficiencia del sistema, debido a que tiempos cortos no permiten la acción sinérgica de la relación algas/bacterias, pues no facilitan la acción de una biomasa significativa de algas, y tiempos prolongados producen el excesivo crecimiento del fitoplancton formando una densa capa verde superficial, lo que impide la incidencia de los rayos solares hacia las capas inferiores del agua, causando la inhibición de la fotosíntesis, la disminución de oxígeno y la elevación del pH (Díaz *et al.*, 2007).

En el análisis de remoción alcanzada por el sistema de lagunas, no se tuvo presente el grado de incertidumbre de los métodos utilizados para cada uno de los

parámetros estudiados; debido a que no se realizaron las pruebas pertinentes para su determinación. Por lo tanto, no se estudiaron las posibles variaciones que pudieron presentar los resultados obtenidos durante el análisis experimental.

Con el propósito de facilitar el análisis de los resultados del trabajo de campo y de laboratorio se estimó el promedio, el valor máximo, el valor mínimo y la desviación estándar de los datos obtenidos para cada parámetro durante el tiempo de muestreo (ver tablas 2 - 5).

Tabla 2. Datos estadísticos de los parámetros de campo en etapa de levantamiento-engorde.

PARÁMETROS	ESTADÍSTICO	ENT	E1	E2	E3	E4	E5
OD (mg/L)	V. Mínimo	2,10	2,20	3,00	3,40	3,30	3,10
	V. Máximo	6,10	9,00	9,10	8,60	9,70	9,40
	Media	4,06±0,6	5,96±1,0	6,16±0,8	6,20±0,8	6,37±0,9	6,54±0,8
	Desviación E.	1,24	2,09	1,75	1,55	1,72	1,58
SDT (mg/L)	V. Mínimo	5,60	5,60	11,20	6,20	6,40	11,50
	V. Máximo	26,70	25,90	26,70	26,00	26,50	25,80
	Media	20,04±2,7	18,24±2,6	19,06±2,1	18,39±2,5	18,60±2,3	19,18±1,9
	Desviación E.	5,60	5,41	4,46	5,18	4,91	3,92
T (°C)	V. Mínimo	19,7	18,3	17,1	16,5	15,8	18,1
	V. Máximo	25,5	23,7	23,4	22,5	22,2	23,7
	Media	21,91±0,6	20,53±0,7	20,15±0,7	20,10±0,9	19,92±0,6	19,97±0,6
	Desviación E.	1,21	1,41	1,41	1,82	1,38	1,28
pH	V. Mínimo	5,39	4,82	4,91	6,00	6,25	6,03
	V. Máximo	7,52	7,88	8,86	9,00	8,93	8,85
	Media	6,74±0,3	6,87±0,4	7,02±0,4	7,26±0,4	7,49±0,4	7,53±0,4
	Desviación E.	0,60	0,85	0,86	0,81	0,81	0,78
C.E (µS/cm)	V. Mínimo	12,73	17,76	24,50	14,12	14,44	25,20
	V. Máximo	59,90	55,20	56,80	55,50	56,40	54,90
	Media	43,33±5,8	39,15±5,4	40,88±4,4	39,50±5,1	39,92±4,9	41,19±3,9
	Desviación E.	12,19	11,30	9,33	10,82	10,25	8,15

Tabla 3. Datos estadísticos de los parámetros fisicoquímicos en etapa de levantamiento-engorde.

PARÁMETROS	ESTADÍSTICO	ENT	E1	E2	E3	E4	E5
DBO ₅ (mg/L)	V. Mínimo	8,32	4,53	2,23	0,52	0,45	0,67
	V. Máximo	16,04	21,61	21,76	21,98	19,68	22,20
	Media	12,34±1,4	9,57±2,6	8,57±2,8	7,87±3,2	7,57±2,7	8,55±2,9
	Desviación E.	2,50	4,80	5,38	6,03	5,08	5,47

Continuación tabla 3.

PARÁMETROS	ESTADÍSTICO	ENT	E1	E2	E3	E4	E5
DQO (mg/L)	V. Mínimo	80,00	42,00	10,00	6,00	12,00	4,00
	V. Máximo	250,00	210,00	160,00	177,60	172,80	167,20
	Media	159,60±28,8	131,36±23,9	97,22±28,4	108,26±30,1	102,27±26,8	90,59±25,2
	Desviación E.	50,90	45,69	52,25	57,37	51,20	48,05
PO4 (mg/L)	V. Mínimo	0,339	0,176	0,216	0,213	0,187	0,186
	V. Máximo	0,650	0,195	0,593	0,558	0,506	0,605
	Media	0,490±0,05	0,396±0,06	0,347±0,05	0,334±0,06	0,315±0,05	0,319±0,06
	Desviación E.	0,099	0,119	0,102	0,117	0,102	0,130
SST (mg/L)	V. Mínimo	58,00	48,00	44,40	46,20	35,60	44,20
	V. Máximo	163,00	137,20	111,20	131,60	135,40	128,80
	Media	103,21±15,2	89,53±12,7	78,14±11,2	86,95±14,6	82,49±14,4	80,49±13,4
	Desviación E.	30,92	25,96	22,85	29,85	28,38	27,43
NT (mg/L)	V. Mínimo	2,46	2,46	1,97	1,48	1,97	0,99
	V. Máximo	26,61	9,36	7,39	9,36	9,86	6,90
	Media	8,83±4,9	4,88±1,4	3,89±1,0	5,62±1,5	5,14±2,2	3,83±1,4
	Desviación E.	8,34	2,35	1,65	2,49	2,97	2,07
NH₃ (mg/L)	V. Mínimo	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49
	V. Máximo	1,48	0,99	0,74	1,10	0,99	0,99
	Media	1,83±0,8	1,23±0,5	1,31±0,9	1,50±1,0	1,81±1,8	1,81±1,5
	Desviación E.	1,13	0,68	1,11	1,15	2,26	1,91

Tabla 4. Datos estadísticos de los parámetros de campo en etapa de cosecha.

PARÁMETROS	ESTADÍSTICO	ENT	E1	E2	E3	E4	E5
OD (mg/L)	V. Mínimo	3,3	3,5	4,8	5,1	5,6	5,9
	V. Máximo	4,5	4,7	5,9	5,6	6,4	7,4
	Media	3,80±0,7	4,30±0,8	5,43±0,6	5,43±0,3	5,97±0,4	6,47±0,9
	Desviación E.	0,62	0,69	0,57	0,29	0,40	0,81
SDT (mg/L)	V. Mínimo	9,3	8,6	9,0	9,8	10,2	9,8
	V. Máximo	27,6	29,0	27,7	26,4	24,9	24,0
	Media	20,17±10,9	19,97±11,8	19,40±10,8	19,10±9,6	18,63±8,6	18,20±8,4
	Desviación E.	9,62	10,40	9,53	8,48	7,59	7,45
T (°C)	V. Mínimo	21,1	19,1	18,5	18,2	19,0	18,3
	V. Máximo	22,4	20,0	19,9	19,8	19,8	19,6
	Media	21,63±0,8	19,53 ±0,5	19,10±0,8	18,97±0,9	19,27±0,5	18,93±0,7
	Desviación E.	0,68	0,45	0,72	0,80	0,46	0,65

Continuación tabla 4.

PARÁMETROS	ESTADÍSTICO	ENT	E1	E2	E3	E4	E5
pH	V. Mínimo	7,28	7,00	7,36	7,27	7,31	7,53
	V. Máximo	7,62	7,97	7,90	8,00	8,70	9,10
	Media	7,43±0,2	7,49±0,6	7,55±0,3	7,59±0,4	7,79±0,9	8,20±0,9
	Desviación E.	0,17	0,49	0,30	0,37	0,79	0,81
C.E (µS/cm)	V. Mínimo	20,6	19,0	19,9	21,6	21,30	21,60
	V. Máximo	58,7	61,6	59,0	56,2	53,0	51,1
	Media	43,23±22,6	42,8±24,6	41,6±22,5	41,0±20,0	39,93±17,9	39,10±17,5
	Desviación E.	20,0	21,7	19,9	17,7	15,85	15,50

Tabla 5. Datos estadísticos de los parámetros fisicoquímicos en etapa de cosecha.

PARÁMETROS	ESTADÍSTICO	ENT	E1	E2	E3	E4	E5
DBO ₅ (mg/L)	V. Mínimo	14,41	5,35	3,34	4,46	3,79	4,38
	V. Máximo	22,13	11,81	7,72	9,21	12,33	5,57
	Media	17,92±4,4	8,67±3,6	5,59±2,5	7,18±2,8	9,38±5,5	4,88±0,7
	Desviación E.	3,91	3,23	2,19	2,45	4,85	0,62
DQO (mg/L)	V. Mínimo	90,0	38,0	18,0	36,0	27,0	18,0
	V. Máximo	252,0	379,0	168,8	352,8	339,2	319,2
	Media	177,7±92,6	173,7±204,8	106,9±89,4	159,6±191,8	151,4±187,3	142,4±178,0
	Desviación E.	81,8	181,0	79,0	169,5	165,5	157,3
PO ₄ (mg/L)	V. Mínimo	0,468	0,246	0,227	0,227	0,207	0,174
	V. Máximo	0,805	0,517	0,365	0,345	0,323	0,341
	Media	0,674±0,20	0,358±0,16	0,291±0,08	0,301±0,04	0,265±0,11	0,253±0,10
	Desviación E.	0,180	0,142	0,070	0,038	0,082	0,084
SST (mg/L)	V. Mínimo	138,6	77,8	50,8	53,0	52,4	45,4
	V. Máximo	239,4	110,6	99,2	107,8	106,0	89,6
	Media	180,20±59,6	94,87±18,6	69,50±26,4	80,80±31,0	79,20±52,5	67,50±25,0
	Desviación E.	52,70	16,44	26,00	27,40	37,90	22,10
NT (mg/L)	V. Mínimo	1,48	3,45	2,96	2,84	1,48	2,96
	V. Máximo	9,36	3,94	3,94	2,84	2,96	13,80
	Media	5,26±4,5	3,78±0,3	3,45±1,0	2,84±0,0	2,22±1,4	7,23±6,5
	Desviación E.	3,95	0,28	0,70	0,00	1,05	5,78
NH ₃ (mg/L)	V. Mínimo	0,49	1,48	0,49	0,49	0,99	0,49
	V. Máximo	1,97	1,48	1,97	0,49	1,48	1,48
	Media	0,99±1,0	1,48±0,0	1,23±1,4	0,49±0,0	1,15±0,3	0,82±0,6
	Desviación E.	0,85	0,00	1,05	0,00	0,28	0,57

6.1. COMPORTAMIENTO DEL SISTEMA

Para analizar el comportamiento de cada laguna del sistema se hizo, de forma simultánea a cada muestreo, la medición de diferentes parámetros como el oxígeno disuelto, los sólidos disueltos totales, el pH, la conductividad, el caudal y la temperatura, los cuales indicaron el efecto que se genera sobre la calidad del agua en las lagunas y sobre la eficiencia de remoción del sistema debido a la presencia de contaminantes.

6.1.1. Oxígeno Disuelto

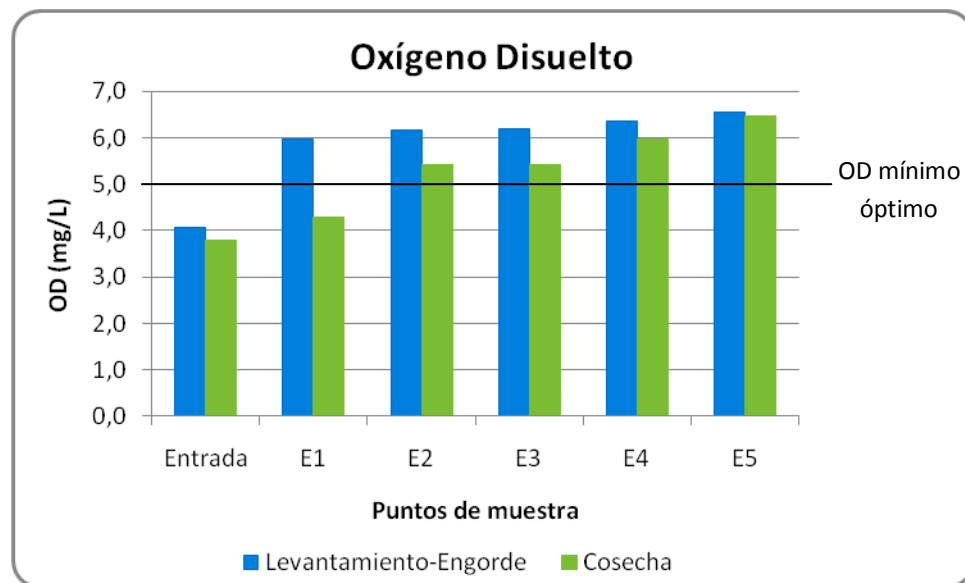
En sistemas acuosos, el oxígeno disuelto depende de la capacidad fotosintética de la especies vegetales que se encuentran en el medio, y del proceso de absorción entre el aire y el agua (Chávez, 2007). Este elemento es primordial para que plantas y animales acuáticos puedan subsistir en condiciones favorables; niveles muy bajos o muy altos de oxígeno disuelto pueden generar ambientes letales para estas especies, indicando presencia de contaminantes en el agua (CCA, 2008).

En la figura 4 se puede observar el comportamiento promedio que presentó el oxígeno disuelto a través del sistema de lagunas de estabilización durante la etapa de levantamiento-engorde, mostrando una tendencia creciente, de forma constante, de un estanque a otro con respecto a la entrada, la cual presentó un valor promedio de $4,06 \pm 0,6$ mg/L, logrando que el oxígeno a la salida del sistema alcance un valor de $6,54 \pm 0,8$ mg/L, existiendo una diferencia en la concentración de oxígeno entre la entrada y la salida del sistema de 2,48 mg/L. Indicando así, que el paso del agua a través del sistema logró un aumento del oxígeno llegando a niveles óptimos que mejoran la calidad del efluente, teniendo en cuenta que concentraciones entre 5 y 6 mg/L de oxígeno disuelto en el agua, son beneficiosos para las especies que se encuentran en los cuerpos receptores (LaMotte Company, 2001) y para reutilizar el efluente en el cultivo de tilapia roja.

A lo largo de la figura 4 se observa que entre los estanques del sistema se logró una estabilización del oxígeno disuelto, debido a que durante el periodo de levantamiento-engorde se presentaron cargas bajas de contaminantes. Esto se refleja en la diferencia promedio entre los valores medios presentados en la serie de estanques (0,15 mg/L), con respecto a la presentada por todo el sistema (2,48 mg/L); de esta forma se garantizó que el sistema de tratamiento mantuviera un adecuado comportamiento cuando trató efluentes con cargas contaminantes procedentes de lagos de piscícolas.

La tendencia creciente que se presenta entre las barras de la gráfica se debió al proceso de degradación de la materia orgánica por parte de la biomasa activa encontrada en las lagunas de estabilización (ver figura 4). Estos microorganismos asimilan los compuestos orgánicos disminuyendo su concentración de forma secuencial debido al paso del agua a través de cada estanque, logrando así reducir el consumo de oxígeno garantizando el aumento de la concentración de este parámetro y mejorando la calidad del efluente.

Figura 4. Comportamiento promedio del oxígeno disuelto.



En la etapa de cosecha, el oxígeno presentó una diferencia significativa con relación a la etapa de levantamiento-engorde; esto se muestra en la figura 4, en donde el oxígeno promedio aumentó a través del sistema, observando una subida de 2,67 mg/L de oxígeno disuelto entre la entrada y la salida de la serie, para las cuales se obtuvieron concentraciones de $3,8 \pm 0,7$ mg/L y $6,47 \pm 0,9$ mg/L respectivamente.

El incremento de la concentración promedio de oxígeno disuelto que se presentó en esta etapa, entre cada punto de muestra, tuvo un aumento menor a lo largo de la serie con respecto a la etapa anterior. Esto ocurrió porque las altas concentraciones de contaminantes que se presentaron en el afluente, durante la operación de cosecha, hicieron que los microorganismos ejercieran mayor demanda sobre el oxígeno; no obstante, el sistema logra recuperarlo hasta niveles óptimos en el agua de salida. De acuerdo a esto, se puede establecer que la estabilización de las lagunas fue eficiente con respecto al oxígeno disuelto.

La actividad fotosintética ejercida por parte de las algas presentadas en los estanques, también contribuyó al aumento del oxígeno en las dos etapas del proceso; esto se debió a que las algas en presencia de luz solar transforman la materia inorgánica en materia orgánica liberando oxígeno.

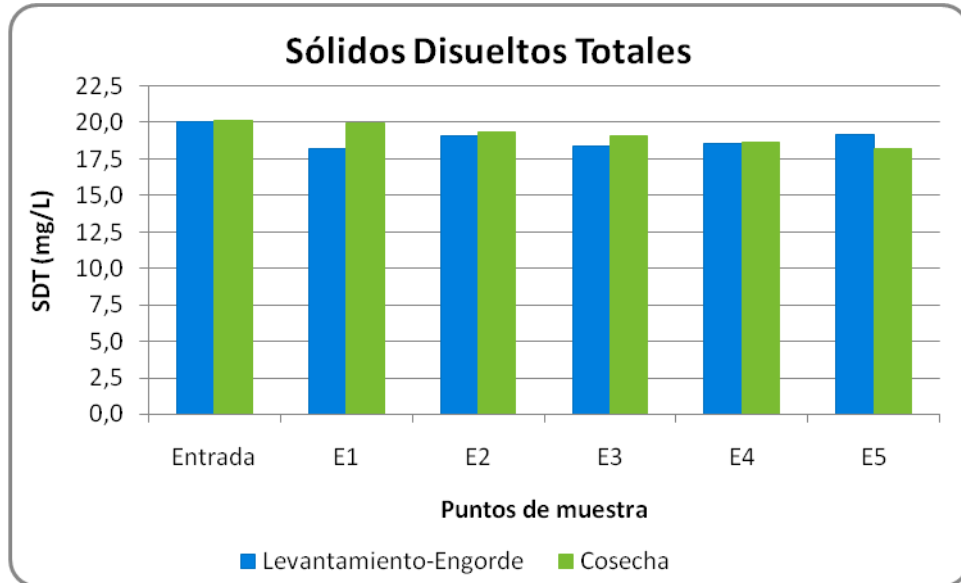
6.1.2. Sólidos Disueltos Totales

Los sólidos disueltos totales son todo el material sólido que se encuentra en el agua y que no son retenidos por filtración. Comprenden sólidos en estado coloidal y en solución verdadera (Esparza, 1997).

Los datos promedios obtenidos para este parámetro en la etapa de levantamiento-engorde mostraron una tendencia a disminuir a lo largo del sistema, presentando subidas en el segundo estanque y en la salida hasta $19,06 \pm 2,1$ mg/L y $19,18 \pm 1,9$ mg/L respectivamente, sin superar los $20,04 \pm 2,7$ mg/L de ingreso. El comportamiento en la operación de cosecha presentó una disminución, con un valor de entrada de $20,17 \pm 0,9$ mg/L y de $18,20 \pm 8,4$ mg/L para la salida (ver figura 5). Aunque en las dos etapas se dio un decrecimiento de los sólidos disueltos, existe una diferencia significativa en su eliminación, presentando para la etapa de levantamiento-engorde una reducción de 0,86 mg/L entre la entrada y la salida, y de 1,97 mg/L para la etapa de cosecha entre los mismos puntos. Esta diferencia se debió a que la carga contaminante afluente de los lagos durante la cosecha fue mayor que en la etapa de levantamiento-engorde, lo que facilitó la estabilización de los sólidos disueltos entre los estanques.

La disminución de sólidos disueltos totales en el sistema se relaciona con la presentada por la conductividad eléctrica, debido a que los iones de sales que se han disuelto en el agua, dependiendo de su concentración, aumentaron o disminuyeron la capacidad conductiva del sistema (Ramos *et al.*, 2006).

Figura 5. Comportamiento promedio de los sólidos disueltos.



6.1.3. Temperatura

La temperatura es un parámetro muy importante en el proceso de estabilización debido a que influye de forma directa sobre los procesos metabólicos de los microorganismos, el crecimiento de las algas, la producción del oxígeno disuelto, y el aumento o disminución del pH (Yabroudi *et al.*, 2004).

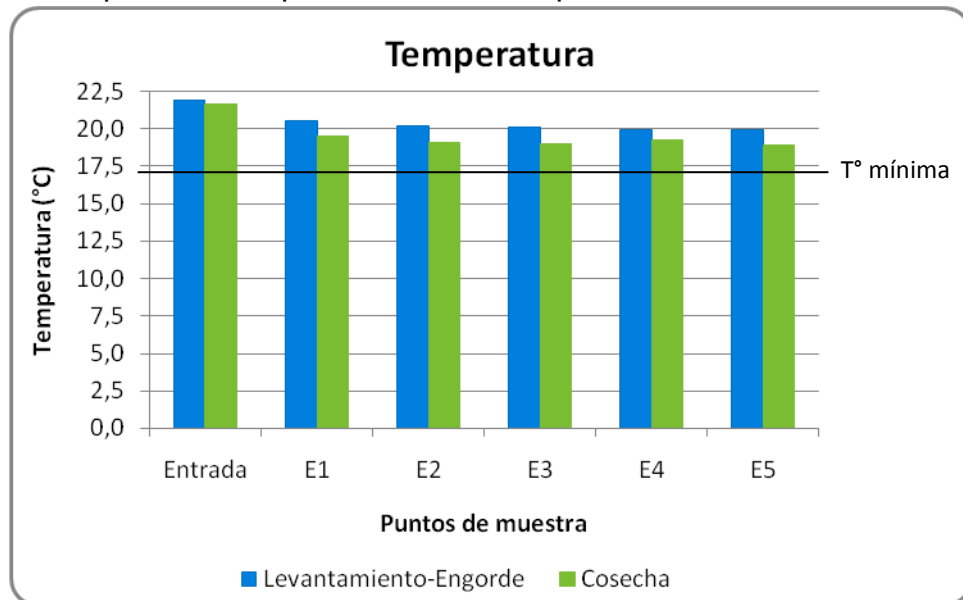
El comportamiento promedio de la temperatura mostrado en la figura 6, indica una disminución gradual a través del sistema; el cual presentó un rango de variación entre $21,91 \pm 0,6$ °C en la entrada y $19,97 \pm 0,6$ °C en el punto de salida durante la etapa de levantamiento-engorde, la misma tendencia se presentó en el periodo de cosecha variando entre $21,63 \pm 0,8$ °C para la entrada y $18,93 \pm 0,7$ °C en la salida, por lo tanto la temperatura promedio global en el sistema tuvo una tendencia decreciente durante el periodo de muestreo.

La temperatura afecta, de forma directa, la velocidad de reacción en el proceso de fotosíntesis y en el proceso de degradación de la materia orgánica por parte de los microorganismos, es decir, que la actividad de remoción de contaminantes disminuye a medida que baja la temperatura (Rolim, 2000). Esta disminución se atribuye a la diferencia de profundidad y área superficial entre los estanques y los lagos de cultivo; debido a que cuando existen grandes áreas superficiales y bajas profundidades, el cuerpo de agua es capaz de retener el calor de forma más rápida que en sistemas con características inversas, a igual temperatura ambiente.

En la curva de la figura 6 no se observan variaciones que indiquen caídas significativas de temperatura entre un estanque y otro, esto muestra una buena reducción en la concentración de contaminantes en el sistema. Teniendo en cuenta que temperaturas por debajo de 17°C disminuyen la velocidad de degradación de la materia orgánica, se establece que los procesos que ocurrieron dentro de cada estanque se desarrollaron de forma eficiente, ya que la temperatura promedio de cada uno se mantuvo por encima de este rango (Rodríguez, 2008).

Asimismo la temperatura interviene de forma directa en el comportamiento del oxígeno disuelto en el sistema, ya que al disminuir ésta también lo hizo la actividad microbiológica, y por lo tanto el consumo de oxígeno fue menor, lo que generó un aumento en su concentración (Rolim, 2000).

Figura 6. Comportamiento promedio de la temperatura.



6.1.4. Potencial de Hidrógeno

El aumento o disminución del pH se ve influenciado por los procesos que se dan durante la estabilización en el sistema; dentro de estos procesos se encuentran la actividad fotosintética realizada por las algas y la biodegradación de la materia orgánica por parte de las bacterias (Rodríguez, 2008).

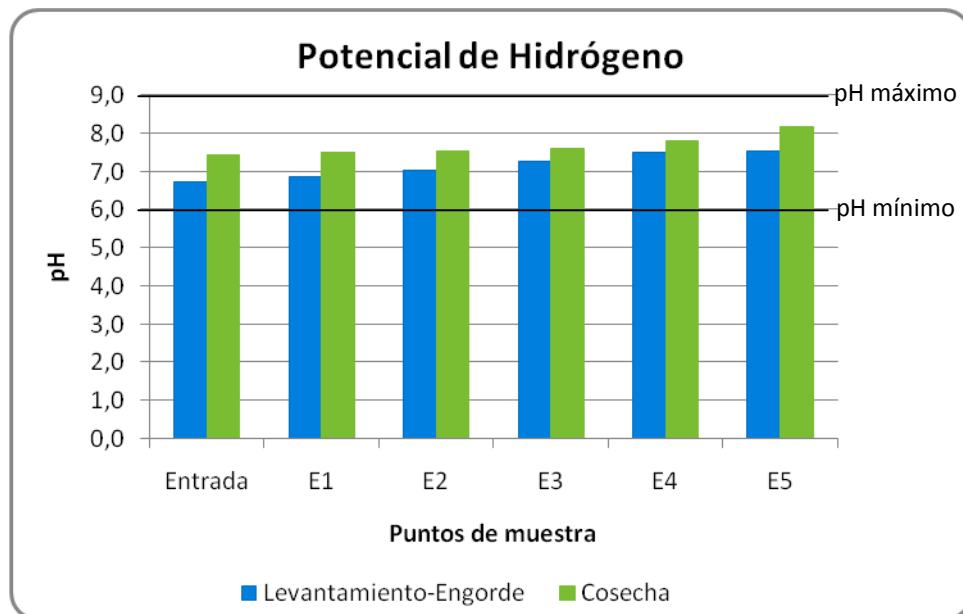
Durante las etapas de levantamiento-engorde y cosecha, el potencial de hidrógeno mostró un aumento a través del sistema, variando entre $6,74 \pm 0,3$ y $7,53 \pm 0,4$ para

la primera etapa y entre $7,43 \pm 0,2$ y $8,17 \pm 0,9$ para la segunda (ver figura 7). Estos valores se encuentran dentro del rango establecido por los lineamientos definidos para lagunas estabilización cuando tratan aguas residuales residenciales, donde se establece que para un adecuado comportamiento del sistema el pH óptimo debe estar entre 6 y 9 (Yabroudi *et al.*, 2004).

El color es un indicador del estado del pH en las lagunas, un color verde oscuro denota alcalinidad en el sistema (Rolim, 2000). Este hecho se observó durante todo el tiempo de muestreo con una intensidad mayor en la etapa de cosecha, lo cual se refleja en la figura 7, en donde se evidencia el aumento del pH en cada estanque con relación a la etapa de levantamiento-engorde.

El aumento del pH se debe a que las algas consumieron dióxido de carbono en la fotosíntesis, desplazando el equilibrio de los carbonatos generando así dicho incremento. Por otra parte, la degradación de la materia orgánica conduce a la formación de dióxido de carbono como producto final, disminuyendo el pH (Rodríguez, 2008). Con esto se dio una compensación constante del pH en el proceso de estabilización manteniéndolo dentro del rango óptimo.

Figura 7. Comportamiento promedio del pH.

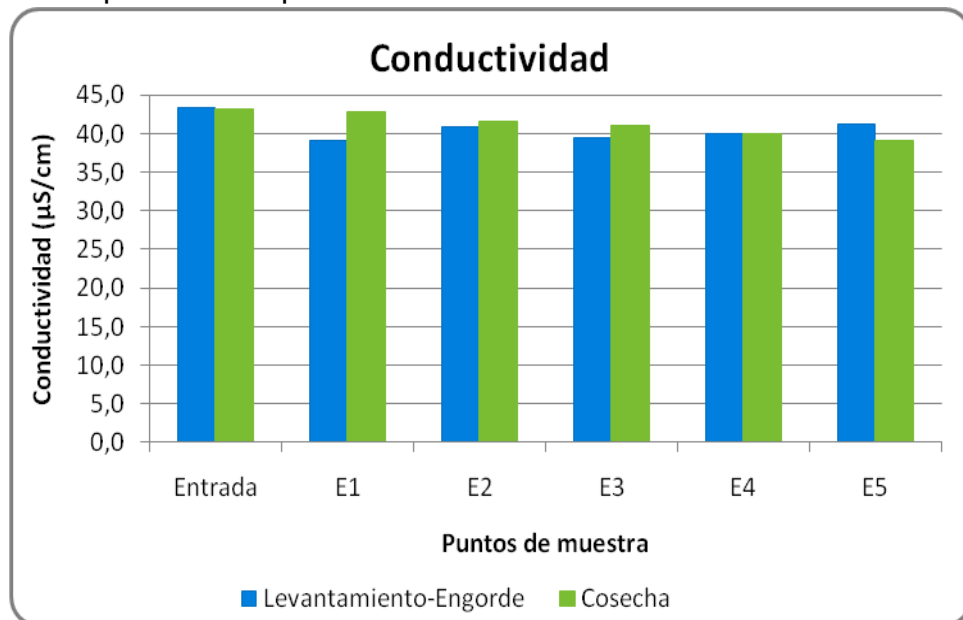


6.1.5. Conductividad Eléctrica

En soluciones acuosas, este parámetro mide la actividad iónica de una solución en términos de su capacidad para transmitir corriente (De Jesús, 2005) y es directamente proporcional a la concentración de sólidos disueltos, por lo tanto cuanto mayor sea dicha concentración mayor será la conductividad (Ibarra, 2008).

El comportamiento de la conductividad eléctrica durante la etapa de levantamiento-engorde, que muestra la figura 8, presenta subidas tanto en el segundo estanque (40,88 ±4,4 μS/cm) como en la salida (41,19 ±3,9 μS/cm), sin que éstos superen el valor de entrada (43,33 ±5,8 μS/cm). A diferencia de esta etapa, la cosecha presentó un decrecimiento entre las barras a lo largo de la gráfica, con un valor de entrada de 43,23 ±22,6 μS/cm y a la salida de 39,10 ±17,5 μS/cm. De acuerdo a lo anterior, se observó que en ambas etapas la tendencia de la conductividad en el sistema es a disminuir, debido a que los sólidos disueltos y la materia orgánica lograron una estabilización a través del sistema reduciendo su concentración (Aguirre *et al.*, 2007).

Figura 8. Comportamiento promedio de la conductividad.



6.2. CALIDAD DEL EFLUENTE DEL SISTEMA

Con el fin de determinar la calidad y la aceptabilidad de las aguas efluentes del sistema de lagunas de estabilización, cuando tratan las aguas residuales procedentes de lagos de tilapia roja, se realizó una comparación entre las eficiencias de remoción de contaminantes logradas por otros sistemas cuando trataron estos efluentes, y la remoción alcanzada por el mismo. De esta forma se determinó la eficiencia del sistema en el tratamiento de este tipo de aguas.

6.2.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno

La Demanda Bioquímica de Oxígeno mide la cantidad de oxígeno necesaria ó consumida para la descomposición microbológica de la materia orgánica en el agua, utilizando las sustancias contaminantes como fuente de carbono. Este parámetro indica la capacidad de estabilización de la materia orgánica por parte de los microorganismos presentes en las aguas residuales (CCA, 2008).

El comportamiento de los promedios de las concentraciones de DBO en el sistema, que muestra la figura 9, señala que durante la etapa de levantamiento-engorde se dio una reducción permanente de este parámetro, existiendo una mayor diferencia de remoción entre la entrada y el primer estanque (2,77 mg/L) que la diferencia promedio hallada entre los demás estanques (0,75 mg/L), presentándose una pequeña subida en el último estanque, sin superar el valor de entrada. La disminución total de DBO en el sistema fue de 3,79 mg/L, para un valor de entrada de $12,34 \pm 1,4$ mg/L y de salida de $8,55 \pm 2,9$ mg/L.

El análisis de cajas y bigotes para éste parámetro mostró que en la entrada y, en el cuarto y quinto estanque el valor de la media es cercano al valor de la mediana, aproximándose a una distribución normal de los datos. Entre el primer y el tercer estanque los datos se encuentran más agrupados entre si con valores bajos de concentración, indicando una tendencia a disminuir la materia orgánica en el efluente.

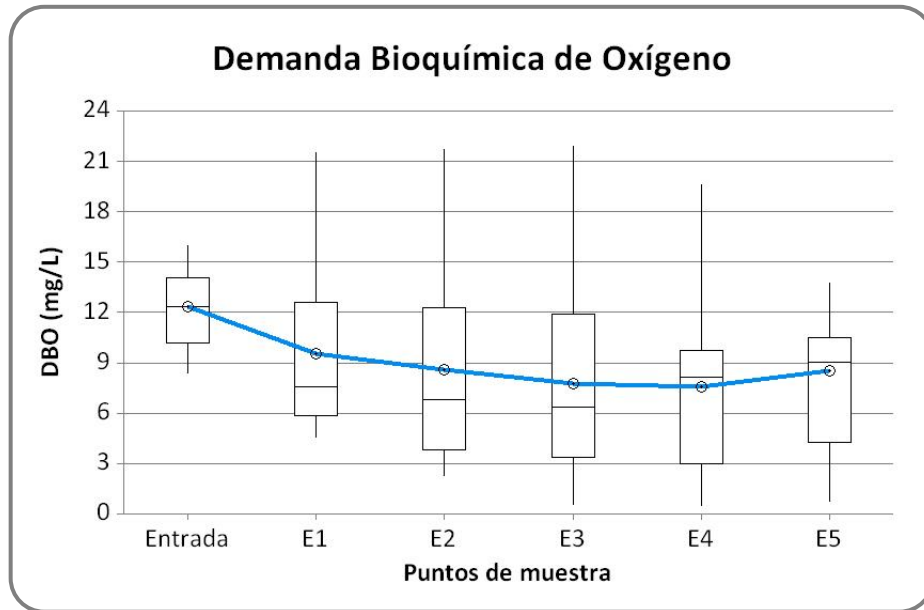
Los datos promedio de la concentración de DBO presentaron una dispersión significativa de 6,03 y 5,38 en el tercer y segundo estanque, en comparación con las presentadas para los demás; denotando que las fluctuaciones de cargas contaminantes que entran a cada estanque afectaron el proceso de estabilización, dificultando las transformaciones y el equilibrio que se producen en este proceso.

La incorporación de la materia orgánica en los lagos de cultivo, se debió principalmente a las excretas orgánicas de los peces y, en menor proporción, a los tejidos celulares por la muerte de las especies, generando un aumento en su concentración. Esta materia orgánica se redujo en el sistema de lagunas por la acción que ejercen las bacterias y otros microorganismos en el consumo de la misma, metabolizando estos compuestos por medio de reacciones de oxidación consumiendo durante el proceso oxígeno disuelto, el cual se recupera a través del sistema debido a que la DBO disminuye laguna tras laguna. Asimismo, se pueden dar reacciones de oxidación del material nitrogenado contribuyendo también a ejercer una demanda bioquímica de oxígeno. Estas reacciones de oxidación se asemejan a un proceso de combustión, existiendo una relación cuantitativa entre la cantidad y naturaleza de la materia orgánica y la cantidad de oxígeno requerida para su completa estabilización (Esparza, 1997).

Los factores que influyeron en la disminución de la demanda bioquímica de oxígeno de forma directa fueron el tiempo de retención hidráulica, y la temperatura; en donde tiempos de retención cortos y temperaturas bajas, disminuyen la eficiencia en la remoción de la DBO (Bracho *et al.*, 1997). En el sistema piloto de lagunas de estabilización analizado, el tiempo de retención y la temperatura fueron los adecuados para lograr una estabilización de la materia orgánica y así mantener una buena eficiencia en cuanto a la reducción de DBO.

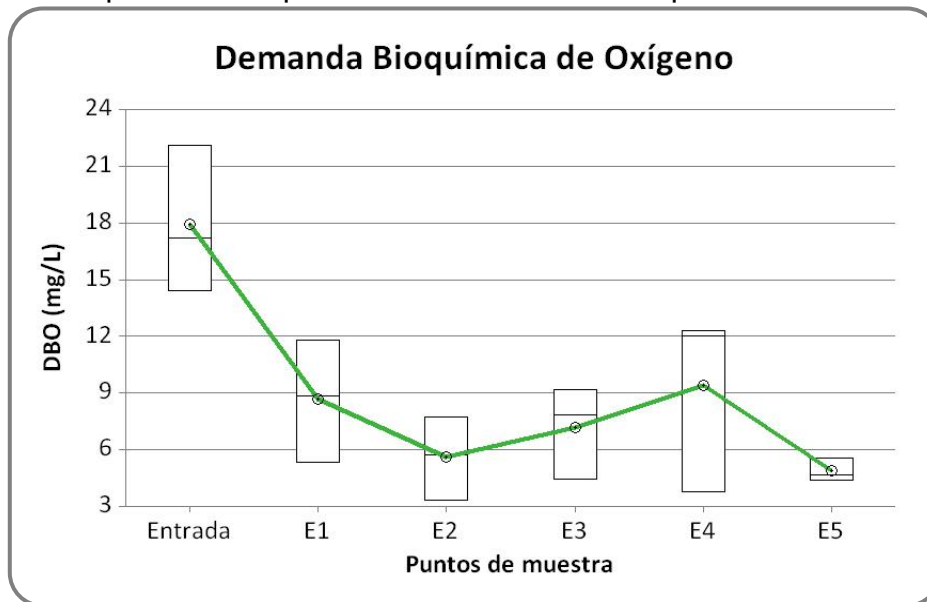
El modelo estadístico adoptado para el análisis del comportamiento del sistema, explica en un 89,1 % la variabilidad de los estanques con relación a la remoción de materia orgánica, teniendo presente que éste fue superior al valor mínimo de ajuste (60%). El estadígrafo de prueba muestra que los estanques aportaron de manera significativa en la reducción de DBO mejorando la calidad del efluente, ya que éste presenta un valor de 0,0360, menor que el criterio de comparación (0,05). Por lo tanto, se comparó el rendimiento de los estanques para conocer el grado de influencia que tuvo cada uno en mejorar la calidad del afluente. Los resultados que se obtuvieron en esta comparación, revelaron que los promedios de las concentraciones de materia orgánica de salida de los tres primeros estanques no presentan grandes diferencias, y sólo hasta el cuarto se produjo una remoción importante; ya que el valor de P, para la prueba de Tukey entre el primer y cuarto estanque, fue de 0,0297. De acuerdo a esto, con cuatro estanques se logró la máxima remoción de DBO en el sistema, pues la comparación entre el cuarto y el último estanque arrojó un estadígrafo mayor de 0,05.

Figura 9. Comportamiento promedio de la DBO en etapa de levantamiento-
engorde.



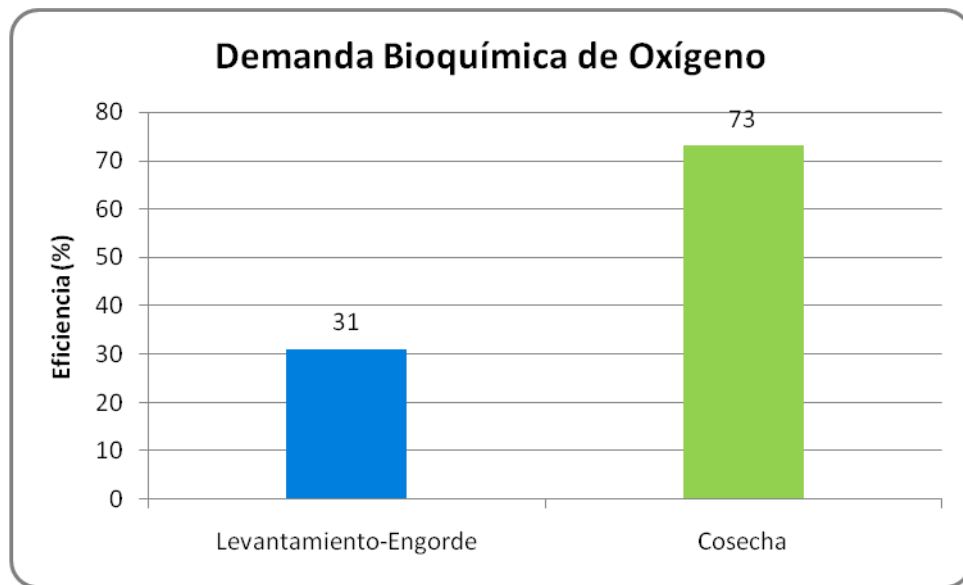
En la etapa de cosecha, el comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno que se observa en la figura 10, muestra entre la entrada y el segundo estanque una reducción significativa de 12,33 mg/L, y un aumento de 3,79 mg/L desde el segundo estanque hasta el cuarto, sin que éste supere el valor de ingreso, recuperándose nuevamente el proceso de remoción en el quinto estanque.

Figura 10. Comportamiento promedio de la DBO en etapa de cosecha.



La remoción que se obtuvo en la etapa de cosecha fue de 13,04 mg/L y excedió en 9,25 mg/L la obtenida en la etapa de levantamiento-engorde, debido a que la producción de materia orgánica se incrementó, facilitando de esta manera, la remoción de la DBO por parte de los microorganismos, ya que para altas cargas la estabilización se da con mayor eficiencia a lo largo del sistema. Esto se puede comprobar en la figura 11, la cual muestra que en la etapa de levantamiento-engorde la eficiencia de remoción fue del 31% y en la de cosecha del 73%.

Figura 11. Eficiencias de Remoción de DBO



6.2.2. Demanda Química de Oxígeno

Este parámetro mide la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica e inorgánica, presente en el agua, que es susceptible de oxidación en medio ácido bajo condiciones específicas de temperatura y tiempo de retención; con el fin de conocer el equivalente de oxígeno para estabilizar la materia orgánica presente (CCA, 2008).

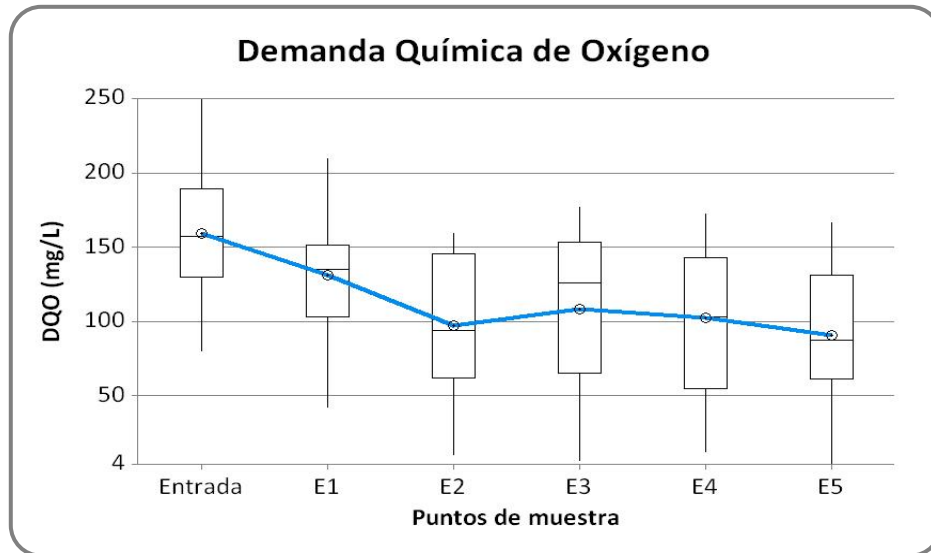
En la figura 12, se observa el comportamiento de la demanda química de oxígeno en la etapa de levantamiento-engorde; mostrando un decrecimiento desde $159,6 \pm 28,8$ mg/L hasta $97,2 \pm 28,4$ mg/L entre la entrada y el segundo estanque; en el cuarto estanque se presentó una subida en la concentración de la DQO y finalmente, disminuyó hasta $90,6 \pm 25,2$ mg/L, con una remoción total en el sistema de 69 mg/L.

El comportamiento global del sistema, mostrado en el diagrama de cajas y bigotes, muestra una distribución normal en la disminución de las concentraciones promedio de materia orgánica e inerte, químicamente oxidable, en la salida de cada estanque, debido a que el valor promedio de los datos en cada uno, es aproximado al valor de la mediana. Esta distribución normal de los datos indica que el sistema logró una estabilización eficiente de la DQO.

Las desviaciones encontradas para los datos de concentración de la demanda química de oxígeno en cada uno de los estanques, durante la etapa de levantamiento-engorde, fueron similares entre si, con un valor promedio de 50,92, presentando una desviación mayor en el tercer estanque, correspondiente al pico que se observa en la figura 12. La proximidad de estos valores corrobora que el sistema en general, estabilizó constante y eficazmente el material, capaz de ser oxidado químicamente, que se encuentra en las aguas residuales de los lagos de cultivo de tilapia roja.

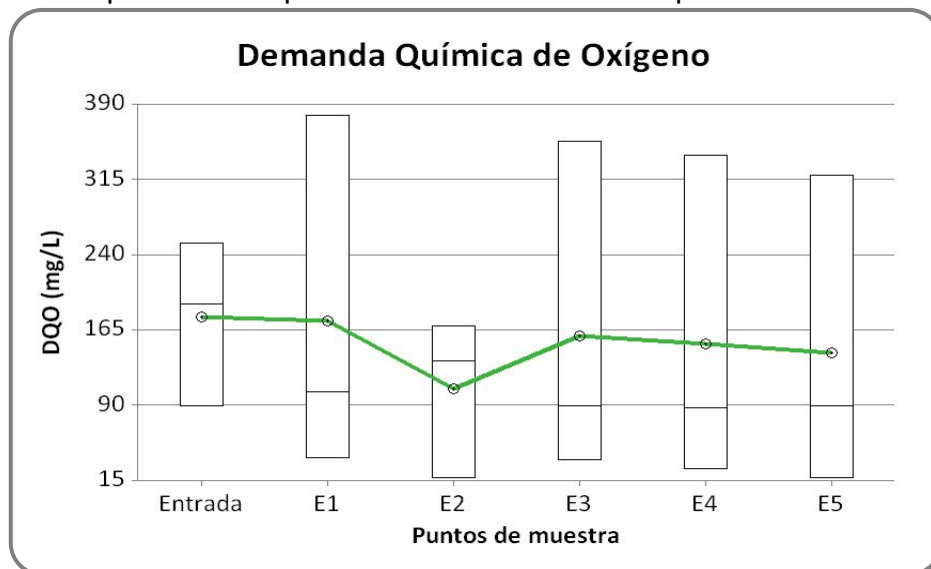
El coeficiente de correlación hallado en el análisis de varianza fue de 67,46%, el cual no representa un grado de confiabilidad alto, sin embargo se considera aceptable ya que es mayor del 60%, siendo éste, el valor mínimo que explica la variabilidad de la concentración promedio de la DQO en el sistema. El estadígrafo de prueba que arrojó el análisis ANOVA fue de 0,034, menor que el principio de comparación (0,05); por ende se realizó un paralelo entre los promedios de las concentraciones de salida de cada estanque (Prueba de Tukey). Los resultados obtenidos en este paralelo, señalan que no existen diferencias significativas en la calidad del efluente de los cuatro primeros estanques, pues los valores de P fueron mayores de 0,05; definiendo que sólo en el quinto estanque se dio un aporte importante en mejorar la calidad del agua en cuanto a la demanda química de oxígeno, ya que el estadígrafo fue 0,0203.

Figura 12. Comportamiento promedio de la DQO en etapa de levantamiento-
engorde.



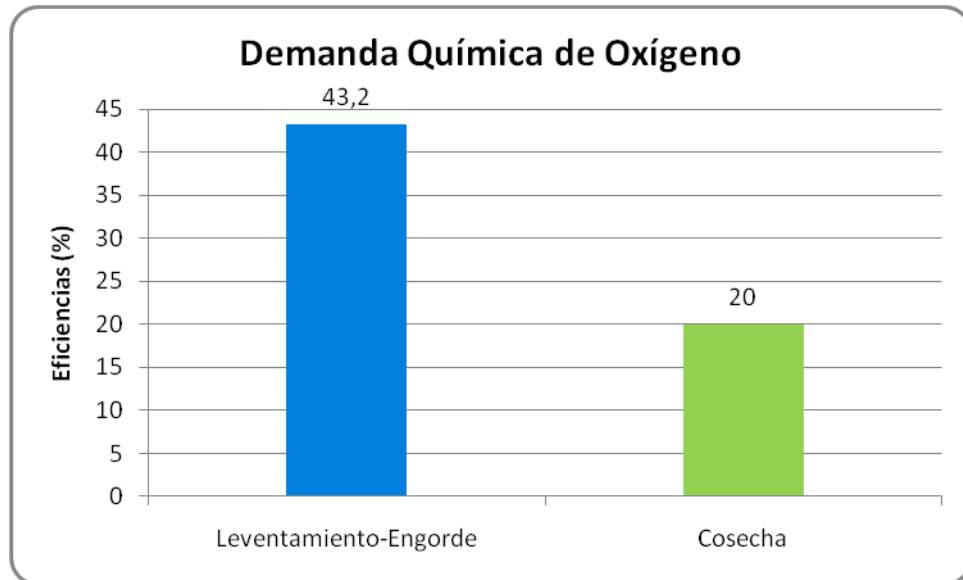
En la etapa de cosecha, el comportamiento de la DQO presentó fluctuaciones relevantes a lo largo del sistema; apreciando en la gráfica, un descenso de 63,8 mg/L entre las concentraciones promedio de salida del primer y segundo estanque ($173,7 \pm 204,8$ y $106,9 \pm 89,4$ mg/L) y una subida inmediata de 52,7 mg/L en el siguiente, el cual presentó una concentración de $159,6 \pm 191,8$ mg/L. Estas diferencias son significativas con relación al promedio de las obtenidas entre el valor de ingreso y el primer estanque como entre el tercero y el último, cuyo valor fue 7,1 mg/L (ver figura 13).

Figura 13. Comportamiento promedio de la DQO en etapa de cosecha.



Durante la cosecha el contenido promedio de materia inorgánica aumentó generando una disminución en la eficiencia de remoción, con relación a la primera etapa (20% y 43,2% respectivamente), debido a que el sistema estabiliza las cargas contaminantes orgánicas de forma biológica por la acción de los microorganismos sin remover eficientemente el material inorgánico presente.

Figura 14. Eficiencias de Remoción de DQO



Las relaciones DBO/DQO, determinadas para la etapa de levantamiento-engorde y de cosecha, mostradas en la tabla 6, indican que el afluente del sistema presentó mayor contenido de material biológicamente inerte en todos los estanques, ya que cuando la relación es superior de 0,3, existe mayor cantidad de materia orgánica biológicamente oxidable.

Tabla 6. Relación DBO/DQO

MUESTRA	Etapa de levantamiento-engorde	Etapa de cosecha
Entrada	0,077	0,100
E1	0,073	0,050
E2	0,088	0,052
E3	0,073	0,045
E4	0,074	0,062
E5	0,094	0,034

6.2.3. Fósforo Total (PO₄)

El fósforo es un nutriente necesario para el desarrollo de la vida acuática, sin embargo, en concentraciones muy elevadas produce un crecimiento excesivo de la biota generando en el agua eutrofización, por ello se hace necesaria su remoción de las aguas residuales antes de verterlas (Cárdenas, 2005).

La figura 15 indica que se presentó, en el sistema durante la etapa de levantamiento-engorde, una remoción de 0,171 mg/L entre la entrada y la salida, en las que se obtuvieron valores de 0,490 ±0,05 mg/L y 0,319 ±0,06 mg/L respectivamente. Asimismo, se observa una disminución continua de la concentración promedio del fósforo entre un estanque y otro en todo el sistema; evidenciando un buen comportamiento de la serie en mejorar la calidad del agua.

El diagrama de cajas que se obtuvo para el fósforo, indica que en la entrada y en el primer estanque el valor de la media y de la mediana se aproximan entre si, mostrando una distribución normal de los datos; y que desde el segundo hasta el quinto estanque la media se encuentra por encima de la mediana, presentando una distribución asimétrica a la derecha. A pesar de lo que ocurre en los últimos estanques, la distribución muestra que, por debajo de la mediana, los valores se encuentran más agrupados indicando que la tendencia de estos estanques es a disminuir la concentración promedio del fósforo.

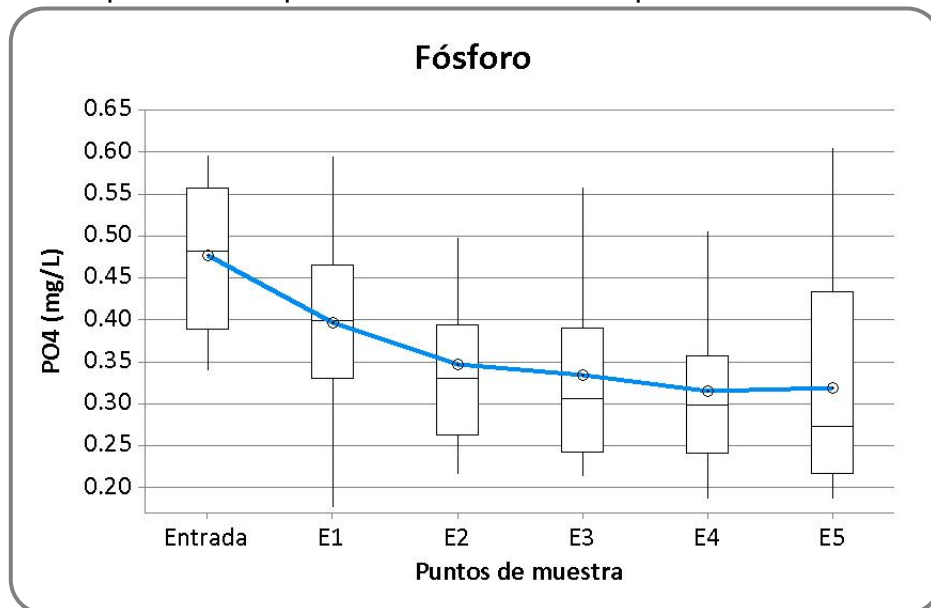
Los valores obtenidos para la concentración promedio del fósforo, en cada uno de los estanques, muestran mayor desviación en el quinto (0,130) y en el primero (0,119). Esto se puede ver en el diagrama de cajas, en donde los datos que indican los bigotes para los estanques mencionados, están más alejados de la media; esta dispersión determinó una mayor estabilización del contaminante en los otros estanques.

El fósforo que se encuentra en los lagos de tilapia roja, se incorpora al agua debido, principalmente, al proceso de alimentación que se requiere para el levantamiento-engorde de las especies, y a las heces fecales depositadas por las mismas. Sin embargo, las concentraciones promedio de fósforo encontradas en el sistema durante el tiempo de muestreo, no generaron un alto grado de contaminación; por lo cual, el fósforo encontrado es el básico para satisfacer las necesidades nutricionales de la biomasa activa del sistema de estanques. Estos organismos asimilan el fósforo, incorporándolo en su tejido celular para realizar sus funciones metabólicas, generando la disminución de su concentración en el efluente. De igual forma, por el proceso de sedimentación el fósforo se depositó en

el fondo de los estanques aportando en la reducción de éste en el agua (Yabroudi *et al.*, 2004).

De acuerdo al análisis de varianza realizado para establecer la influencia que tiene cada estanque en la calidad del efluente, se encontró un estadígrafo de prueba de 0,004 con una seguridad de que el modelo se ha ajustado en un 78% a la variabilidad de los efectos. El estadígrafo obtenido, se encuentra por debajo de 0,05, indicando que el aporte de los estanques en el mejoramiento de la calidad del agua es significativo en cuanto a la concentración de fósforo. Por lo tanto, se realizó una comparación entre los estanques para determinar la influencia que tiene cada uno en la disminución del fósforo; observando que no existen diferencias entre los promedios de la concentración de salida en los tres primeros estanques, debido a que los valores de P ajustado son mayores de 0,05; y que sólo a partir del cuarto estanque se produjo un efecto significativo en la calidad del efluente. La comparación de Tukey realizada entre el cuarto y el quinto estanque mostró que la remoción lograda por éstos no presenta diferencias importantes, ya que el valor de p es 0,9986 ($P > 0,05$); por ello, para mejorar la calidad del agua con relación al fósforo es suficiente con cuatro estanques.

Figura 15. Comportamiento promedio del PO_4 en etapa de levantamiento-engorde.

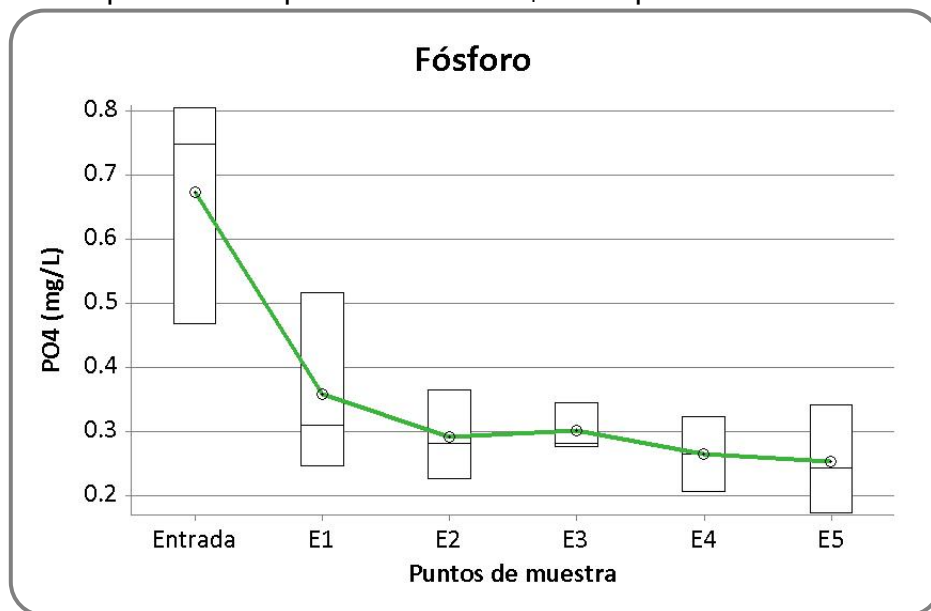


Al igual que en la etapa anterior, durante la etapa de cosecha se presentó una disminución continua en la concentración del fósforo, con un valor de ingreso de $0,674 \pm 0,20$ mg/L y de salida de $0,253 \pm 0,10$ mg/L, generando una reducción global en el sistema de $0,421$ mg/L (ver figura 16).

El comportamiento que se observa en el diagrama de cajas para la entrada, denota una distribución asimétrica a la izquierda ya que la media se encuentra por debajo de la mediana, y los valores están más agrupados por encima de ésta, indicando que durante la cosecha la concentración promedio de entrada tiende a aumentar. En el primer y en el tercer estanque existe una distribución asimétrica a la derecha, indicando una mayor agrupación de los datos en los valores más bajos de concentración para cada caja. Para los demás estanques el valor de la media es cercano a la mediana aproximándose a una distribución normal de los datos.

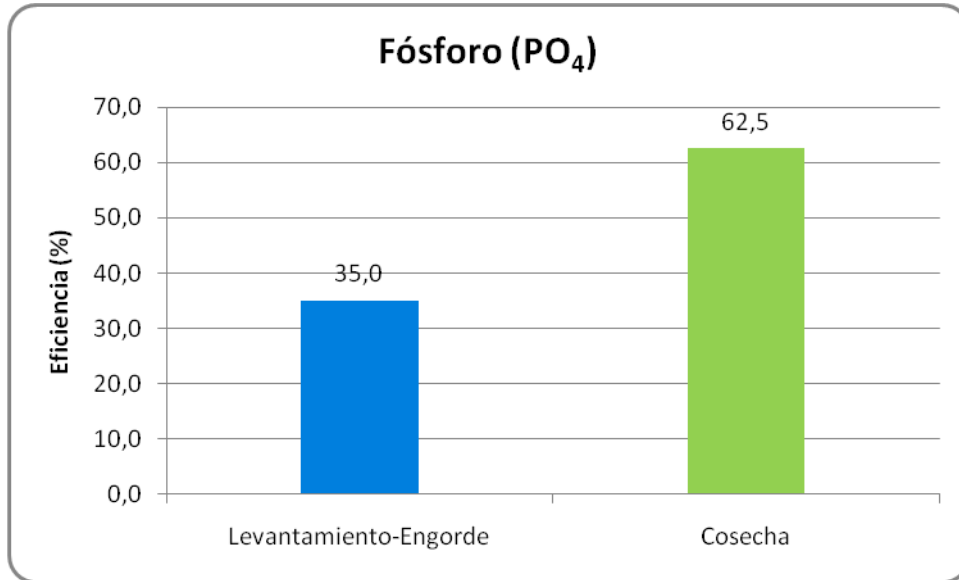
La dispersión que se obtuvo para los datos de concentración del fósforo en el primer estanque fue significativamente mayor a las presentadas por los demás, con un valor 0,142. Esto se dio porque en este estanque las cargas contaminantes de entrada son más altas y presentan mayores fluctuaciones dificultando el proceso de estabilización.

Figura 16. Comportamiento promedio del PO₄ en etapa de cosecha.



El comportamiento del sistema en la disminución del fósforo, presentó una mayor remoción durante la segunda etapa del proceso de producción de tilapia roja con relación a la etapa de levantamiento-engorde; debido a que las cargas de fósforo, durante el procedimiento de cosecha, se aumentaron generando que el sistema estabilice con mayor facilidad el fósforo del agua.

Figura 17. Eficiencias de Remoción de PO₄.



6.2.4. Nitrógeno Total

El nitrógeno total es una medida de todas las formas de nitrógeno que se encuentran en las aguas residuales, entre las cuales están el amoniacal, orgánico, nitratos y nitritos (Esparza, 1997). Es un nutriente necesario para el crecimiento de plantas acuáticas y algas, sin embargo no todas las formas de nitrógeno pueden ser utilizadas fácilmente, especialmente el nitrógeno vinculado con materia orgánica disuelta o partículas. (CCA, 2008).

La gráfica del comportamiento del nitrógeno total en la etapa de levantamiento-engorde, presentó una reducción persistente de su concentración a través de los tres primeros puntos de muestreo; seguidamente, en el tercer estanque se presentó una elevación de la concentración, recuperando nuevamente la remoción en los siguientes estanques. El valor de la reducción global de la concentración de nitrógeno total por el sistema fue de 5 mg/L, para una entrada de $8,83 \pm 4,9$ mg/L y una salida de $3,83 \pm 1,4$ mg/L (ver figura 18).

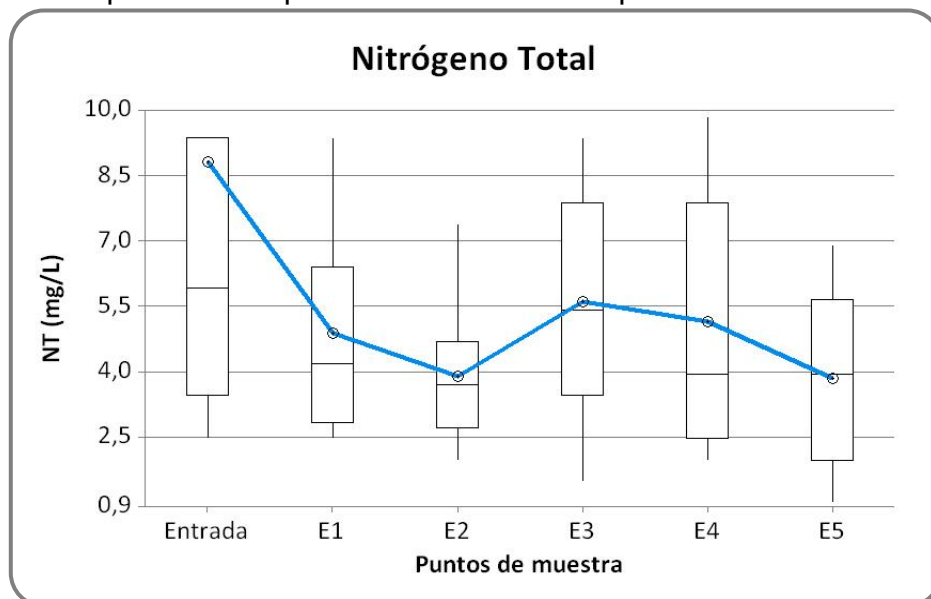
El análisis de dispersión de los datos obtenidos para la concentración promedio de nitrógeno total, mostró que existe una mayor desviación entre las concentraciones en el punto de entrada, el tercer y el cuarto estanque (8,34, 2,49 y 2,97). De acuerdo a esto, se infiere que en estos estanques la estabilización del nitrógeno total no se dio de forma equilibrada, presentándose fluctuaciones en las concentraciones de salida durante el tiempo de muestreo. En el segundo estanque

la disminución del nitrógeno total se dio de forma mas estable, debido a que presentó una menor dispersión de los datos (1,65).

La reducción de la concentración del nitrógeno que se observa en la gráfica entre la entrada y la salida, implica que la mayor parte del nitrógeno asociado a la materia orgánica es transformado en productos beneficiosos, facilitando los procesos de degradación en el sistema (ver figura 18). La transformación y eliminación del nitrógeno total de las aguas efluentes de los lagos de tilapia roja, a través del sistema de lagunas, se dio principalmente por la absorción biológica por parte de las algas y de los microorganismos, los cuales fijan el nitrógeno incorporándolo en sus procesos metabólicos con el objetivo de obtener las proteínas necesarias para su crecimiento. Otros mecanismos que contribuyeron a la reducción del nitrógeno total fueron los procesos de nitrificación-desnitrificación que ocurren de forma simultánea, la sedimentación de la biomasa muerta y su posterior retención en la capa de lodo (Camargo y Mara, 2007; Vargas *et al.*, 2002).

Como la probabilidad de exceder el estadígrafo de prueba de la distribución, determinado en el análisis de varianza, fue 0,110, mayor al criterio establecido (0,05), significa que el incremento en el número de estanques no mejoró la calidad del agua en términos del nitrógeno total, determinando que con un solo estanque fue suficiente para remover el nitrógeno total del afluente; por lo tanto, no hizo necesario realizar comparaciones entre estanques. Estos resultados tuvieron una certeza del 81,06% de que los datos se ajustaron al modelo estadístico adoptado.

Figura 18. Comportamiento promedio del NT en etapa de levantamiento-engorde.



Durante la etapa de cosecha se presentó (ver figura 19), entre la entrada y el cuarto estanque, una disminución de la concentración de nitrógeno total (3,04 mg/L), y en el último, una subida hasta 7,23 ±6,5 mg/L superando el valor de ingreso (5,26 ±4,5 mg/L), lo que generó un incremento de 37,5%, indicando que durante la etapa de cosecha la concentración promedio de nitrógeno total tuvo la tendencia a aumentar.

Figura 19. Comportamiento promedio del NT en etapa de cosecha.

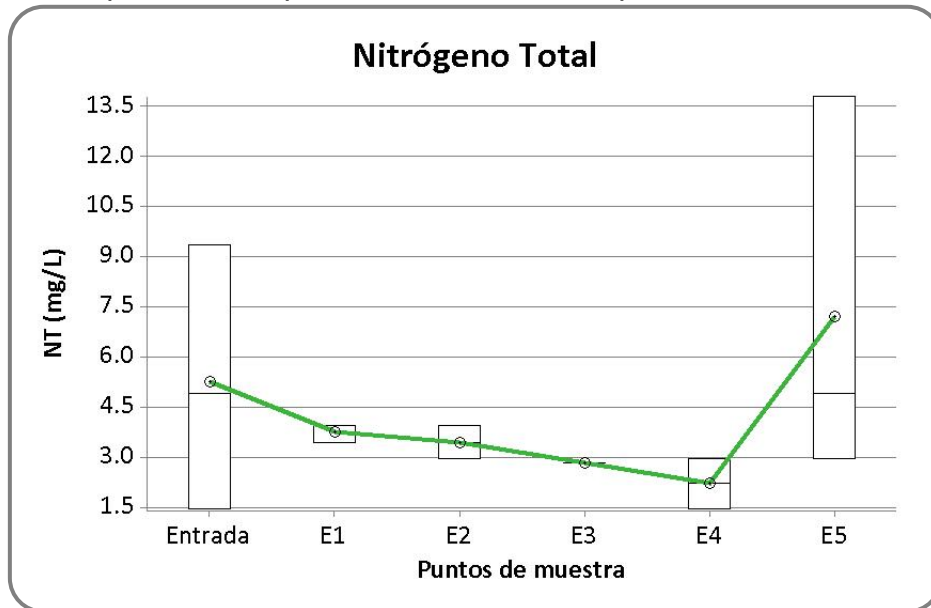
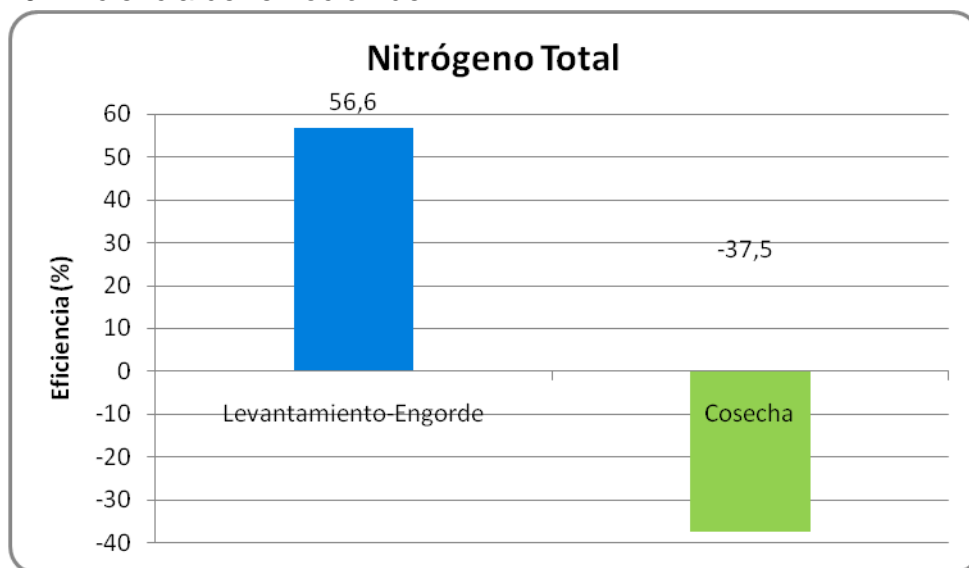


Figura 20. Eficiencia de remoción de NT.



6.2.5. Nitrógeno Amoniacal

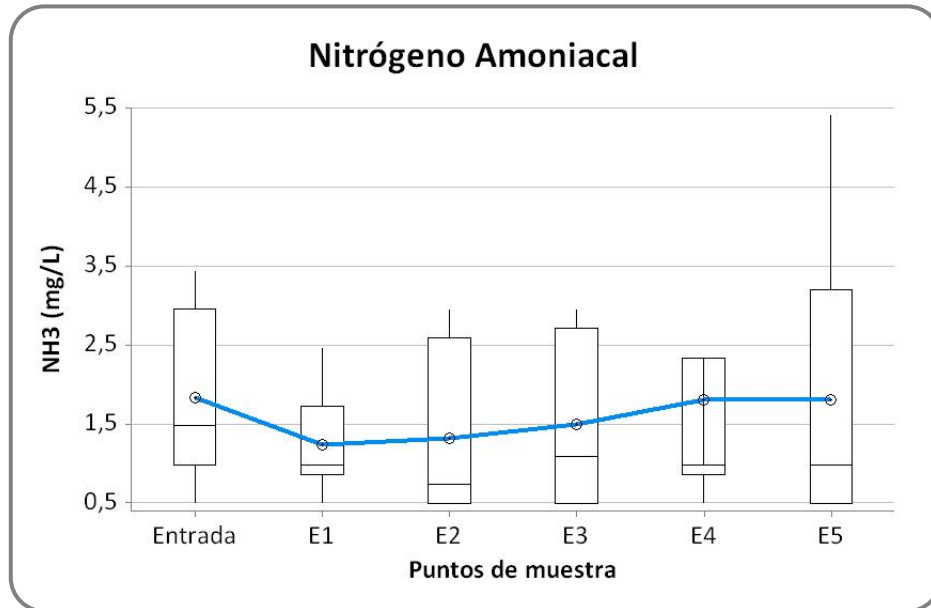
El nitrógeno amoniacal se produce por hidrólisis enzimática y es un producto natural de la descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados, como la urea y sustancias proteínicas, generando ión amonio y amoníaco disuelto, los cuales se encuentran en equilibrio en función del pH del agua (Siles *et al.*, 2008; Sardiñas *et al.*, 2004).

Las concentraciones promedio de nitrógeno amoniacal en la etapa de levantamiento-engorde, mostrado en la figura 21, señala únicamente una reducción en el primer estanque de 0,60 mg/L, en los estanques posteriores se observa un incremento constante y una concentración de salida del sistema de $1,81 \pm 1,5$ mg/L, cercana a la del ingreso ($1,83 \pm 0,8$ mg/L).

En la etapa de levantamiento-engorde los datos que presentaron menor desviación, en las concentraciones promedio de nitrógeno amoniacal, fueron los obtenidos en el primer estanque del sistema, con un valor de 0,679; denotando que se logra una mayor estabilización en éste, ya que se presentó menor variabilidad entre sus datos. Esto se corroboró con el análisis de varianza, en donde el valor del estadígrafo de prueba fue mayor de 0,05 ($P = 0,866$); de acuerdo a este valor, el promedio de las concentraciones de salida de cada estanque no presentaron variabilidad entre si, indicando que con sólo el primer estanque se mejoró la calidad del agua afluyente. Esta variabilidad se explicó en un 60,63% por el modelo planteado.

Las fluctuaciones del contenido de nitrógeno amoniacal en la salida de cada estanque, se atribuyen a la regeneración que se produjo del nitrógeno orgánico que se puede encontrar en los sedimentos a causa de las células muertas, las cuales sufren el proceso de hidrólisis incorporando nuevamente en el agua nitrógeno amoniacal por amonificación y nitrificación (Correa, 2008).

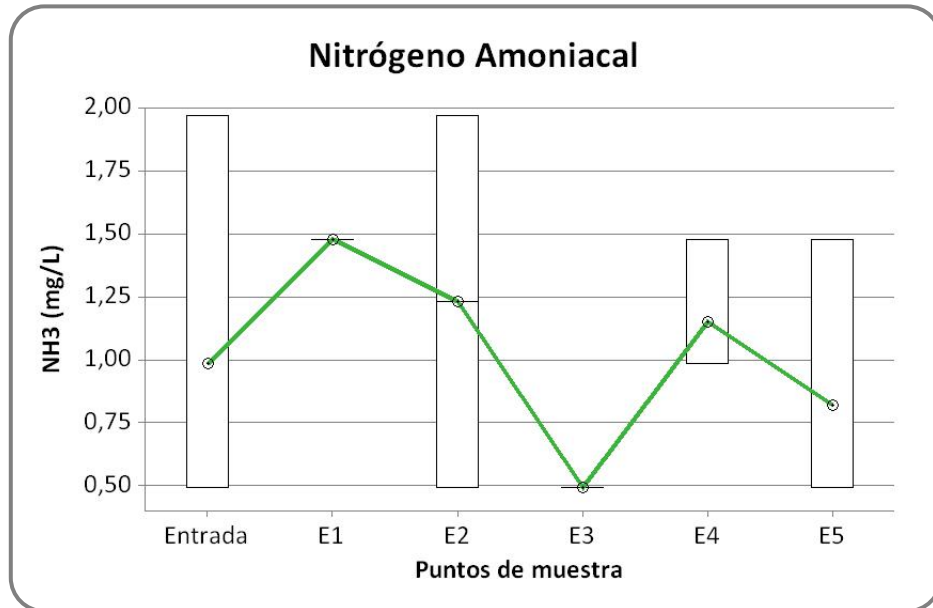
Figura 21. Comportamiento promedio del NH₃ en etapa de levantamiento-engorde.



El comportamiento que presentó el nitrógeno amoniacal durante la etapa de cosecha indica un incremento en su concentración promedio en el primer y cuarto estanque hasta $1,48 \pm 0,0$ mg/L y $1,15 \pm 0,3$ mg/L, presentándose una disminución invariable entre el primer y tercer estanque de $0,99$ mg/L y de $0,33$ mg/L entre el cuarto y quinto estanque, con un valor final de $0,82 \pm 0,6$ mg/L inferior al del afluente ($0,99 \pm 1,0$ mg/L) (ver figura 22).

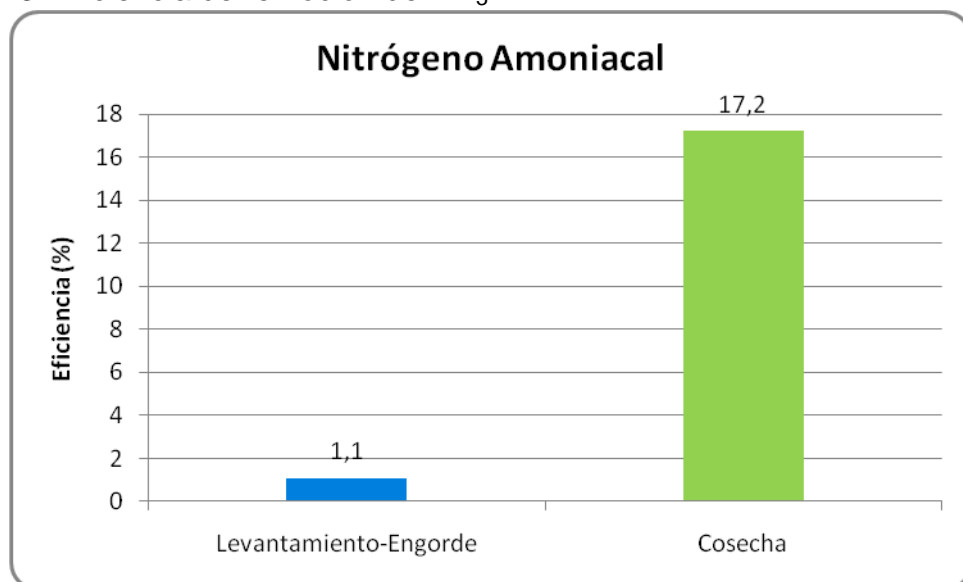
El aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal generada en algunos puntos del sistema, durante el proceso de cosecha, se debió a la ligera alcalinidad que se presentó en el agua, ya que los valores de pH variaron entre $7,43 \pm 0,2$ y $8,20 \pm 0,9$. Estas condiciones no favorecen la volatilización de nitrógeno en forma de amoniaco a la atmósfera y su remoción del afluente (Siles *et al.*, 2008; Sánchez *et al.*, 2000).

Figura 22. Comportamiento promedio del NH₃ en etapa de cosecha.



Las eficiencias de remoción obtenidas en las etapas de estudiadas fueron 1,1% para la de levantamiento-engorde y de 17,2% para la de cosecha. Estas eficiencias señalan que durante el tiempo de muestreo la concentración de nitrógeno amoniacal no se redujo de forma significativa a lo largo del sistema, ratificando que el número de estanques no contribuyó a mejorar la calidad del efluente en términos de nitrógeno amoniacal.

Figura 23. Eficiencia de remoción de NH₃.



6.2.6. Sólidos Suspendidos Totales

Los sólidos suspendidos totales son el material particulado mayor a una micra, que se mantiene en suspensión en las aguas residuales y que puede ser retenido por filtración (CCA, 2008). Estos se mantienen en el medio por su afinidad con las moléculas de agua, debido a su naturaleza coloidal dada por las pequeñas cargas eléctricas que poseen estas partículas (Hidritec, 2009).

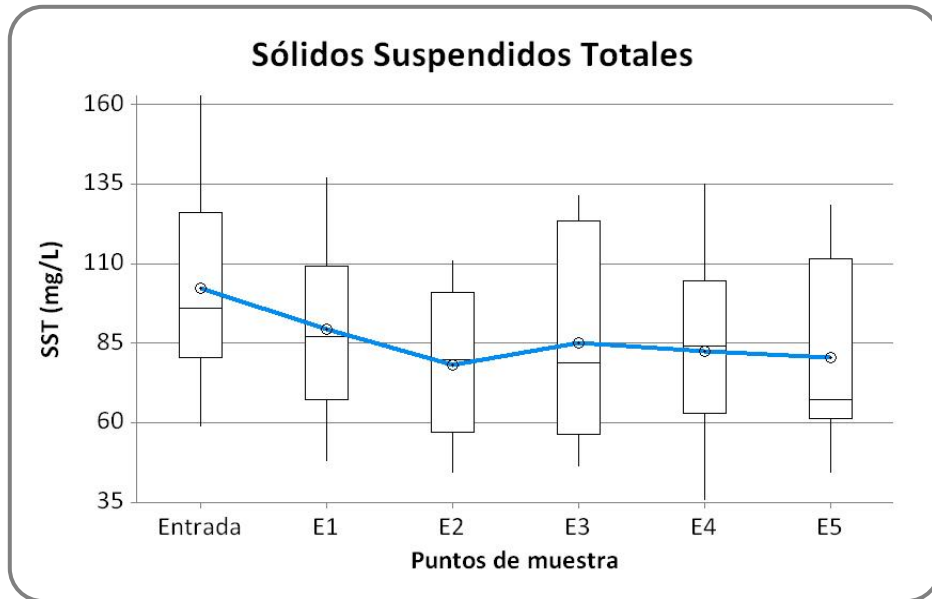
Durante la etapa de levantamiento-engorde el sistema de lagunas redujo 22,7 mg/L de sólidos suspendidos totales; esta reducción se presentó en la mayoría de los estanques, excepto en el tercero donde hubo un incremento de 8,81 mg/L con respecto al segundo estanque, sin embargo la reducción global no es significativa en relación a la alta concentración de sólidos suspendidos totales que presentó el efluente de los lagos de cultivo de tilapia roja (ver figura 24).

El segundo estanque presentó menor desviación en los datos de las concentraciones de sólidos suspendidos (22,9), indicando que en éste se dio una mayor estabilización; esto lo corrobora la figura 24, donde se muestra que este estanque presentó la concentración promedio mas baja ($78,14 \pm 11,2$ mg/L). Para los demás estanques la desviación entre sus datos presentó valores similares con un promedio de 27,91.

La baja reducción en la concentración de sólidos suspendidos que se presentó en el sistema, se atribuye a la gran cantidad de biomasa algal que se produjo en los estanques, debido a que los nutrientes contenidos en el afluente facilitan su crecimiento; generando un aporte significativo en la concentración de los sólidos en suspensión (Correa, 2008).

El análisis de varianza del modelo adoptado, de bloques al azar de un solo factor, explica en un 68,53% la variabilidad presentada por los estanques en la remoción de sólidos suspendidos. Este análisis, al igual que el realizado para el nitrógeno total y amoniacal, arrojó un estadígrafo de prueba mayor de 0,05 ($P = 0,366$), indicando que sólo el primer estanque aportó al mejoramiento de la calidad de las aguas residuales de los lagos, en cuanto a la concentración de sólidos suspendidos.

Figura 24. Comportamiento promedio de los SST en etapa de levantamiento-
engorde.



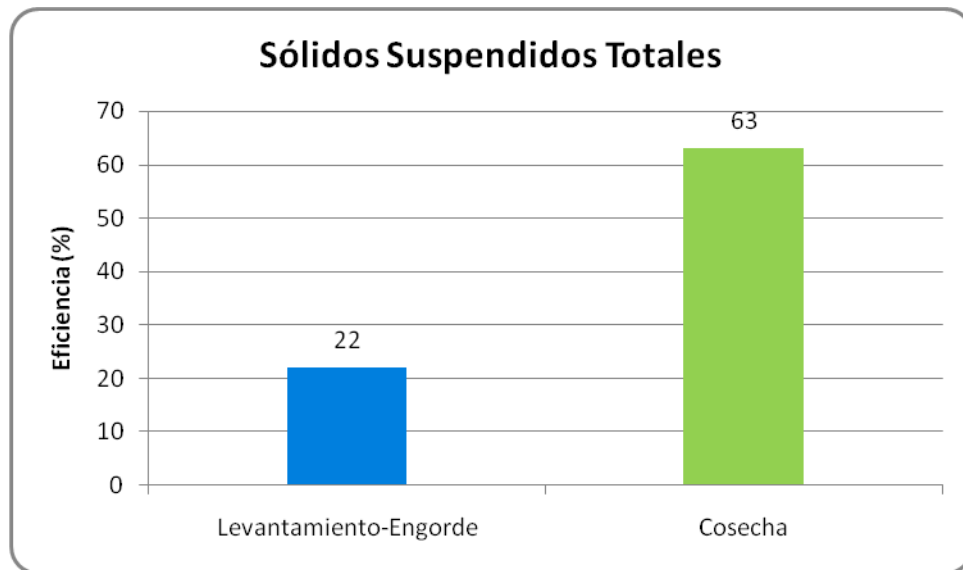
La remoción de sólidos en suspensión lograda por el sistema de lagunas durante la etapa de cosecha fue de 112,7 mg/L, para un valor de entrada de 180,2 ±59,6 mg/L y de salida de 67,5 ±25,0 mg/L, presentándose una mayor reducción en el segundo y quinto estanque, y un leve aumento en el tercero y cuarto, sin embargo este incremento no interfirió en la remoción global del sistema en término de sólidos suspendidos totales (ver figura 25).

Figura 25. Comportamiento promedio de los SST en etapa de cosecha.



Durante la etapa de levantamiento-engorde la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales fue de 22% y de 63% para la de la cosecha (ver figura 26). Al comparar estas eficiencias, se obtuvo que en la etapa de cosecha se alcanzó una mayor remoción de sólidos suspendidos que en la etapa de levantamiento-engorde; esto se pudo dar por el proceso de sedimentación y a que durante esta etapa el sistema recibe altas cargas contaminantes, logrando con mayor facilidad y eficiencia estabilizarlas, lo que genera una disminución importante del parámetro en el efluente.

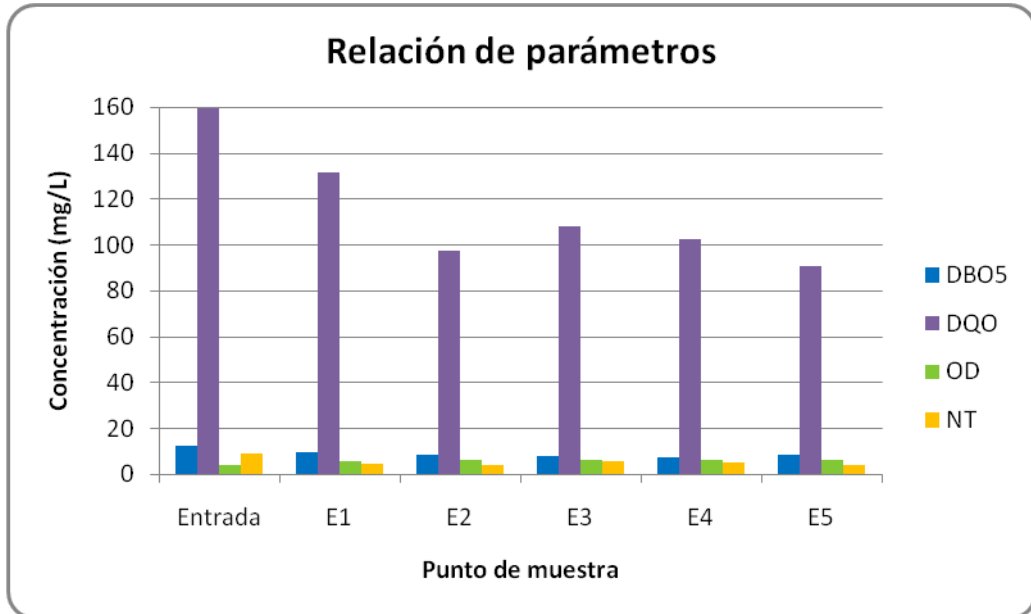
Figura 26. Eficiencia de remoción de SST.



6.3. RELACIÓN ENTRE EL COMPORTAMIENTO DE LA DBO₅, DQO, OD Y NT EN EL SISTEMA

De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de varianza para cada parámetro, se determinó que en el sistema de lagunas de estabilización, con sólo cuatro estanques se aportó significativamente en la remoción de los parámetros estudiados y se mejoraron las condiciones del agua efluente. Esto se puede observar en la figura 27, la cual muestra, que en el cuarto estanque se produjo la principal disminución de la concentración de los contaminantes que mas influyeron en la determinación de la calidad del agua.

Figura 27. Relación de parámetros (DBO₅, DQO, OD, NT)



El comportamiento presentado en el cuarto estanque, con relación al de la entrada, indica que la concentración de material orgánico e inorgánico presente en el agua se redujo, generando de esta forma que la cantidad de oxígeno disuelto, demandada por los microorganismos para degradar este material, disminuyera recuperando su concentración en el efluente. Este proceso biológico de estabilización, que se dio en el sistema, produjo también la reducción de nutrientes necesarios para el desarrollo de los procesos metabólicos de la biomasa activa, permitiendo que el efluente sea apto para verterlo.

6.4. COMPARACIÓN DE LAS EFICIENCIAS DEL SISTEMA ESTUDIADO CON OTROS TRATAMIENTOS A ESCALA PILOTO

En la zona donde se realizó la evaluación del comportamiento de la planta piloto de lagunas de estabilización, cuando tratan los efluentes de lagos de tilapia roja en etapa de levantamiento-engorde, se han estudiado otros tratamientos para determinar la eficiencia de remoción de los contaminantes generados en estas aguas, como la evaluación del crecimiento de la planta *azolla pinnata* y su efecto en la calidad del agua y, un sistema de filtración en grava de flujo ascendente (0,6 m/h). Al realizar la comparación de eficiencias entre estos sistemas, no se tuvo presente la incertidumbre que arroja cada método de análisis; por lo tanto la diferencia entre las eficiencias de los tratamientos, puede ser mas significativa.

Tabla 7. Comparación de las eficiencias de remoción.

PARÁMETRO	EFICIENCIAS (%)		
	L. de Estabilización	Filtros Ascendentes	Lagunas con Azolla P.
DBO	31,0	21,44	61
DQO	43,2	25,39	57
Fósforo	35,0	54,50	65
N-Total	56,6	41,53	-13
N-NH ₃	1,1	-	-2
SST	22,0	56,90	63

Teniendo en cuenta que en los filtros ascendentes no se produce biomasa en suspensión y de acuerdo a la tabla 7, se tiene que para los parámetros de nitrógeno total y amoniacal, el sistema piloto de lagunas de estabilización presenta mayor eficiencia que los otros tratamientos, y un mejor funcionamiento que los filtros en cuanto a la reducción de DBO y DQO; sin embargo presentó menor rendimiento que la Azolla en la remoción de los demás parámetros. A pesar de la baja eficiencia de remoción presentada en las lagunas, se considera que son una alternativa viable para el tratamiento de estos efluentes, pues generó una reducción importante de la concentración de materia orgánica, debido a que el principal proceso de estabilización se da por la acción de los microorganismos.

7. CONCLUSIONES

De acuerdo al comportamiento presentado por el oxígeno disuelto, la temperatura y el pH se determinó que el efluente, del sistema de lagunas de estabilización en serie, presenta las condiciones adecuadas para que no afecte la vida acuática que se desarrolla en los cuerpos de aguas receptores, debido a que estos parámetros se encuentran dentro de rangos establecidos para dichas condiciones.

En términos de la conductividad eléctrica y de la concentración de sólidos disueltos totales, se estableció que el sistema de lagunas en serie no contribuyó en la reducción de estos parámetros, debido a que los valores de entrada y de salida no presentaron diferencias significativas.

Las eficiencias de remoción de DBO logradas por el sistema, indicaron que en la etapa de levantamiento-engorde la reducción de la materia orgánica fue menor que durante la cosecha, demostrando que para altas cargas contaminantes el sistema se comporta mejor.

Comparando las concentraciones de salida para la DBO y la DQO, se pudo determinar que las aguas residuales tratadas contienen en mayor cantidad material biológicamente inerte; por lo que la reducción de este material fue menor que la de materia orgánica, debido a que el tratamiento realizado por el sistema es biológico.

A pesar de que las concentraciones de entrada del fósforo en el sistema fueron bajas, éste logró una reducción del parámetro mejorando así, la calidad del agua; sin tener presente las posibles variaciones que presenta el método utilizado.

El sistema presentó, en general, una reducción constante de los sólidos suspendidos totales en el tiempo de muestreo, con eficiencias del 22% para el levantamiento-engorde y del 63% para la cosecha; garantizando que una gran cantidad de éstos se estabilizaran, disminuyendo su concentración en el efluente.

La remoción del nitrógeno total y amoniacal alcanzada por las lagunas durante el muestreo, no fue muy elevada; sin embargo, en comparación con la presentada por otros sistemas evaluados para el tratamiento de estas aguas, la reducción de este parámetro es representativa, estableciendo una mayor eficiencia en el

sistema estudiado; sin tener en cuenta la incertidumbre del método de análisis y la influencia de la biomasa activa que se genera en el sistema.

El sistema piloto de lagunas de estabilización redujo la concentración de materia orgánica, de sólidos y de nutrientes presentes en las aguas residuales de los lagos de cultivo de tilapia roja, mejorando de forma significativa la calidad del agua y permitiendo el posible vertimiento en cuerpos de agua superficiales, teniendo en cuenta que estas aguas residuales no tienen grandes cantidades de contaminantes.

8. RECOMENDACIONES

Teniendo en cuenta que las concentraciones de entrada al sistema no fueron elevadas, en relación a otro tipo de aguas residuales, y a los resultados arrojados por el análisis de varianza para algunos parámetros, no se recomienda la implementación, a escala real, de una serie de cinco lagunas para mejorar la calidad del afluente, ya que con un número menor de éstas se logra la estabilización adecuada de los contaminantes.

Con el fin de disminuir el consumo de agua, la cantidad de aguas vertidas y el impacto negativo sobre los ecosistemas acuáticos, se sugiere realizar una operación de reuso, del agua de salida del sistema, en el cultivo de tilapia roja debido a que la calidad de ésta lo permite.

Considerando que condiciones diferentes de temperatura, tamaño y concentración de contaminantes generan variaciones significativas en el comportamiento de las lagunas de estabilización, se recomienda, para mejorar las eficiencias de remoción en términos de nutrientes, aumentar el tiempo de retención hidráulico con el fin de que exista mayor contacto entre los microorganismos y los contaminantes presentes en el agua, logrando optimizar el sistema.

Se recomienda evaluar un tratamiento complementario, no biológico, para mejorar la calidad del agua en términos de materia orgánica, debido a que las relaciones de DBO/DQO obtenidas para cada laguna de la serie fueron bajas (menores a 0.3).

En las concentraciones obtenidas para los parámetros estudiados, no se tuvo en cuenta la incertidumbre de los métodos de análisis; por lo cual, se recomienda para estudios posteriores, determinar la confiabilidad de los métodos, debido a que ésta permite una evaluación mas completa del comportamiento del sistema que se estudie.

Para mejorar la evaluación de estudios similares a escala piloto, en los cuales se obtengan gran cantidad de datos, se sugiere realizar una modelación del sistema que explique su comportamiento y facilite su análisis.

BIBLIOGRAFÍA

AGUIRRE, N. MEJÍA, R. y MÚNERA M.C. Variación nictemeral de la calidad del agua en las lagunas de estabilización del municipio de La Ceja, Antioquia. Revista Facultad de Ingeniería N.º 40. Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental, GAIA. Medellín, Colombia. 2007. Pág. 32 – 33.

AGUNWAMBA J.C. Effect of Tapering on the Performance of Waste Stabilization Ponds. Department of Civil Engineering. University of Nigeria. Volumen 35, N° 5. Nsukka, Nigeria. 2000. Pág. 1191 – 1192.

Alcaldía de Popayán. Corregimiento - La Yunga. [en línea]. 2008. [Fecha de consulta: agosto de 2009]. Disponible en: <http://www.popayan.gov.co/nuestromunicipio.shtml?apc=m1t2--&x=1363489>

BASAVALING, B. y STANLEY, F. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. Environmental Resources Unit, Telford Research Institute, University of Salford, Salford. 1995. Pág. 422, 425 – 427.

BOYD, C. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. Aquaculture 2003. Pág 101 – 112.

BRACHO, N. ALDANA, G. GARCÍA, C. y HERRERA, L. Análisis de las Variables Operacionales en la Remoción de Tratamiento de un Sistema Experimental de Lagunas. Revista INTERCIENCIA. Volumen 22, N°3. 1997. Pág. Maracaibo, Venezuela. 138 – 143.

BURGOS, D. Aguas Residuales: Situación Actual la Ciudad de Hermosillo, Sonora Alternativas de Tratamiento y su Impacto Ambiental. Revista EPISTEMUS. Sección Agua y Medio Ambiente, Reportes de Investigación. Hermosillo, Sonora, México. 2005. Pág. 27 – 33.

CAMARGO, J.A. y ALONSO, A. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. Universidad de Alcalá, Departamento de Medio Ambiente. Madrid, España. 2007. Pág. 98 – 101.

CAMARGO, J.A. y ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International*. 2006. Pág 831-849, 203.

CAMARGO, M. y MARA, D. Nitrogen Transformation and Removal in Maturation Ponds: Tracer Experiments with ¹⁵N Stable Isotopes in the United Kingdom in Summer. II International Conference SmallWat. Sevilla, España. 2007. Pág. 1 – 2.

CÁRDENAS, J. Calidad de Aguas para Estudiantes de Ciencias Ambientales. [en línea]. 2005. [Fecha de consulta: Octubre de 2009]. Disponible en: http://atenea.udistrital.edu.co/grupos/fluoreciencia/capitulos_fluoreciencia/calaguas_cap19.pdf. Contenido general disponible en: http://atenea.udistrital.edu.co/grupos/fluoreciencia/index.php?option=com_content&task=view&id=6&Itemid=5#

CASTILLO, L.F. Tilapia Roja 2008 Una Evolucion de 26 Años, de LA Incertidumbre al Éxito. 2008. Pág. 3 – 5.

CCA. Elaboración de Indicadores Ambientales en la Comunidad Andina. Comisión de la Comunidad Andina, Decisión 699. Gaceta Oficial del Acuerdo de Cartagena, año XXV – Número 1679. Lima, Perú. 2008. Pág.33 – 53.

CEPIS. Guía Para El Diseño De Tanques Sépticos, Tanques Imhoff Y Lagunas de Estabilización. OPS/CEPIS/05.163. UNATSABAR. Lima. 2005. Pág. 23 – 25.

CHÁVEZ, A. Aspectos físicos, químicos, bioquímicos y microbiológicos de la contaminación de aguas. Índices e indicadores ambientales. Programa Máster en Recursos Hídricos, EIA – NT/02. Perú. 2007. Pág. 20 – 21.

CORREA, G. Evaluación y Monitoreo del Sistema de Lagunas de Estabilización del Municipio de Santa Fé de Antioquia, Colombia. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 2008. Pág. 73 – 102.

D'ORBCASTEL, W. BLANCHETON, JP. y AUBIN, J. Towards environmentally sustainable aquaculture: Comparison between two trout farming systems using Life Cycle Assessment. *Aquacultural Engineering* 40. Francia. 2009. Pág. 113–114.

DAVIDSON, J. HELWIG, N. y SUMMERFELT, S. Fluidized sand biofilters used to remove ammonia, biochemical oxygen demand, total coliform bacteria, and

suspended solids from an intensive aquaculture effluent. *Aquacultural Engineering* 39. USA. 2008. Pág. 6 – 15.

DE JESÚS, I. Calidad de Agua: Normas y Monitoreo [en línea]. IDARD 2005. [Fecha de consulta: Octubre de 2009]. Disponible en: http://www.idard.org.do/capacitacion/1erDiplomado/Docu/calidad_agua.pdf

DÍAZ, C. FALL, C. QUENTIN, E. JIMÉNEZ, M.C. ESTELLER, V. GARRIDO, S. LÓPEZ, C. y GARCÍA, D. Agua Potable para Comunidades Rurales, Reuso y Tratamientos Avanzados de Aguas Residuales Domésticas. *Revista virtual "Virtual Pro. Ingeniería en Procesos Industriales, Tema Agua Potable" N° 60. Capítulo 21.* Toluca, México. Enero de 2007. Pág. 233.

DIGNANI, V. Productos de la Acuicultura. *Estudios agroalimentarios. Estudio 1.EG.33.7. Documento 13.* Argentina. 2003. Pág. 2.

ESPARZA, M. IV Curso Internacional sobre Lagunas de Estabilización: Diseño, Construcción, Mantenimiento y Uso del efluente. *Características de las Aguas Residuales. OPS/CEPIS/97.* Lima, Perú. 1997. Pág. 9 – 21.

FAO. El papel de la acuicultura en la mejora de la seguridad alimentaria y la nutrición. FAO. Comité de Seguridad Alimentaria Mundial [en línea]. Roma 12 al 14 de Mayo 2003. [Fecha de consulta: junio de 2009]. Disponible en: <http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/006/Y8871s.HTM>

FAO. National Aquaculture Sector Overview. Visión general del sector acuícola nacional - Colombia. National Aquaculture Sector Overview Fact Sheets. Por Salazar Ariza, G. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [en línea]. Rome. Updated 1 Febrero 2005. [Fecha de consulta: Julio de 2009]. Disponible en: http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_colombia/es

FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture in 2004 (SOFIA). Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura 2004 (SOFIA) un reporte de la FAO. 2004. Pág. 35 – 36.

GROSS, A. BOYD, C. y WOOD, C. Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. *Aquacultural Engineering*. 2000. Pág 1–14.

HIDRITEC. Parámetros de Caracterización del Agua (II). [en línea]. 2009. [Fecha de consulta: Octubre de 2009]. Disponible en: <http://www.hidritec.com/doc-parametros2.htm>

IBARRA, R. Mediciones de pH y Conductividad Eléctrica. Tecnología. Hanna Instruments. Chile. 2008. Pág. 40 – 42.

IRC. Lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales. Colombia [en línea]. 03 noviembre 2005 [Fecha de consulta: junio de 2009]. Disponible en: www.es.irc.nl/page/26709.

JONES, A. DENNISON, W. y PRESTON, N. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. 2001. Pág 155-178.

LaMotte Company. Oxígeno Disuelto, Kit para ensayo de agua: Manual de Instrucciones. Código 7414 / 5860 [en línea]. USA, 2001. [Fecha de consulta: Septiembre de 2009]. Disponible en: <http://www.lamotte.com/pages/global/pdf/spanish/7414sp.pdf>

LIN, C.K. y YI, Y. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. Aquaculture 226. Thailand. 2003. Pág. 57 – 60.

LIN, Y. JING, S. LEE, D. y WANG, T. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. Aquaculture 209. Tainan, Taiwan. 2002. Pág. 169 – 171.

LYSSENKO, C. y WHEATON, F. Impact of rapid impulse operating disturbances on ammonia removal by trickling and submerged-upflow biofilters for intensive recirculating aquaculture. Aquacultural Engineering 35. College Park, USA. 2006. Pág. 38 – 40.

MARTÍNEZ, H.J. Informe para el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Observatorio Agrocadenas Colombia La Cadena de La Piscicultura en Colombia una Mirada Global de su Estructura y Dinámica 1991-2005. Bogotá, Marzo de 2005. Pág 1 – 7.

MATIJEVIC´, S. KUSPILIC´, G. KLJAKOVIC´-GASPIC´, Z. y BOGNER, D. Impact of fish farming on the distribution of phosphorus in sediments in the middle Adriatic area. Marine Pollution Bulletin 56. Croacia. 2008. Pág. 535 –548.

MONTGOMERY, D. Diseño y análisis de experimentos. 2ª edición. Editorial Limusa Wiley. Universidad Estatal de Arizona. México D.F. 2004. Pág. 63 – 64 y 127 – 128.

MONTOYA, M.I. y MARTÍN, M. Análisis de la Varianza (ANOVA) en Ensayos de Lixiviación de N-Purín en Columnas Experimentales. Estudios de la Zona no Saturada del Suelo Vol. VII. Universidad Politécnica de Valencia. España. 2005. Pág. 15, 20.

PARDO, S. SUÁREZ, H. MANSO, P. y SIERRA, E. Diseño de una herramienta de evaluación del desempeño Ambiental en las granjas piscícolas. Revista MVZ Córdoba. vol. 10, número 002. Montería, Colombia. 2005. Pág. 602 - 613.

PARDO, S. SUÁREZ, H. y SORIANO, E. Tratamiento de Efluentes: Una vía para la Acuicultura Responsable. Colombia. 2006. Pág 21 – 25.

PÉREZ J. E. La Acuicultura y La Conservación de La Biodiversidad. [en línea]. 1996. [Fecha de consulta: mayo de 2009]. Disponible en: www.interciencia.org/v21_03/art04/.

PIEDRAHITA, R.H. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. Aquaculture 226. USA. 2003. Pág. 35 – 44.

POLPRASERT, CH y BHATTARAI, K. Modelo De Dispersión para Estanques de Estabilización de Aguas Residuales. Journal of Environmental Engineering ASCE. Volumen III, Nº 1. 1985. Pág. 45 – 59.

RAMOS, C. y CARRASCAL, R. Formulación del Plan Institucional de Gestión Ambiental –PIGA-, en las Estaciones Oficiales de Bomberos Centro Histórico B-17 y puente aranda B-4 de Bogotá D.C. Universidad de la Salle. Bogotá D.C. 2006. Pág. 100.

RODRÍGUEZ, J. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas comunidades. Capítulo IV: Lagunas de Estabilización. Editorial Universidad de Sonora. Sonora, México. 2008. Pág. 53 – 54.

ROLIM, S. Lagunas de Estabilización. OPS/OMS [en línea]. Bogotá, Colombia. 2000. [Fecha de consulta: Septiembre de 2009]. Disponible en: <http://desastres.usac.edu.gt/documentos/pdf/spa/doc13030/doc13030-1.pdf>

ROLIM, S. Lagunas de estabilización: ¿por qué no usarlas?. Seminario internacional Tratamiento de aguas residuales a través de humedales Naturales y artificiales y Lagunas de estabilización. Bogotá, Colombia. 1999. Pág 1.

RUOCHUAN, GU y HEINZ, G. Stratification Dynamics in Wastewater Stabilization Ponds. Iowa State University, University of Minnesota. Volume 29, N° 8. Minneapolis, U.S.A. 1995. Pág. 1910.

SAAVEDRA, M. Manejo del Cultivo de Tilapia. Universidad Centroamericana Managua, Nicaragua. 2006. Pág. 1 – 2.

SAJOR, A. Popayán-Mapa Rural [en línea]. 29 de mayo de 2009. [Fecha de consulta: agosto de 2009]. Disponible en: http://es.wikipedia.org/wiki/Archivo:Popayan-Mapa_Rural.svg

SÁNCHEZ, R. LÓPEZ, E. NAJUL, M. y BLANCO, H. Límite Procesal en Sistema Dual de Lagunas de Estabilización de Alta Carga. Planta Experimental de Tratamiento de Aguas. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 2000. Pág. 3 – 13.

SARDIÑAS, O. y PÉREZ, 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.

SCHULZ, C. GELBRECHT, J. y RENNERT, B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. 2003. Pág 207-221.

SILES, E. MONFORTE, J. ESTRANY, F. OLIVER, R. y CARRERAS, S. Eliminación del Nitrógeno Amoniacal en Aguas Residuales Sanitarias. Revista Técnica Industrial, 273. Enero – febrero de 2008. Pág. 44 – 49.

Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. Edición 20. APAPH, AWWA, WEF. 1998.

VAN DER, P. BRENNER, A. VAN BUUREN, J y ORON, G. Post-treatment of uasb reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization Pond system. Volumen 33, N°3. Water Resources Environmental Center. Wageningen Agricultural University. Wageningen, The Netherlands. 1998. Pág. 1 – 3.

VARGAS, L. CÁRDENAS, C. HERNÁNDEZ, M. ARAUJO, I. YABROUDI, S. LÓPEZ, F. SAULES, L. y DELGADO, J: Efecto de las Microalgas en la Remoción de los Compuestos Nitrogenados Presentes en la Laguna Facultativa de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. Centro de Investigación del Agua de la Universidad del Zulia. Lagunas de Oxidación. Maracaibo, Venezuela. 2002. Pág. 2 – 3.

YABROUDI, S. CÁRDENAS, C. PERRUERO, T. TRUJILLO, A. GUTIÉRREZ, A. GARCÍA, M. y MONTIEL, E. Evaluación de un Sistema de Lagunas de Estabilización en su Fase de Arranque. Maracaibo, Venezuela. 2004. Pág. 1 – 4.

YÁNEZ, F. Lagunas de Estabilización. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Lima, Perú. 1993. Pág. 1 – 2.

www.mundodescargas.com/apuntes-trabajos/biologia_botanica_genetica_zoologia/decarregar_calidad-del-agua.pdf

ANEXOS

ANEXO A. Registros Fotográficos



Foto 1. Lagos de cultivo de tilapia roja



Foto 2. Sistema piloto de lagunas de estabilización



Foto 3. Cámara de carga



Foto 4. Capa de Algas en la superficie de los estanques



Foto 5. Vista frontal del Sistema de lagunas

ANEXO B. Determinación del tiempo de retención hidráulico

VOLUMEN (mL)	CAUDAL (mL/s)	TRH (días)
105683,18	1,263	1,00

ANEXO C. Resultados de los parámetros analizados

Etapas de levantamiento-engorde

FECHA	MUESTRA	OD*	SDT*	T (°C)	pH	C.E.**	DBO*	DQO*	PO4*	NT*	NH3*	SST
7 de mayo	Entrada	3,4	5,6	21	6,85	12,73	13,54		0,357	23,654	1,478	89,6
14 de mayo		2,9	10,8	22,6	6,60	23,70		152,0	0,471	5,914		163
28 de mayo		4,6	15,0	22,1	5,90	32,40		163,2	0,553			112
2 de junio			14,2	22,1	6,00	30,70	10,10	144,0	0,550			119,4
4 de junio		5,9	23,7	23	6,20	50,60	13,81					88,4
11 de junio		5,2	26,7	22,2	6,68	56,80						146,8

FECHA	MUESTRA	OD*	SDT*	T (°C)	pH	C.E.**	DBO*	DQO*	PO4*	NT*	NH3*	SST
16 de junio	Entrada	4,5	20,3	22,1	6,60	43,40	11,51					74,8
18 de junio		2,8	24,8	21	5,39	59,90	8,32	188,0	0,494	26,611	2,957	
23 de junio		5,1	23,3	21,4	7,33	49,70	10,25	130,0	0,465	7,392		132,6
25 de junio		3,2	22,7	19,7	7,18	48,50			0,393	3,450	0,986	80
30 de junio		3,3	21,0	21,8	7,10	44,90	8,76	88,0	0,501			128,4
2 de julio		2,1	23,1	21	6,80	49,40	15,74	80,0	0,339	6,406	3,450	59
7 de julio			23,3	21,3	6,50	49,80	11,96	170,0	0,580	3,450	2,464	58,6
9 de julio		2,4	25,1	21,5	7,42	53,40	12,33	130,0	0,378	4,928		100,2
21 de julio		6,1	21,8	22,5	7,46	46,60	16,04	250,0	0,422	2,464	0,986	92
28 de julio		4,5	20,1	21,7	7,52	43,20	14,33	190,0	0,596	3,450		82,6
4 de agosto		5,2	19,1	25,5	7,00	40,90			0,571	9,363	0,493	109,2
25 de agosto							13,81	230,0				

7 de mayo	E1	5	5,6	21,6	7,86	12,76	12,25		0,315	9,363	0,986	68,8
14 de mayo		3	11,1	19,9	6,20	24,20	7,57	134,0		3,450		137,2
28 de mayo		8,4	13,4	20,4	6,00	29,10		116,0	0,513			95
2 de junio		21	13,7	21,2	6,40	29,70	7,13	136,0	0,595		2,464	111,2
4 de junio		6,5	11,3	22	7,10	24,60	21,61	210,0	0,590	3,942		130,8
11 de junio		6,6	25,9	20,4	6,19	55,20		138,0	0,466			119,6
16 de junio		7,7	18,5	21,1	7,40	39,60	6,91					79,8
18 de junio		9	21,0	19,5	4,82	44,90	5,05	168,0	0,399	4,435	0,986	
23 de junio		8,6	22,9	20,5	7,73	48,80	4,53	94,0	0,399	5,914		78,6
25 de junio		6,1	20,5	18,4	7,02	43,90			0,207	2,464	0,493	48
30 de junio		5,4	19,5	19,4	6,40	41,70	4,83	84,0	0,370			94,2
2 de julio		7,7	19,7	18,3	7,30	42,20	12,92	42,0	0,176		1,478	66,6
7 de julio		21	22,9	21,1	6,10	48,90	10,10	146,0	0,331	2,957	0,986	61,8
9 de julio		3	24,1	20	7,64	51,30	11,06	106,0	0,349	5,914		67
21 de julio		5,5	21,2	22,3	7,88	45,40		210,0	0,366	2,464		103
28 de julio		3,3	20,1	19,3	7,65	43,10	6,68	110,0	0,408			72,8
4 de agosto		6,8	18,7	23,7	7,10	40,20			0,460			98
25 de agosto							13,74	145,0		7,885		

7 de mayo	E2	5,5	16,3	21,7	8,86	35,00	9,36		0,279	4,435	0,986	44,4
14 de mayo		4,2	11,2	20,1	6,60	24,50	3,42	118,0	0,298	2,957		91,2
28 de mayo		9,1	13,3	20,4	6,40	28,80		140,8	0,373			101,6
2 de junio		20	14,6	20,3	7,50	31,70	6,61		0,499		0,493	102,4
4 de junio		7,5	11,4	21,3	8,10	24,70	21,76	160,0	0,593	3,450		110
11 de junio		7,5	26,7	19,8	6,84	56,80		150,0	0,375			111,2

FECHA	MUESTRA	OD*	SDT*	T (°C)	pH	C.E.**	DBO*	DQO*	PO4*	NT*	NH3*	SST
16 de junio	E2	6,8	18,0	20,8	7,60	38,60	5,94					53,8
18 de junio		8,4	21,7	18,9	4,91	46,50	2,23	158,0	0,385	7,392	2,464	
23 de junio		6	22,5	20	6,66	48,20	3,49	54,0	0,253	4,435		56
25 de junio		7,5	24,6	17,1	6,77	52,40			0,259	1,971		44,8
30 de junio		7,4	20,5	19,5	7,10	43,90	3,94	70,0	0,261			83
2 de julio		7	19,6	18,9	6,80	42,10	12,03	70,0	0,362	3,942	2,957	77,6
7 de julio			21,3	20,3	6,10	45,60	11,51	10,0	0,397	2,957		66,4
9 de julio		4,5	23,2	19,6	7,57	49,50	7,05	10,0	0,216	5,421		59,8
21 de julio		3,8	20,9	21,6	6,98	44,70	13,59	94,0	0,292		0,493	99
28 de julio		3	19,7	18,9	7,53	42,30	5,87	94,0	0,270	1,971		66,6
4 de agosto		4,5	18,5	23,4	7,10	39,60			0,446		0,493	82,4
25 de agosto								13,18	135,0			

7 de mayo	E3	5,5	6,2	21,6	9,00	14,12	5,42		0,213	5,914	1,095	53,2
14 de mayo		4,3	12,2	20,2	8,10	26,50	1,19	82,0				131,6
28 de mayo		7,3	13,1	20,4	6,60	28,40		177,6	0,508			116,4
2 de junio			14,3	20,3	7,70	30,90	7,05	150,0	0,558		0,493	125,8
4 de junio		6,6	11,2	21	8,10	24,60	21,98	152,0	0,558	4,435		127,8
11 de junio		6,9	26,0	19,8	6,54	55,50		122,0	0,390			126,2
16 de junio		8,3	21,1	20,7	8,50	45,10	3,86					86,8
18 de junio		8,6	22,4	18,9	6,00	47,90	2,00	150,0	0,330	9,363	0,493	
23 de junio		6,4	22,3	20	6,94	47,70	0,52	22,0	0,251	4,928		46,2
25 de junio		7,1	21,5	16,5	6,87	45,90			0,237			49,6
30 de junio		8	20,1	19,6	7,30	43,10	6,91	86,0	0,249			77
2 de julio		6,8	19,1	19,8	7,30	40,90	14,55	76,0	0,316	7,392	2,957	76
7 de julio			22,1	20,1	6,20	47,20	10,40	6,0	0,346	3,450	2,464	81,2
9 de julio		5,1	22,5	19,5	7,15	48,10	4,01	34,0	0,236	7,885		56
21 de julio		3,4	20,6	21	6,94	44,00	14,18	170,0	0,275	1,478		58
28 de julio		3,6	19,6	19,1	7,44	42,10	5,87	158,0	0,243	3,450		68,4
4 de agosto		5,8	18,3	22,5	6,80	39,40			0,306	7,885		81
25 de agosto								11,14	130,0			

7 de mayo	E4	5,4	6,4	21,5	8,93	14,44	3,12		0,243		0,986	61,8
14 de mayo		4,1	15,0	20,2	8,60	32,40	4,27	54,0	0,304	3,450		84,2
28 de mayo		7,4	13,2	20,4	7,60	28,60		172,8				135,4
2 de junio			15,1	20,2	8,30	32,60	6,09	156,0	0,506		0,986	104,6
4 de junio		7,3	11,6	21,2	8,50	25,40	19,68	142,0	0,501			96,4
11 de junio		8,2	26,5	19,9	7,22	56,40		100,0	0,247			69,6

FECHA	MUESTRA	OD*	SDT*	T (°C)	pH	C.E.**	DBO*	DQO*	PO4*	NT*	NH3*	SST
16 de junio	E4	8,2	20,8	20,8	7,80	44,50	2,60					63,8
18 de junio		9,7	23,9	18,8	6,31	51,10	1,78	140,0	0,294	9,856	0,986	
23 de junio		5,9	21,5	20	6,25	45,90	0,45	20,0	0,187			35,6
25 de junio		7,4	20,9	15,8	6,79	44,80						
30 de junio		6,9	20,9	19,7	7,60	44,60	9,43	106,0	0,455			112,8
2 de julio		7,4	20,0	19,3	7,90	42,80	10,77	12,0	0,216	6,406	6,406	63,2
7 de julio			20,1	19,9	6,50	43,10	9,36	98,0	0,325	2,464	0,493	125,6
9 de julio		6	21,9	19,2	7,61	46,80	8,61	88,0	0,267			49,2
21 de julio		3,3	20,4	20,5	6,90	43,60	9,13	146,0	0,311	1,971	0,986	85,6
28 de julio		3,7	19,4	19,2	7,54	41,70	7,72	142,0	0,237	3,942		63,4
4 de agosto		5,2	18,6	22,2	6,90	39,90			0,312	7,885		86,2
25 de agosto								12,81	55,0			

7 de mayo	E5	5,6	17,0	21,6	8,85	36,60	6,76		0,194	3,942	0,493	66,4
14 de mayo		4,1	15,0	20	8,50	32,50	4,83	76,0	0,284	3,450		65,6
28 de mayo		7,3	13,2	20,2	7,80	28,70		167,2	0,491			117,6
2 de junio			14,2	19,8	8,30	30,80	10,17	136,0	0,461		2,464	121
4 de junio		8	11,5	20,8	8,70	25,20	22,20	156,0	0,605	3,942		128,8
11 de junio		8,1	25,8	19,8	7,41	54,90		82,0	0,240			61,4
16 de junio		7,4	20,7	20,6	7,80	44,20	2,15					68,2
18 de junio		9,4	24,1	18,7	6,59	51,40	0,67	72,0	0,186		0,986	
23 de junio		5,3	23,1	19,7	6,03	49,30	2,45	28,0	0,205	6,899		46,4
25 de junio		7,1	22,4	18,1	7,43	47,90			0,353	1,971	0,493	78,6
30 de junio		6,6	20,4	19,4	7,40	43,60	10,10	110,0	0,516			116
2 de julio		8,2	20,5	19,1	7,80	43,90	9,58	30,0	0,229	6,899	5,421	61,2
7 de julio			19,9	19,6	6,50	42,60	8,54	130,0	0,298		0,986	61,8
9 de julio		6,3	20,7	19	7,05	44,30	7,20	4,0	0,213	4,435		44,2
21 de julio		3,1	20,0	20,4	6,95	43,60	13,81	102,0	0,247	0,986		97,6
28 de julio		5,1	19,4	19	7,50	41,50	11,44	90,0	0,262	1,971		66,2
4 de agosto		6,1	18,2	23,7	7,40	39,20			0,315			86,8
25 de agosto								9,84	85,0			

Etapa de cosecha

FECHA	ESTANQUE	OD*	SDT*	T (°C)	pH	C.E.**	DBO*	DQO*	PO4*	NT*	NH3*	SST*
21 de mayo	Entrada	3,3	9,3	21,1	7,4	20,6	14,41	191,20	0,748	1,478	0,493	138,6
9 de junio		4,5	27,6	22,4	7,62	58,7	22,13	90,00	0,468	4,928	0,493	162,6
14 de julio		3,6	23,6	21,4	7,28	50,4	17,23	252,00	0,805	9,363	1,971	239,4

FECHA	ESTANQUE	OD*	SDT*	T (°C)	pH	C.E.**	DBO*	DQO*	PO4*	NT*	NH3*	SST*
21 de mayo	E1	4,7	8,6	19,1	7	19,02	11,81	379,20	0,517	3,942		110,6
9 de junio		3,5	29	20	7,5	61,6	8,84	38,00	0,246	3,450	1,478	96,2
14 de julio		4,7	22,3	19,5	7,97	47,7	5,35	104,00	0,310	3,942	1,478	77,8
21 de mayo	E2	5,9	9	18,9	7,9	19,85	3,34	168,80	0,227			50,8
9 de junio		4,8	27,7	19,9	7,39	59	7,72	18,00	0,365	3,942	0,493	99,2
14 de julio		5,6	21,5	18,5	7,36	46	5,72	134,00	0,281	2,957	1,971	58,6
21 de mayo	E3	5,6	9,8	18,9	8	21,6	7,87	352,80	0,277	21,683	0,493	81,6
9 de junio		5,1	26,4	19,8	7,27	56,2	9,21	36,00	0,345		0,493	107,8
14 de julio		5,6	21,1	18,2	7,49	45,2	4,46	90,00	0,282		0,493	53
21 de mayo	E4	5,6	10,2	19	8,7	22,3	12,33	339,20		1,478	0,986	106
9 de junio		5,9	24,9	19,8	7,35	53	12,03	27,00	0,323		0,986	
14 de julio		6,4	20,8	19	7,31	44,5	3,79	88,00	0,207	2,957	1,478	52,4
21 de mayo	E5	6,1	9,8	18,9	9,1	21,6	4,38	319,20	0,174	13,798	1,478	67,6
9 de junio		5,9	24	19,6	7,98	51,1	5,57	18,00	0,341	4,928	0,493	89,6
14 de julio		7,4	20,8	18,3	7,53	44,6	4,68	90,00	0,243	2,957	0,493	45,4

* Unidades de concentración (mg/L)

** μ S/cm

ANEXO C. Análisis de Varianza (ANOVA)

DBO								
FUENTE	GL	Sc SEC	Sc Ajustado	MC Ajustada	F	P	S	R-Cuad. (%)
Estanque	4	33,549	45,085	11,271	2,79	0,036	2,00955	89,09
Día	13	1648,763	1648,763	126,828	31,41	0		
Error	51	205,953	205,953	4,038				
Total	68	1888,266						

DQO								
FUENTE	GL	Sc SEC	Sc Ajustado	MC Ajustada	F	P	S	R-Cuad. (%)
Estanque	4	13597	13026	3256	2,83	0,034	33,9245	67,46
Día	13	108101	108101	8315	7,23	0		
Error	51	58694	58694	1151				
Total	68	180393						

FÓSFORO								
FUENTE	GL	Sc SEC	Sc Ajustado	MC Ajustada	F	P	S	R-Cuad. (%)
Estanque	4	0,064663	0,06826	0,017065	4,3	0,004	0,0629834	78,26
Día	16	0,720571	0,720571	0,045036	11,35	0		
Error	55	0,21818	0,21818	0,003967				
Total	75	1,003414						

NT								
FUENTE	GL	Sc SEC	Sc Ajustado	MC Ajustada	F	P	S	R-Cuad. (%)
Estanque	4	23,3	13,048	3,262	2,07	0,11	1,25399	81,06
Día	12	171,864	171,864	14,322	9,11	0		
Error	29	45,602	45,602	1,572				
Total	45	240,767						

NH₃								
FUENTE	GL	Sc SEC	Sc Ajustado	MC Ajustada	F	P	S	R-Cuad. (%)
Estanque	4	1,737	1,716	0,429	0,31	0,866	1,17205	60,63
Día	7	34,226	34,226	4,889	3,56	0,015		
Error	17	23,353	23,353	1,374				
Total	28	59,316						

SST								
FUENTE	GL	Sc SEC	Sc Ajustado	MC Ajustada	F	P	S	R-Cuad. (%)
Estanque	4	1231,4	1309,8	327,5	1,1	0,366	17,2632	68,53
Día	15	37064,1	37064,1	2470,9	8,29	0		
Error	59	17583,1	17583,1	298				
Total	78	55878,6						

ANEXO D. Comparaciones de Tukey

DBO				
ESTANQUE = E1 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E2	-1,348	0,7776	-1,734	0,4228
E3	-2,127	0,7776	-2,735	0,0625
E4	-2,36	0,7776	-3,035	0,0297
E5	-1,366	0,7776	-1,756	0,4099

ESTANQUE = E2 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E3	-0,779	0,7595	-1,025	0,8426
E4	-1,01	0,7595	-1,332	0,6731
E5	-0,017	0,7595	-0,023	1

ESTANQUE = E3 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E4	-0,2329	0,7595	-0,3066	0,998
E5	0,7614	0,7595	1,0025	0,853

ESTANQUE = E4 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E5	0,9943	0,7595	1,309	0,6869

DQO				
ESTANQUE = E1 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E2	-31,34	13,13	-0,2388	0,1353
E3	-23,1	12,82	-1,802	0,3839
E4	-29,09	12,82	-2,268	0,1721
E5	-40,77	12,82	-3,18	0,0203

ESTANQUE = E2 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E3	8,243	13,13	0,628	0,9699
E4	2,257	13,13	0,172	0,9998
E5	-9,428	13,13	-0,7182	0,9514

ESTANQUE = E3 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E4	-5,99	12,82	-0,467	0,99
E5	-17,67	12,82	-1,378	0,6442

ESTANQUE = E4 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E5	-11,69	12,82	-0,9114	0,8912

FÓSFORO				
ESTANQUE = E1 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E2	-0,04702	0,02276	-2,066	0,2495
E3	-0,06187	0,023	-2,69	0,0685
E4	-0,07962	0,02379	-3,347	0,0124
E5	-0,08624	0,02326	-3,707	0,0043

ESTANQUE = E2 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E3	-0,01485	0,02276	-0,652	0,9655
E4	-0,0326	0,02327	-1,401	0,6298
E5	-0,03923	0,02276	-1,724	0,4283

ESTANQUE = E3 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E4	-0,01775	0,02379	-0,746	0,9445
E5	-0,02438	0,02326	-1,048	0,8319

ESTANQUE = E4 restado a:				
ESTANQUE	Diferencia de medias	SE de diferencia	Valor T	Valor P ajustado
E5	-0,006628	0,02351	-0,282	0,9986