

**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN DE UN
ESTANQUE PILOTO EN LA RETENCIÓN Y RE-DIRECCIÓN DEL LODO
SEDIMENTADO EN EL EFLUENTE DE UNA ESTACIÓN PISCÍCOLA DE
TRUCHA ARCO IRIS (*Oncorhynchus mykiss*)**



**MAURICIO FERNANDO ORTIZ SARRIA
CARLOS ANDRÉS URREA CARDOZO**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN
2010**

**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN DE UN
ESTANQUE PILOTO EN LA RETENCIÓN Y RE-DIRECCIÓN DEL LODO
SEDIMENTADO EN EL EFLUENTE DE UNA ESTACIÓN PISCÍCOLA DE
TRUCHA ARCO IRIS (*Oncorhynchus mykiss*)**

**MAURICIO FERNANDO ORTIZ SARRIA
CARLOS ANDRÉS URREA CARDOZO**

**Trabajo de grado para optar el título de
ingeniero ambiental**

**Director del trabajo:
Ing. JAVIER ERNESTO FERNÁNDEZ MERA M.Sc.**

**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, septiembre de 2010.

DEDICATORIA

Agradezco a Dios por que cada día me da la fortaleza y sabiduría para enfrentarme al diario vivir, y que permitió que hoy pueda estar culminando un ciclo más de la vida.

A mi madre Adíela, por su constante y desinteresado apoyo, a mi familia por su compañía en este proceso, a mis amigos por su amistad, a Piedad por su apoyo, comprensión y cariño.

Mauricio Fernando Ortiz Sarria

Este trabajo de grado lo dedico a todos aquellos que me dieron su apoyo.

A Dios por darme la oportunidad de vivir.

A mis padres por estar siempre conmigo en todo momento. Por darme una profesión para mi futuro y creer en mi.

A mis hermanas por estar conmigo y apoyarme siempre, brindándome su comprensión.

A todos mis amigos el haber compartido momentos agradables y tristes.

En memoria de Frank mi fiel escudero.

Carlos Andrés Urrea Cardozo

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este documento expresan su agradecimiento a:

Este estudio no hubiera sido posible sin la financiación del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, desarrollado por la Universidad del Cauca y el Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca (CREPIC).

Al ingeniero Javier Ernesto Fernández Mera, por haber sido nuestro director de tesis, haber creído en nosotros y darnos sus enseñanzas.

A los ingenieros Guillermo Chaux y Paulo Mauricio Espinosa por sus conocimientos, sus aportes y sus observaciones.

Al ingeniero Carlos Andrés de la Cruz, a las profesoras Nury Pinto y Liliana Florez, a los demás profesores y a nuestros amigos.

A los señores Henry Guañarita, Cesar Ortega y Manuel Ñañez por su valiosa colaboración.

CONTENIDO

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN _____	15
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA _____	17
3. JUSTIFICACIÓN _____	21
4. MARCO TEÓRICO _____	23
4.1. CONTAMINACIÓN HÍDRICA EN LA INDUSTRIA PISCÍCOLA ____	23
4.2. ORIGEN Y FACTORES QUE AFECTAN LA PRODUCCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS _____	24
4.3. LODOS GENERADOS EN LOS PROCESOS DE PISCICULTURA	25
4.4. CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS PISCÍCOLAS _____	26
4.4.1. Características físico-químicas de los lodos producidos en los estanques de cultivo de peces _____	26
4.4.2. Contenido de nutrientes _____	26
4.4.3. Contenido de metales pesados _____	27
4.4.4. Patógenos _____	28
4.5. ESTANQUES PISCÍCOLAS _____	29
4.6. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES PISCÍCOLAS _____	34
4.7. EFECTO DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN EN EL TRANSPORTE DE LOS SEDIMENTOS _____	37
4.8. FLUJO EN ESTANQUES PISCÍCOLAS _____	38

4.9. SEDIMENTACIÓN, RE-SUSPENSIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE SÓLIDOS ACUÍCOLAS SEDIMENTABLES _____	40
5. OBJETIVOS _____	43
5.1. OBJETIVO GENERAL _____	43
5.2. OBJETIVO ESPECÍFICO _____	43
6. METODOLOGÍA _____	45
6.1. ZONA DE ESTUDIO _____	45
6.2. CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA _____	46
6.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO _____	50
7. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS _____	53
7.1. TEMPERATURA _____	53
7.2. CAUDAL _____	53
7.3. SÓLIDOS SUSPENDIDOS _____	54
7.4. RETENCIÓN DE LODO _____	55
7.5. ACUMULACIÓN DE LODO _____	56
8. CONCLUSIONES _____	59
9. RECOMENDACIONES _____	61
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS _____	63
ANEXOS _____	71

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Concentraciones de SST en la cría de trucha arco iris _____	24
Tabla 2. Una comparación del contenido de nutrientes de los lodos de la trucha arco iris, con estiércol de animales _____	26
Tabla 3. Los componentes químicos de los lodos utilizados en experimentos (peso fresco) _____	27
Tabla 4. Concentración de metales pesados y micronutrientes en el estiércol de trucha arco iris, ganado lechero, aves de corral y de cerdo _____	28
Tabla 5. La tasa de sedimentación y el tamaño de las partículas de bio-sólidos en la estaciones acuícolas _____	41
Tabla 6. Peso específico de los bio-sólidos en las estaciones acuícolas _____	41
Tabla 7. Parámetros medidos, puntos y frecuencia de muestreo en la planta piloto en las tres primeras réplicas _____	49
Tabla 8. Parámetros medidos, puntos y frecuencia de muestreo en la planta piloto en la última réplica _____	49
Tabla 9. Parámetros medidos, puntos y frecuencia de muestreo en la planta piloto en cierre de cada réplica _____	49
Tabla 10. Referencia de los procedimientos de muestreo y laboratorio _____	50
Tabla 11. Media y rango de la temperatura (°C) del efluente _____	53
Tabla 12. Media y desviación estándar (D.E.) para el caudal (L/s) _____	54
Tabla 13. Concentraciones de entrada y salida de SST (mg/L) _____	55
Tabla 14. Porcentaje de retención de los SST _____	55
Tabla 15. Valores en la acumulación de lodo _____	57

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Raceway de Foster-Lucas _____	30
Figura 2. Raceway de Burrows _____	30
Figura 3. Raceway de Mock _____	31
Figura 4. Vista en planta de las celdas del raceway _____	31
Figura 5. Raceway de celdas mixtas en el invernadero del Freshwater Institute; construido con madera estructural y cubierto con polietileno de alta densidad _____	32
Figura 6. Esquema del sistema de tratamiento de aguas residuales _____	32
Figura 7. Fuerzas que actúan en la capa de lodos _____	38
Figura 8. Flujo distribuido de forma uniforme sobre toda la superficie de sedimentación _____	39
Figura 9. Flujo no uniforme causado por la entrada estrecha y el vertedero de salida, reducen el área efectiva de sedimentación _____	39
Figura 10. Ubicación de la Estación Piscícola Chiliglo (corregimiento de Coconuco) _____	45
Figura 11. Esquema general de la planta piloto _____	47
Figura 12. Dimensiones estanques piloto _____	48
Figura 13. Porcentaje promedio de retención de SST en los estanques _____	56

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
ANEXO A. ECUACIONES EMPLEADAS PARA LOS PORCENTAJES DE ACUMULACIÓN DE LODOS _____	73
ANEXO B. VALORES RECOLECTADOS EN LA ESTACIÓN PISCÍCOLA CHILIGLO _____	77
ANEXO C. FIGURAS DEL COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA DEL EFLUENTE _____	83
ANEXO D. FIGURAS DEL COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES _____	87
ANEXO E. ESTADÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE PARED, FONDO Y RETENCIÓN DE SÓLIDOS _____	91
ANEXO F. DIAGRAMAS DE CAJAS _____	95
ANEXO G. RESULTADOS DE LA PRUEBA H DE KRUSKAL-WALLIS _____	99
ANEXO H. MATERIAL FOTOGRÁFICO DE LA ESTACIÓN PISCÍCOLA CHILIGLO _____	103

RESUMEN

En la Estación Piscícola Chiliglo, ubicada en el municipio de Puracé, se evaluó la influencia del ángulo de inclinación de la pared en un estanque piloto, para el direccionamiento del lodo sedimentado de un efluente piscícola de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*); el estudio se realizó con cuatro réplicas de muestreo para su observación.

Los resultados obtenidos se evaluaron a nivel de escala piloto con tres estanques que consideraron paredes con ángulos de inclinación de 30, 45 y 60° con caudal constante. El desempeño del sistema se valoró basándose en la capacidad de direccionamiento de los lodos hacia el canal de recolección.

Se estudió la ubicación y acumulación del lodo retenido tanto en la pared como en el fondo de los estanques piloto, para su posterior extracción y tratamiento; encontrando que el estanque con pared inclinada de 60°, es el que posee la menor cantidad de lodo retenido en la pared y el de mayor cantidad de lodo acumulado en el fondo del mismo.

Palabras clave: estanque piloto, direccionamiento del lodo, efluentes piscícolas, paredes inclinadas.

1. INTRODUCCIÓN

La acuicultura es una actividad humana milenaria orientada a la producción de alimento, que, en las últimas dos décadas, ha sido la actividad alimentaria que ha tenido el mayor y más rápido desarrollo productivo y tecnológico, con apreciables manifestaciones en zonas rurales y urbanas de las economías en desarrollo de varias partes del mundo; tanto en los niveles de empleo como en los impactos ambientales derivados del uso de los recursos naturales. Por otra parte, las expectativas de crecimiento y diversificación, presentes y futuras, deben enfrentar nuevas y crecientes restricciones en el acceso a los recursos y la eficiencia de los sistemas naturales, lo que hace que las interacciones del sector acuícola necesiten de estrategias que aseguren que el desarrollo y crecimiento futuros de la actividad, sea sustentable (Martínez, 2008).

La producción controlada de algunas especies de peces ha surgido como una alternativa, inicialmente en forma experimental y luego a escala industrial. Esta actividad constituye lo que se conoce como la piscicultura, que es uno de los renglones de producción más novedosos en la industria del sector acuícola. En otras palabras, se puede afirmar que la piscicultura tiene como objeto, la obtención de peces para el consumo humano, los cuales en la pesca o libre captura no pueden ser proporcionados en cantidades suficientes y que tratándose específicamente de la producción de proteína de calidad dietaria, ni la ganadería tropical, ni otras fuentes de producción animal, como la porcicultura y la avicultura, pueden ofrecer (Zuluaga, 2006).

La acuicultura ha sido muy desarrollada en los últimos años para servir a dos propósitos principales: la seguridad alimentaria y generación de ingresos (Wik *et al.*, 2009). El crecimiento del sector acuícola se refleja no sólo en el incremento de las toneladas de producción de las especies tradicionales, sino también en el número de nuevas especies cultivadas (Hernández *et al.*, 2009). En consecuencia, el desarrollo de la acuicultura requiere una mayor proporción de los recursos naturales y tiene un mayor impacto ambiental. La producción intensiva de la acuicultura, aumenta los residuos en la alimentación, materiales de desecho como materia orgánica, nutrientes y sólidos suspendidos, lo que repercute directamente en el agotamiento del oxígeno, la eutrofización y la turbiedad en las aguas receptoras. Parte de esos desechos se depositan en el fondo del estanque, y los restantes son retirados con el efluente durante la producción. Los medios de reducir al mínimo el impacto ambiental de los efluentes del estanque incluyen minimizar la utilización de nutrientes, la gestión de drenaje para retener la mayoría de los nutrientes en el sistema de tratamiento, y maximizar el uso de materiales sobrantes, tanto en el agua como en los sedimentos (Wik *et al.*, 2009).

Otro inconveniente es la interacción química causada por la descarga de los efluentes de las estaciones acuícolas, los cuales pueden contener residuos de productos terapéuticos (control de enfermedades) (UICN *et al.*, 2007). El impacto que presenta la acuicultura en el ambiente en general no es menos sorprendente que el que se muestra con el vertimiento de aguas residuales domésticas, ya que se estima que el 90% del total de estas, en los países en desarrollo se vierten sin tratar directamente a los ríos, los lagos o los océanos. Estas descargas son la razón de zonas muertas desoxigenadas, las cuales están creciendo rápidamente en los mares y océanos. Actualmente se estima que 245.000 km² de los ecosistemas marinos se ven afectados con los impactos de la pesca, medios de subsistencia y la cadena alimentaria (Corcoran *et al.*, 2010). La mayoría de los impactos potenciales de la acuicultura se pueden gestionar y minimizar si se conocen los procesos que se llevan a cabo (UICN *et al.*, 2007).

El agua residual contamina los ecosistemas de agua dulce y los costeros, amenazando la seguridad alimentaria, y el acceso al agua potable. Además la forma en que se producen los alimentos utiliza 70 – 90% del agua dulce disponible, devolviendo gran parte de la misma al sistema con nutrientes adicionales y contaminantes. Es un efecto dominó como la contaminación agrícola aguas abajo se une con los desechos humanos e industriales (Corcoran *et al.*, 2010). Por otro lado, los recursos de agua dulce se ven reducidos por la contaminación. Unos 2 Mt de desechos son arrojados diariamente en aguas receptoras, incluyendo residuos industriales y químicos, vertidos humanos y desechos agrícolas. Asumiendo que 1 L de aguas residuales contamina 8 L de agua dulce (NU, 2003).

Al tener un incremento en la actividad acuícola necesariamente se observa un aumento acelerado del uso del recurso hídrico. Para producir 1 t de trucha se requieren 30 L/s y para producir 1 t de tilapia se requieren 15 L/s, y según la encuesta Nacional Agropecuaria que realiza el Ministerio de Agricultura de Colombia, se pudo establecer que para el segundo semestre del año 2000 se produjeron 18,95 kt de peces entre tilapia, trucha, mojarra, bocachico, carpa, etc., que consumieron 63.168 L/s en el mes, es decir cerca de 2 Gm³ de agua por año (Cruz, 2002).

La preocupación por estos aspectos ha aumentado, ello conlleva a la evaluación de su estado real, y la necesidad de la implementación de técnicas de producción más limpia; dentro de este contexto es indispensable que desde el campo de la ingeniería ambiental se realicen investigaciones para afianzar conocimientos que produzcan el diseño y construcción de tratamientos alternativos eficientes y económicamente viables para generar un mejor control de la contaminación por parte de la industria piscícola.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Aunque el agua es el elemento más abundante en la Tierra, únicamente 2,53% del total es agua dulce y el resto es agua salada. Aproximadamente las dos terceras partes del agua dulce se encuentran inmovilizadas en glaciares y en nieves perpetuas. A la cantidad natural de agua dulce existente en lagos, ríos y acuíferos se agregan los 8.000 km³ almacenados en embalses. Los recursos hídricos son renovables (excepto ciertas aguas subterráneas), con enormes diferencias de disponibilidad y amplias variaciones de precipitación estacional y anual en diferentes partes del mundo. El consumo de agua per cápita aumenta (debido a la mejora de los niveles de vida), la población crece y en consecuencia el porcentaje de agua objeto de apropiación se eleva. Si se suman las variaciones espaciales y temporales del agua disponible, se puede decir que la cantidad de agua existente para todos los usos está comenzando a escasear y ello conlleva a una crisis del agua (NU, 2003).

Las proyecciones demográficas de Naciones Unidas prevén en torno a 9.200 millones de personas en el mundo para el año 2050 (Marbá, 2010). Esta cifra está dentro de los límites de capacidad de carga que tiene el planeta teniendo en cuenta los recursos limitantes para mantener a la población, esto es, agua dulce y terreno agrícola disponibles para la producción de alimento. En este momento estamos en torno a los 6.000 millones de habitantes y ya se observa que, en muchas zonas del planeta, la disponibilidad de agua dulce es muy baja; y según las previsiones a futuro, llegará a la escasez de este recurso, con lo que una mayor utilización del mismo sería un claro factor limitante (Marbá, 2010).

Por otra parte, se necesitaría incrementar el terreno agrícola en 50 – 70% respecto de los niveles actuales para cubrir las necesidades de alimentación para mediados de siglo. Sin embargo, se está observando una disminución del terreno agrícola que se utiliza per cápita, y considerando la pérdida de terreno agrícola debido a la erosión del suelo, la salinización y la expansión de terreno urbano e industrial, entonces conseguir un nuevo terreno agrícola no parece una opción posible (Marbá, 2010).

Asimismo, la producción pesquera está estancada y muchos de los stocks están sobre-explotados; de esta manera, y dado que el modelo de pesquerías actual no es sostenible, no puede convertirse tampoco en una fuente de alimento para esa población creciente. Teniendo en cuenta que la acuicultura es, el sector de producción de alimento que crece más rápido, en torno a un 7% anual según Marbá (2010) (lo cual se explica principalmente por el crecimiento substancial de la última década en la acuicultura de Asia y Suramérica (La Pesca y Acuicultura en Europa, 2009; citado por CEPAL *et al.*, 2010)), la demanda mundial de

productos pesqueros se ha duplicado en las últimas tres décadas por el incremento de la población y por un aumento en el consumo per cápita de peces y mariscos, que ha pasado de 11 Kg/persona/año en 1970 a casi 20 en el 2007 (Hernández *et al.*, 2009).

La situación de los recursos pesqueros en el mundo es dramática, la FAO (citado por CEPAL *et al.*, 2010) reporta que en general, el 80% de las 523 poblaciones de peces mundiales seleccionadas sobre las que se dispone de información de evaluación han sido registradas como completamente explotadas o sobre-explotadas (o agotadas y en recuperación del agotamiento). De ellas 52% están ya completamente explotadas, el 19% están sobre-explotadas y el 8% agotadas o en recuperación. Por tanto, no se espera un aumento en su rendimiento en el futuro inmediato. Solo el 20% de los stocks restantes serán capaces de generar aumentos en los rendimientos actuales, sin embargo, estos representan en general especies de menor valor comercial (CEPAL *et al.*, 2010).

En tanto se puede observar que prácticamente todos los países de la región Latinoamericana han emprendido o están emprendiendo producciones acuícolas, países como Chile, Brasil, México, Ecuador y Colombia son los principales productores, representando el 89% de la producción acuícola total obtenida en la región. Y todos ellos consideran a la acuicultura como una actividad estratégica en sus economías (Luchini & Panné, 2008).

Varios de estos países de producción truchera, siguen empleando canales de flujo continuo (raceways) excavados y/o en concreto. El sistema de producción en tierra para esta especie, está basado en general en raceways que requieren un alto abastecimiento y recambio de agua de excelente calidad (Luchini & Panné, 2008).

En cuanto a la producción colombiana, al igual que la mundial, se ha especializado en el cultivo de camarón, tilapia, trucha y cachama, que representa el 96,3% de la producción nacional piscícola y el 65,3% de la producción acuícola. El departamento del Cauca cuenta en el ámbito nacional, con una relativa importancia en la producción de trucha arco iris, con 193 t, que representan el 10% de la producción nacional para 2002. Aunque enfrenta ciertos problemas en el desarrollo de la actividad piscícola del departamento, como lo son: las deficiencias de logística en la cadena, la ausencia de programas de investigación y desarrollo, la carencia de normas de control en materia ambiental, sanidad e inocuidad (DNP, 2007).

En fin, el problema derivado del incremento de la actividad acuícola, desde una escala de consumo local a una de consumo global, es que las repercusiones ambientales se han amplificado (Martínez, 2008). Ya que el desarrollo de la acuicultura requiere de gran cantidad de recursos, lo que conlleva un gran impacto ambiental, debido a que el aumento de la producción también incrementa los requerimientos de alimento y en consecuencia aumentan los desechos en los

efluentes, incluyendo materia orgánica, nutrientes y sólidos suspendidos (Lin & Yi, 2003).

Se considera que los alimentos son responsables de más de la mitad de los impactos ambientales (Roque *et al.*, 2009a). Es decir los regímenes de alimentación en la acuicultura pueden desempeñar un papel importante en la determinación de la calidad y el potencial impacto ambiental o no de los peces en los efluentes acuícolas. La mayor parte de los sólidos disueltos y suspendidos, materia orgánica é inorgánica contenida en los efluentes de producción acuícola intensiva se derivan de los insumos alimenticios, ya sea directamente en la forma de los productos finales de los alimentos o en la digestión y el metabolismo o indirectamente a través de la eutrofización y el aumento de la productividad natural (Tacon & Forster, 2003). La presencia de sólidos suspendidos (SS) provenientes de los efluentes actúan directamente sobre los peces silvestres provocando obstrucciones, y al ser abrasivos para sus branquias suprime su sistema inmunológico, dando lugar a una mayor susceptibilidad a enfermedades (Ellis, 1944; 1981; Cordone & Kelley, 1961; Kemp, 1949; Redding & Schreck, 1983; Redding *et al.*, 1987; citados por Bilotta & Brazier, 2008). Además los altos niveles de SS en cuerpos de agua pueden tener importantes efectos perjudiciales sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de estas (Bilotta & Brazier, 2008).

Por lo tanto, es importante limitar estos impactos ambientales negativos de los efluentes de la acuicultura, enfocándose en: tratar los efluentes piscícolas de las estaciones antes de la descarga; limitar la concentración en los vertidos de las estaciones piscícolas; desarrollar estrategias adecuadas en la eliminación de los sedimentos del estanque para su correcta disposición o para el aprovechamiento de los mismos.

3. JUSTIFICACIÓN

La intensificación de la práctica de la acuicultura, en respuesta a las presiones del mercado, se ha traducido en explotaciones de cada vez más peces y su correspondiente generación de importantes volúmenes de sólidos suspendidos. Como las explotaciones de los peces crecen en cantidades más grandes, la separación en el sitio, de sólidos en el flujo del agua antes de su descarga se vuelve más significativa (Loix, 2006). Los productos de descomposición de los sólidos son más difíciles de eliminar en los efluentes acuícolas (MacMillan *et al.*, 2003). Especialmente cuando un número de estaciones piscícolas se encuentran cerca de un río o en el caso de las estaciones marinas, donde las descargas se hacen cerca o en el mar. La necesidad de tratamiento se acentúa cuando la tasa de dilución del efluente por el caudal del río residual o las mareas del mar es baja (Loix, 2006).

El estado del arte referente a este tema muestra como el diseño de diferentes tipos de estanques en piscicultura ha presentado inconvenientes como desarrollo de zonas muertas por la inadecuada distribución del flujo, zonas con escaso nivel de oxígeno disuelto (OD) que evitan el desarrollo óptimo de los peces y distribución desigual de los peces en los estanques (Cripps & Poxton, 1992).

En otras palabras, las estaciones piscícolas ya existentes enfrentan la necesidad de encontrar sistemas de tratamiento de sus aguas residuales. Esto acelera el desarrollo de sistemas de producción intensivos, con sistemas de ahorro del agua para el cultivo de peces (Hernández *et al.*, 2009). La principal razón para el tratamiento de los sólidos en el flujo es reducir los impactos negativos sobre el ambiente que rodea los sistemas acuáticos y mantener la calidad del agua (Cripps & Bergheim, 2000). De hecho, gracias a la competencia en las demandas de recursos por parte de la sociedad ahora se aplican buenas prácticas ambientales y es una manera eficaz de prevenir y/o reducir la contaminación generada a partir de las estaciones piscícolas (IDEQ, 1998). La importancia de este trabajo investigativo se basa precisamente en la aplicación de tales prácticas enfocadas a la piscicultura y específicamente a la producción de trucha.

La separación de los sólidos del efluente principal de las estaciones piscícolas antes de su vertimiento a las fuentes incluye diferentes alternativas, desde estanques de sedimentación, lagunas de oxidación, filtración a través de mallas mecánicas (Varadi *et al.*, 2009) y más recientemente la separación en los estanques de producción (Davidson & Summerfelt, 2004). La utilización del estanque como sistema de separación de los sólidos suspendidos, no solo ayuda en la reducción de costos en el sistema de tratamiento, también permite su

espesamiento y secado para un mejor aprovechamiento de los lodos en otras actividades, como la producción de bio-abono.

Dentro de este contexto esta propuesta de trabajo de grado se integra al programa de investigación “Una producción piscícola ambientalmente sostenible”, que desarrolla la Universidad del Cauca y el Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca (CREPIC), con financiación del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia. En este estudio se determinó la viabilidad del uso de prototipos de estanques con paredes inclinadas, evaluando la retención de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes en el efluente de la Estación Piscícola Chiliglo en el municipio de Puracé, a través de tres estanques piloto con diferentes ángulos de inclinación (30, 45 y 60°) en los cuales se simuló la mejor alternativa para la recolección de los lodos dentro de un estanque piscícola de cría de trucha arco iris.

Con lo anterior el nuevo diseño del estanque para el cultivo de trucha, permitiría que el sólido sea re-direccionado hacia un canal de recolección del estanque a través de la utilización de paredes inclinadas a una zona que facilite la evacuación del lodo y su posterior tratamiento. Además tendría varios puntos estratégicos para su implementación y éxito como; fácil construcción, no requiere personal calificado para su operación y mantenimiento, optimización del recurso hídrico, la captura de los peces en el estanque es fácil, su funcionamiento no requiere de electricidad, reducirá eficazmente la concentración de los sólidos suspendidos en los cuerpos de agua receptoras, los peces no deben ser cambiados del estanque para su limpieza, convirtiéndose este estanque en una gran herramienta y ayuda para el fortalecimiento de la Cadena Productiva Piscícola en Colombia.

MARCO TEÓRICO

4.1. CONTAMINACIÓN HÍDRICA EN LA INDUSTRIA PISCÍCOLA

Todos los desechos (excepto los gases), contribuyen a la formación de residuos sólidos. Dichos sólidos están compuestos por material orgánico e inorgánico (SAGPyA, 2006). En los últimos años la acuicultura se ha venido desarrollando fuertemente, pero su desarrollo requiere de gran cantidad de recursos, lo que conlleva un gran impacto ambiental (Lin & Yi, 2003). Por otra parte, la producción de peces, inevitablemente causa la generación de residuos. Estos residuos se excretan en el agua en la que viven los peces, con lo que se deteriora la calidad de este recurso (Varadi *et al.*, 2009), luego estos sólidos se descomponen dentro del sistema llegando a degradar la calidad del agua y por lo tanto afectar directamente la salud de los peces y el rendimiento en los estanques (MacMillan *et al.*, 2003). Estos desechos de los peces son diferentes en sus características a los desechos domésticos y a los industriales, y también difieren según la especie de pez que se esté cultivando. Según su fisiología, la producción de heces en las distintas especies es diferente y contienen material digerido y no digerido, acompañado de una cantidad de mucus de diferente constitución que variará también, según la especie (SAGPyA, 2006).

La materia fecal es más densa que el agua y se deposita en el fondo de los estanques, pero las pequeñas partículas a menudo flotan (SAGPyA, 2006). El tratamiento de aguas residuales domésticas ha sido bien estudiado por más de 40 años, en comparación con el tratamiento de los efluentes acuícolas (Cripps & Kelly, 1996; citados por Sindilariu, 2007). Con las nuevas tecnologías en acuicultura se espera que tengan significativamente una menor construcción, mantenimiento y gastos de funcionamiento que los sistemas convencionales en el caso de tratamiento de aguas residuales (Varadi *et al.*, 2009). Sin embargo, al ser los desechos de los peces diferentes en sus características a los desechos domésticos e industriales, los tratamientos de estos últimos están limitados para su uso directo en acuicultura y requieren modificaciones (SAGPyA, 2006).

Los SS son una causa muy importante en el deterioro de la calidad del agua que conduce a cuestiones estéticas, mayores costos de tratamiento de las aguas, la disminución de los recursos pesqueros y la degradación de graves daños en los ecosistemas acuáticos. La magnitud del efecto de los SS sobre los ambientes acuáticos depende de la concentración, la duración de la exposición, la composición química y la distribución del tamaño de las partículas de los sólidos, pero varían entre los organismos y el ambiente (Bilotta & Brazier, 2008). Las concentraciones de los sólidos suspendidos totales (SST) no deben superar los 80

mg/L para la salud óptima de los peces de agua dulce (Summerfelt, 1999; citado por Sindilariu, 2007). En la Tabla 1 se reportaron las concentraciones de SST en efluentes de estaciones piscícolas de trucha.

Tabla 1. Concentraciones de SST (mg/L) en la cría de trucha arco iris.

Media	Rango	Ubicación	Autor
6,9	–	Suecia	Cripps, 1995
6,3	–	EE. UU.	Summerfelt <i>et al.</i> , 1997
6,9	1,6 – 14,1 0 – 20,1	–	Hennessy <i>et al.</i> ; 1991; Bergheim <i>et al.</i> , 1993a,b; Cripps, 1995; citados por Cripps & Bergueim, 2000
7,9	4,5 – 17,5	EE. UU.	Cunningham, 2003
–	1,5 – 11,4	–	Midlen & Redding, 1998; citados por Pulatsu <i>et al.</i> , 2004
7,1	0 – 28	EE. UU.	Maillard <i>et al.</i> , 2005
6,4	1,9 – 9	EE. UU.	Viadero <i>et al.</i> , 2005
6,2	–	EE. UU.	Stewart <i>et al.</i> , 2006
6,82	–	Colombia	De la Cruz & Salazar, 2007
7,55	–	Alemania	Sindilariu <i>et al.</i> , 2007
6,7	1 – 10,5	Colombia	Montaño & Sandoval, 2008
7,18	–	Alemania	Sindilariu <i>et al.</i> , 2008
6,4	3 – 14	EE. UU.	Davidson <i>et al.</i> , 2009
7,3	–	Dinamarca	Roque <i>et al.</i> , 2009

4.2. ORIGEN Y FACTORES QUE AFECTAN LA PRODUCCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS

En una estación piscícola, los sólidos suspendidos y los nutrientes disueltos se originan a partir de:

- Alimento no ingerido
- Metabolismo de los peces al producir heces
- Sólidos llevados a la estación por el flujo de agua
- Crecimiento de las micro-algas y bacterias

La producción de sólidos suspendidos en una estación piscícola se ve afectada por una serie de factores, incluyendo:

- Calidad del alimento
- Tasa de alimentación
- Método de alimentación

- Tipo de cambio de agua
- Hidráulica del estanque
- Densidad de la población de peces
- Nivel de oxígeno disuelto
- Eficiencia en la gestión piscícola y los conocimientos del personal

La cantidad de alimento no consumido se puede reducir con un régimen alimenticio cuidadoso que suministre la cantidad correcta de alimento requerido por el pez y provea la calidad del agua después de la conversión del alimento. Se han llevado a cabo avances substanciales en las tasas de conversión de alimentos y reducciones en las heces generadas, mediante la mejora de la dieta del pez; por ejemplo, con el uso de ingredientes con alta digestibilidad y dietas que han coincidido con los requerimientos de las especies de peces. La selección de los ingredientes de los alimentos puede influir en la estabilidad física de las heces en su camino hacia el punto en que se eliminan por sedimentación y/o filtración (Loix, 2006).

4.3. LODOS GENERADOS EN LOS PROCESOS DE PISCICULTURA

Los lodos comprenden el alimento para peces no consumido, la materia fecal, los productos de los metabolitos solubles y también las partículas del agua que entran a los estanques. El lodo de los peces puede ser descrito como parte de los residuos de sólidos del flujo en una estación piscícola. El contenido de agua de los lodos depende del sistema utilizado para separar las fracciones sólidas y las líquidas. Los peces de una piscifactoría son alimentados con alimentos granulados para proporcionar una dieta equilibrada para las tasas de crecimiento óptimo. El lodo de los peces contiene nutrientes y materia orgánica que tienen un potencial para la difusión de las tierras agrícolas para reducir la cantidad de fertilizantes inorgánicos que requiere. Además, la reutilización de los nutrientes puede ofrecer opciones de eliminación de bajo costo. Sin embargo, los lodos de los peces pueden contener sustancias nocivas, tales como metales pesados y agentes patógenos que limitarían su disposición para el uso como fertilizante (Chadwick *et al.*, 2006).

4.4. CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS PISCÍCOLAS

4.4.1. Características físico-químicas de los lodos producidos en los estanques de cultivo de peces

La composición química de los lodos de los peces se puede esperar que cambie debido a las diferencias en las prácticas de manejo, la especie, la edad, el tamaño de los peces, la alimentación, el manejo del estiércol, las condiciones de almacenamiento (Naylor *et al.*, 1999; citados por Salazar & Saldana, 2007), el ambiente acuático (agua dulce o salada), la dinámica del flujo del agua y la eficiencia del desagüe. Debido a las diferentes eficiencias de los sistemas de desagüe, es mejor comparar el contenido de nutrientes en función del peso seco (Chadwick *et al.*, 2006).

4.4.2. Contenido de nutrientes

El contenido de nutrientes medidos en los lodos provenientes de los cultivos de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), se encuentra en el rango de los diferentes estiércoles de ganado lechero, aves de corral y el cerdo (ver Tabla 2) (Chadwick *et al.*, 2006); (Naylor *et al.*, 1999; citados por Salazar & Saldana, 2007).

Tabla 2. Una comparación del contenido de nutrientes de los lodos de la trucha arco iris, con estiércol de animales.

Peso seco (g/kg)	Trucha arco iris	Ganado lechero	Aves de corral	Cerdo
Fosforo	0,06 – 0,47	< 0,01 – 0,25	0,01 – 0,40	0,04 – 0,65
Nitrógeno	0,20 – 0,39	0,01 – 1,01	0,13 – 1,50	0,06 – 1,00
Potasio	< 0,01 – 0,02	0,01 – 0,65	0,06 – 0,54	0,05 – 0,63

Fuente: Chadwick *et al.*, 2006.

Esto sugiere que los lodos de la trucha arco iris podrían ser utilizados de una forma similar al estiércol (ver Tabla 3) (Chadwick *et al.*, 2006). Estudios de campo y de laboratorio han demostrado el uso potencial de este tipo de residuos orgánicos en los cultivos (Smith, 1985; citado por Salazar & Saldana, 2007). Además, estudios geotécnicos han mostrado que hay una proporción importante de estos suelos con niveles bajos o moderados de nutrientes. Así, el reciclado de los lodos como fertilizante de peces representa una oportunidad para reducir el riesgo directo de la contaminación del agua por la industria de la piscicultura y aumentar la fertilidad del suelo (Salazar & Saldana, 2007).

Los lodos de los peces de agua dulce contienen cantidades relativamente pequeñas de N Total y la mayoría de este (80%) esta en su forma orgánica. La mayoría del N que no sea utilizado por los peces se desecha en forma disuelta en el agua. Los peces excretan la mayoría de sus residuos nitrogenados a través de las agallas como $\text{NH}_3(\text{ac})$ (Chadwick *et al.*, 2006).

Tabla 3. Los componentes químicos de los lodos utilizados en experimentos (peso fresco).

Tipo de lodos	Selección de los componentes químicos (valores medios)						
	Masa seca (%) ¹	N Total (kg/m ³)	N-NH ₄ (%) ¹	P Total (kg/m ³)	K Total (kg/m ³)	Na Total (kg/m ³)	pH
Ganado ²	2,2	0,9	52	0,23	1,82	0,13	7,1
Rango	0,9 – 4,5	0,29 – 1,9	37 – 66	0,09 – 0,43	0,81 – 3,67	0,11 – 0,16	6,8 – 7,3
Lubina ³	14,5	3,3	–	0,07	0,75	8,3	7,2
Rango	14 – 15	–	–	–	–	4,5 – 12	–
Rodaballo ⁴	4,3	0,64	39	0,36	0,33	7,61	7,2
Rango	3,3 – 6,1	0,4 – 0,83	18 – 60	0,11 – 0,79	0,26 – 0,38	5,94 – 9,19	6,8 – 7,3
Trucha ⁵	1,3	1,37	58	0,38	0,01	0,09	5,9
Rango	0,5 – 2,4	0,83 – 2,1	35 – 78	0,14 – 0,9	0 – 0,02	0,07 – 0,11	5,3 – 6,4

1. Calculado como % peso/volumen. 2. *Bos taurus cv. Friesian*. 3. *Dicentrarchus labrax*. 4. *Psetta maxima*. 5. *Oncorhynchus mykiss*. Fuente: Chadwick *et al.*, 2006.

4.4.3. Contenido de metales pesados

Como en el caso de los estiércoles de ganado (ver Tabla 4), trazas de metales son añadidos a los alimentos en forma de paquetes de minerales esenciales para garantizar que los nutrientes de la dieta se proporcionan para los cultivos de animales acuáticos (EPA, 2004; citado por Salazar & Saldana, 2007). El contenido de metales pesados en los lodos acuícolas puede generar problemas si se aplican a los suelos ácidos, donde podría resultar en absorción por la planta y el transporte en los ecosistemas sensibles y frágiles (Chadwick *et al.*, 2006).

Tabla 4. Concentración de metales pesados y micronutrientes en el estiércol de trucha arco iris, ganado lechero, aves de corral y de cerdo.

Elemento	Tipo de estiércol (mg/kg, peso seco)			
	Trucha arco iris ¹	Ganado lechero ²	Aves de corral ²	Cerdo ²
As	2,20	1,44	0,46	1,68
Rango	0,46 – 4,62	< 0,10 – 4,48	0,15 – 0,82	< 0,10 – 6,7
Cd	1,13	0,33	1,06	0,30
Rango	0,04 – 2,55	< 0,10 – 1,74	0,44 – 2,04	< 0,10 – 0,84
Co	1,82	–	–	–
Rango	0,15 – 3,64	–	–	–
Cr	3,86	5,64	4,57	2,82
Rango	0,11 – 14,90	<0,20 – 12,9	2,14 – 7,06	< 0,20 – 6,81
Cu	33,4	62,3	64,8	351
Rango	17 – 66	<1 – 352	49,4 – 74,8	< 1 – 807
Fe	1.942	–	–	–
Rango	410 – 4.085	–	–	–
Hg	0,05	–	–	–
Rango	0,00 – 0,19	–	–	–
Mn	487,8	–	–	–
Rango	151 – 1.525	–	–	–
Ni	4,94	5,4	7,1	10,4
Rango	0,56 – 17,92	0,10 – 11,4	4,5 – 11,4	< 0,10 – 49,8
Pb	5,54	0,33	8,37	2,48
Rango	0,86 – 29,62	< 1,0 – 16,9	3,36 – 14,80	< 0,10 – 9,74
Se	0,50	–	–	–
Rango	0,28 – 1,29	–	–	–
Zn	60,49	209	459	575
Rango	274 – 916	< 5 – 727	350 – 632	< 5 – 2.500

Fuente: 1. Naylor *et al.*, 1999; 2. Nicholson *et al.*, 1999.

4.4.4. Patógenos

No se encontró literatura sobre los impactos de las aplicaciones de los lodos de los peces en las transferencias de patógenos a las tierras agrícolas. El riesgo de transmisión de patógenos de la acuicultura a los seres humanos y el ganado doméstico sigue siendo una posibilidad a través de esta ruta (Chadwick *et al.*, 2006).

4.5. ESTANQUES PISCÍCOLAS

Los diferentes diseños de estanques para la cría de organismos acuáticos, dependen principalmente de la especie del pez. Los estanques más utilizados en piscicultura son los de tipo circular y rectangular, siendo estos poco profundos. El material de construcción del estanque difiere si este es permanente o temporal.

Los estanques circulares eliminan eficazmente los residuos en la práctica intensiva del cultivo de peces. Estos tienen sifones en el centro del piso donde son evacuados los sólidos. Se han diseñado y construido estanques circulares para mejorar la calidad del agua, para producir una distribución más uniforme del flujo, para reducir la manipulación del pez, para aumentar los niveles de OD, y para mejorar la auto-limpieza. Los inconvenientes que presentaron estos estanques de peces fueron que incluían el desarrollo de zonas muertas y la acumulación de los residuos por la distribución del flujo (Cripps & Poxton, 1992). Estos estanques han sido diseñados y operados para ejercitar de manera efectiva el pez y una rápida descarga de sólidos (Davidson & Summerfelt, 2004).

Los silos y raceways verticales son estanques verticales con una profundidad mayor que su anchura. Potencialmente tenían ventajas en comparación con los estanques horizontales, como la reducción de las necesidades de espacio, la mejora de auto-limpieza y la facilidad de cosecha. Sin embargo, una alta densidad de la población de peces inhibía el flujo de agua en espiral siendo esta la característica del diseño (Cripps & Poxton, 1992). Los silos son usados principalmente para peces pelágicos como la sardina.

Los raceways han presentado inconvenientes en la circulación del agua, encontrándose zonas con escaso OD evitando el desarrollo óptimo de los peces. La distribución desigual de los peces en los estanques era un problema asociado con los raceways (Cripps & Poxton, 1992). Los raceways se suelen colocar en serie para maximizar el uso del agua antes de su vertido. Una de las principales ventajas de los raceways es que el flujo es por gravedad y no requieren de bombeo (Vantaram, 2004).

El diseño del raceway de Foster-Lucas consistió en la presencia de una pared central y dos entradas a cada lado (ver Figura 1). La distribución del agua en los dos lados del estanque era para evitar la formación de zonas muertas en las curvas de cada lado. El flujo circulaba siguiendo el modelo de pistón, y cuando llegaba a la curva se generaba una zona de turbulencia, con poca velocidad (Moya, 2008).

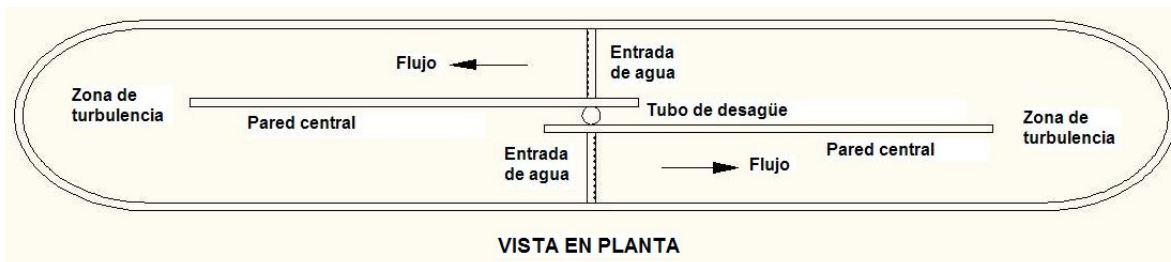


Figura 1. Raceway de Foster-Lucas. Fuente: Moya, 2008.

Burrows & Chenoweth (1970) (citados por Cripps & Poxton, 1992) diseñaron un raceway (ver Figura 2), que mejoraba el raceway desarrollado por Foster-Lucas, el cual tenía una guía de paletas en cada esquina para reducir la turbulencia causada por la inflexión del agua en los extremos del raceway. Los desagües se encontraban en las zonas de acumulación de las partículas suspendidas originadas por el giro del agua alrededor de los extremos de la pared del centro. Dos conjuntos de entradas con inyección de agua se encontraban en la parte exterior del estanque.

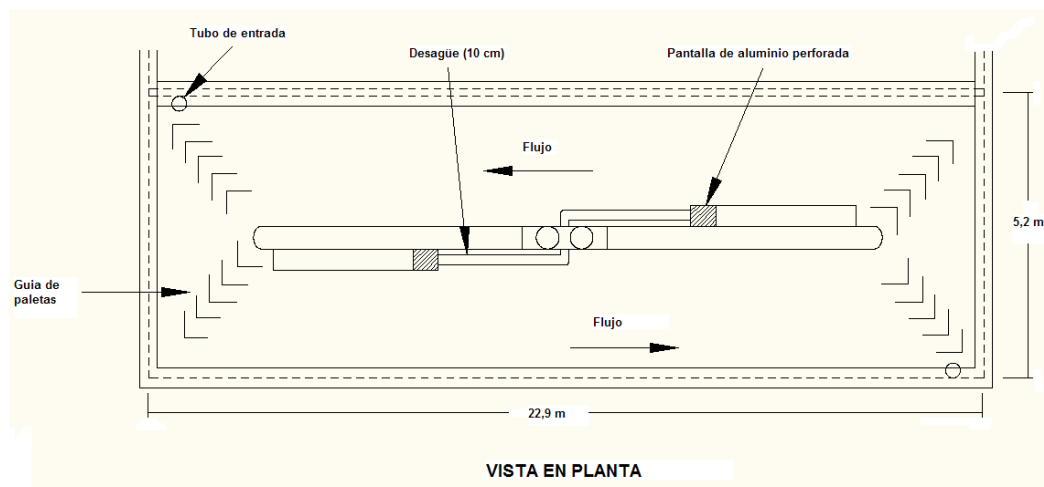


Figura 2. Raceway de Burrows. Fuente: Cripps & Poxton, 1992.

Mock *et al.* (1973) (citados por Cripps & Poxton, 1992) construyeron un raceway (ver Figura 3), para el cultivo de *Penaeus sp.*, con la utilización de bombas de aire comprimido para hacer circular el agua. El raceway tenía un área de 16 m² a una profundidad de 0,75 m. El volumen de agua se dividió en canales con paredes de fibra de vidrio. Algunas de estas bombas fueron instaladas en el interior del canal con curvas para reducir la acumulación de sólidos. La calidad del agua se consideró como buena, sin estratificación o detención. El uso de tres paredes longitudinales en el interior del raceway, fueron para producir un flujo laminar.

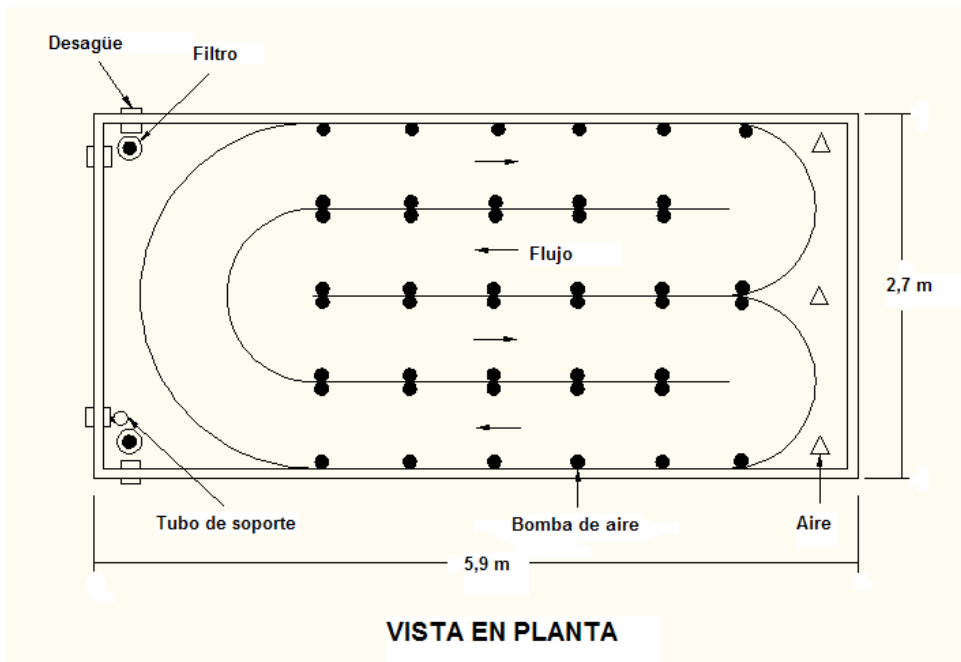


Figura 3. Raceway de Mock. Fuente: Cripps & Poxton, 1992.

Los siguientes diseños de estanques son los últimos que se han reportado, siendo la característica más importante la combinación de los estanques rectangulares con los circulares (ver Figuras 4 y 5), el estanque rectangular se dividió en celdas que eran alimentadas por descargas de agua inyectada por acción de una bomba para la rotación del flujo en la celda. Se eliminaron los gradientes de la concentración del metabolito, consiguiendo que el lodo no se sedimentara, mejorando la calidad del agua con el uso de un drenaje colocado en el centro de cada celda (Watten *et al.*, 2000; Labatut *et al.*, 2007; Oca & Masaló, 2007).

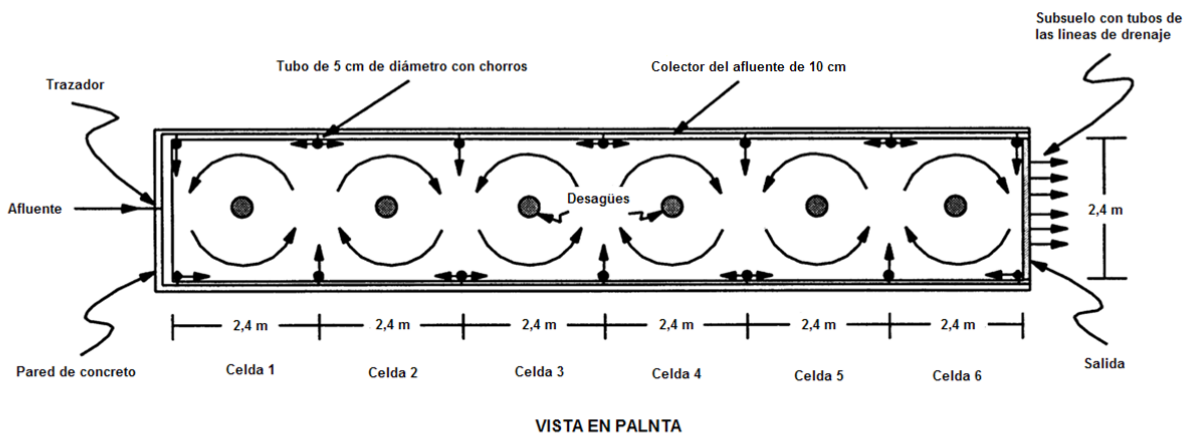


Figura 4. Vista en planta de las celdas del raceway. Fuente: Watten *et al.*, 2000.



Figura 5. Raceway de celdas mixtas en el invernadero del Freshwater Institute; construido con madera estructural y cubierto con polietileno de alta densidad. Fuente: Labatut *et al.*, 2007.

También se han realizado modificaciones a estanques tradicionales, para desarrollar sistemas para el tratamiento de aguas residuales piscícolas (ver Figura 6). Estas modificaciones se efectuaron en un estanque cuadrado, su diseño consistió en dos salidas diferentes, un desagüe en el centro (sólidos más densos) y otro en una esquina (sólidos menos densos); las esquinas del estanque fueron redondeadas por placas de aluminio para mejorar las características hidrodinámicas del mismo y su auto-limpieza (Lekang *et al.*, 2000).

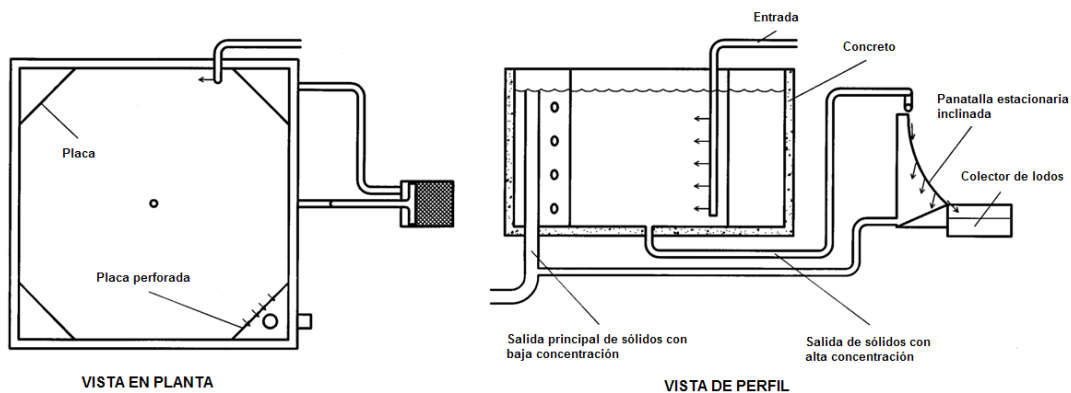


Figura 6. Esquema del sistema de tratamiento de aguas residuales. Fuente: Lekang *et al.*, 2000.

Diversos materiales de construcción se utilizan para producir raceways. En general, los raceways están hechos de tierra (excavación), concreto, mixtos (tierra-concreto), metal, fibra de vidrio, madera forrada con plástico (Vantaram, 2004).

Los raceways de tierra fueron los primeros en construirse, por su bajo costo y la facilidad en la construcción. Aunque son generalmente adecuados para el crecimiento de peces sanos, tienen ciertas desventajas. La geometría irregular de las paredes laterales y el fondo dificultan la eliminación de los residuos. El crecimiento de plantas también crea efectos no deseados, aumentando la preocupación sobre la salud de los peces (Vantaram, 2004).

El concreto es el material más utilizado para la construcción de raceway. Los costos de fabricación son más bajos en comparación con otros materiales, la construcción de raceway no es apta para terrenos escarpados, debido a las dificultades en el transporte de materiales. Con el cuidado suficiente, el crecimiento de plantas puede ser eliminado en estos estanques. El concreto es el más adecuado para raceway de gran tamaño. Pero con el paso del tiempo muestra un marcado desgaste. La principal desventaja de estos estanques es que son estructuras permanentes y no pueden ser transportados a otros lugares (Vantaram, 2004).

Los raceways metálicos, como el aluminio, son ligeros y fáciles de fabricar. Sin embargo, no son lo suficientemente rígidos para funcionar en forma individual y por tanto necesitan de apoyos. Tienen una tendencia a ocupar más espacio, creando así preocupaciones en cuanto a seguridad y conveniencia (Vantaram, 2004).

Los raceways de fibra de vidrio son ligeros, durables y transportables. Pueden ser utilizados como estructuras temporales y se pueden instalar en terrenos escarpados. Necesitan de apoyos, que dan lugar a las mismas preocupaciones de seguridad como en el raceway metálico. Por lo general son más pequeños que los raceways de concreto. Requieren de moldes costosos. La fabricación de sistemas en paralelo es difícil debido a las limitaciones de rigidez. Estos estanques no son tan durables como el concreto (Vantaram, 2004).

Los raceways de material tipo Sándwich tienen una elevada relación resistencia/peso, lo cual los hace adecuados para ser transportables. Su gran rigidez permite la construcción de raceways independientes que no necesitan de refuerzos ni apoyos y por lo general pueden ser fácilmente contruidos en paralelo. Son fáciles de instalar y de transportar debido a su peso ligero. El material tipo Sándwich indica que esta conformado por dos hojas separadas de un relleno en el centro, como por ejemplo madera y las hojas de polímeros. El principal inconveniente con este material es que es costoso en comparación con el concreto (Vantaram, 2004).

4.6. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTOS DE LOS EFLUENTES PISCÍCOLAS

El principal problema en la industria acuícola es el aumento de sólidos suspendidos (SS) de origen orgánico, producto de las excreciones de los peces, el alimento no consumido y las prácticas alimentarias en los estanques de cultivo (Tacon & Foster, 2003).

Los requerimientos de caudal en un estanque, dependen, además de los parámetros ambientales, de la carga de peces, así ocurre que en los sistemas extensivos el aporte de agua es mínimo, y muchas veces únicamente para reponer el agua perdida por infiltración y evaporación, mientras que los sistemas intensivos requieren recambios de agua del orden de 1 – 2 renovaciones a la hora (Jover *et al.*, 2003). Por lo tanto un flujo constante de agua se necesita para eliminar los desechos de los peces. Para los estanques de peces el flujo debe ser suficiente para eliminar la cantidad de residuos producidos y mantener una calidad aceptable del agua para los peces (Varadi *et al.*, 2009). Las velocidades de flujo recomendadas en los estanques rectangulares para la producción de trucha están en el orden de 0,1 – 0,6 m/s (True *et al.*, 2004a). Cada unidad de tratamiento debe ser lo suficientemente grande para eliminar la cantidad de residuos. Durante el desarrollo de tecnologías ambientales en la producción de peces es evidente que la solución en la acuicultura intensiva es integrar estas en los sistemas de estanques piscícolas (Varadi *et al.*, 2009).

Para el tratamiento de las aguas residuales generadas a partir de las actividades acuícolas, existen los métodos físicos, biológicos y químicos, e incluso combinación entre ellos, los cuales son aplicados con algunas modificaciones para reducir la carga contaminante de los efluentes acuícolas.

La retención de SS en la acuicultura se logra por métodos de sedimentación y/o filtración. Para todos los tipos de residuos el tamaño de las partículas determinará el diseño, de manera indirecta a través del peso de las partículas en los métodos de sedimentación y directamente en los métodos de filtración (Varadi *et al.*, 2009).

La sedimentación se basa en las diferencias de densidad entre las partículas de desecho y el agua circundante. La sedimentación se utiliza en todo tipo de instalaciones de producción acuícola (Hansen, 1979; Gefken, 1987; Henderson & Bromage, 1988; Iglar, 1995; Wong & Piedrahita, 2000; 2003b; McMillan *et al.* 2003; citados por Sindilariu, 2007). Sólo las partículas mayores de 145 μm se pueden quitar del efluente en un sedimentador de 1 m de profundidad (Brinker *et al.*, 2006; citados por Sindilariu, 2007). Con una densidad del SS de 1,006 g/cm^3 , tamaño de la partícula de los SS 30 – > 210 μm para trucha arco iris (Maillard *et al.*, 2005) y peso específico de las típicas partículas en acuicultura se sitúan entre 1,03 – 1,19 (Tchobanoglous & Schroeder, 1985; Chen *et al.*, 1993; Anon, 1995; Patterson *et al.*, 2003; citados por Maillard *et al.*, 2005).

La industria del cultivo de camarón opera con estrictas normas ambientales en Australia y al igual que en muchos países que lo cultivan, están implementando el uso de sedimentadores para el tratamiento de estos efluentes antes de descargarlos. Los sedimentadores son eficaces para reducir los vertidos de los SS, pero menos efectivos en la reducción de la concentración de nutrientes. Los SST se redujeron en un 60%, con un tiempo de residencia de 0,7 d (Jackson *et al.*, 2003).

Muchos métodos han sido desarrollados para mejorar el transporte de sólidos en un raceway mediante el aumento de la velocidad. Por ejemplo, cambiando los patrones de flujo de entrada y las configuraciones de salida del raceway, utilizando para esto la aireación para inducir corrientes de transporte, la construcción de doble fondo, y el uso de diversos dispositivos de aspiración (Wong & Piedrahita, 2003; citados por True *et al.*, 2004b). En estas configuraciones, las pantallas que abarcan el ancho del canal están espaciadas a lo largo del raceway y el desplazamiento ocurre por la parte inferior a través de una abertura rectangular por el cual pasa el flujo. Sin embargo, hay dos problemas asociados con el uso del deflector fijo: la restricción del movimiento de los peces dentro de los estanques y la manipulación de pantallas durante la instalación y la eliminación de la carga. Estos sistemas reportan porcentajes de retención de sólidos entre 50 – 70% (True *et al.*, 2004b).

Para el tratamiento de efluentes acuícolas, un clarificador radial con fondo cónico de 60° fue construido y evaluado para su aplicación en la acuicultura (trucha arco iris). Las muestras fueron analizadas para la distribución de tamaño de las partículas utilizando un analizador de difracción láser de partículas (Mastersizer S, Malvern Instruments Ltd., Worcestershire, UK) y los SST para determinar la efectividad del clarificador. El tamaño medio de partícula en el sistema fue 73,19 µm y el promedio en la retención de SST fue del 82% (Johnson & Chen, 2006).

Los efluentes de las instalaciones acuícolas deben ser gestionados eficazmente para eliminar los sólidos disueltos y suspendidos que pueden contaminar los cuerpos receptores. Tecnologías eficaces son necesarias para tratar los efluentes de alto volumen de las piscifactorías intensivas, utilizando para ello de diferentes técnicas de filtración (Davidson *et al.*, 2008).

En el Centro de Acuicultura de Virginia Tech se evaluaron tres tipos de filtros para el cultivo de perca amarilla, los cuales reportaron una retención de SST: filtro de bolas (22,5%), filtro percolador (54,6%) y un filtro de bio-discos rotatorio (9,6%) (Gamble, 1999).

La retención del separador por centrifugación fue superior al 90% para partículas mayores de 250 µm, el filtro de bolas reportó retenciones superiores al 85% para partículas mayores de 55 µm. El filtro de arena fluidizado tuvo la mejor retención de las partículas de menor tamaño con más de 65% de eficiencia de eliminación

de partículas de entre 23 – 55 μm (Pfeiffer, *et al.*, 2008). Para los filtros de tambor en la producción de salmón la eliminación de SS en el efluente fue del 39% (Masters *et al.*, 2008).

También se han utilizado varios filtros comerciales para mejorar la calidad de los efluentes, teniendo las siguientes retenciones: en la implementación del filtro tipo Fuzzy® con una malla de 30 ppi fue 29% (True *et al.*, 2004c), con los filtros Aquamat® fue 71 – 92% (Stewart *et al.*, 2006) y el tratamiento con bio-filtros CycloBio® de arena fluidizado fue 10 – 67% (Davidson *et al.*, 2008).

En la revisión de literatura se encontraron también los métodos biológicos los cuales indican cómo se puede tratar el agua de los estanques a través de la utilización de plantas acuáticas.

Las plantas acuáticas poseen habilidad para asimilar nutrientes y crear condiciones favorables para la descomposición microbiana de materia orgánica, por esta razón son conocidas como auto-depuradoras de ambientes acuáticos y son utilizadas en el tratamiento de aguas residuales (Pardo *et al.*, 2006). En las últimas décadas los humedales construidos se han convertido en un método para el tratamiento de las aguas residuales. Los SS se convierten en nutrientes solubles que son utilizados por los organismos de los humedales. El principio de este método es tratar las aguas residuales enriquecidas con nutrientes orgánicos e inorgánicos de los estanques de peces (Varadi *et al.*, 2009).

En una investigación realizada por Summerfelt *et al.* (1999) se estudiaron dos tipos de humedales para la retención de sólidos en cultivos de trucha. En el primer tipo, el agua fluye en sentido vertical (ascendente), a través de un sustrato poroso. En el segundo tipo, el agua fluye en sentido horizontal, a lo largo del suelo con setos vegetales. Los hallazgos mostraron que los lodos que llegaron a los humedales se produjeron a una tasa de 1,35 cm/d, reportando una retención de 98% de SST en el humedal con flujo vertical mientras que en el de flujo horizontal fue de 96%.

Otros estudios se basaron en el análisis de la carga hidráulica a la entrada y salida del humedal, para la retención de sólidos del efluente. Se reportaron los siguientes datos a la entrada del humedal 13,2 L/s, salida I 3,9 L/s (65,7 – 84,6%), salida II 1,8 L/s (82,7 – 88,6%) y salida III 0,9 L/s (89,0 – 90,1%) (Sidilariu *et al.*, 2008; 2009).

Otros autores abordaron sus investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales evaluando el uso de plantas como jacinto de agua, lechuga de agua y cola de zorro acuática (*Myriophyllum aquaticum*) en la eliminación de los nutrientes de los efluentes acuícolas en cultivos de tilapia. Se aplicaron dos tiempos de retención hidráulica, los cuales fueron de 6 y 12 días, en los recipientes que contenían las plantas mencionadas obteniéndose reducciones de

SST de 21,4 – 48% (Snow & Ghaly, 2008).

En cuanto a los métodos químicos para reducir la carga contaminante de los efluentes del cultivo de trucha, estos han sido utilizados únicamente en los procesos de coagulación, floculación y precipitación mediante la adición de productos químicos (Sidilariu, 2007). La utilización de polímeros como floculantes para tratar efluentes acuícolas reportan retenciones de SST alrededor de 71 – 96% con una concentración final alrededor de 10 – 17 mg/L (Ebeling *et al.*, 2005).

En la acuicultura también se aplican métodos combinados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de esta actividad. La sedimentación convencional y la filtración mecánica son usados para retener sólidos y generalmente capturan sólidos más grandes que 40 – 100 μm (micro-filtros con tamices de tamaño 60 – 90 μm). La sedimentación convencional y la filtración por micro-filtros pueden retener más del 50% de los sólidos (Davidson & Summerfelt *et al.*, 2005). En Blue Ridge Aquaculture se caracterizó y optimizó el tratamiento para la recuperación de efluentes. Una serie de procesos para el tratamiento consistió en sedimentación, desnitrificación, ozonización, filtración y floculación química. El tratamiento completo eliminó 98,5 – 99,1% de los SST (Sandu *et al.*, 2008). Se determinó la eficacia de separación de sólidos de cuatro separadores por centrifugación y un filtro de tambor de un criadero de alevines de salmón. Los separadores de centrifugación y el filtro de tambor eliminaron 63 y 22% de los residuos sólidos de los peces (Couturier *et al.*, 2009).

4.7. EFECTO DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN EN EL TRANSPORTE DE LOS SEDIMENTOS

En un sedimentador se debe seleccionar una inclinación tal que asegure una continua y eficiente remoción de lodos. La fuerza neta que mueve los lodos depositados es la resultante de las fuerzas gravitacionales y el esfuerzo cortante con la fase líquida, está dada por la ecuación:

$$F = g (\rho_s - \rho) \text{ sen } \alpha + k (V - V_s)$$

Donde:

F = fuerza neta del desplazamiento del lodo

g = aceleración gravitacional

ρ_s = densidad del lodo

ρ = densidad del agua

α = ángulo de la inclinación que se hace con la horizontal

k = esfuerzo cortante

V = velocidad del fluido

V_s = velocidad de caída del lodo

El segundo término representa el esfuerzo cortante entre los lodos y el agua (ver Figura 7), si el líquido y los lodos se mueven en el mismo sentido, las fuerzas se suman y se restan en caso contrario (Pérez, 1977). La pendiente de las paredes depende del ángulo de reposo del material que se piense retener. La costumbre ha sido darles a las tolvas una inclinación de $40 - 60^\circ$ lo que ha demostrado que rara vez permite adhesión de lodos a las paredes (Arboleda, 2000).

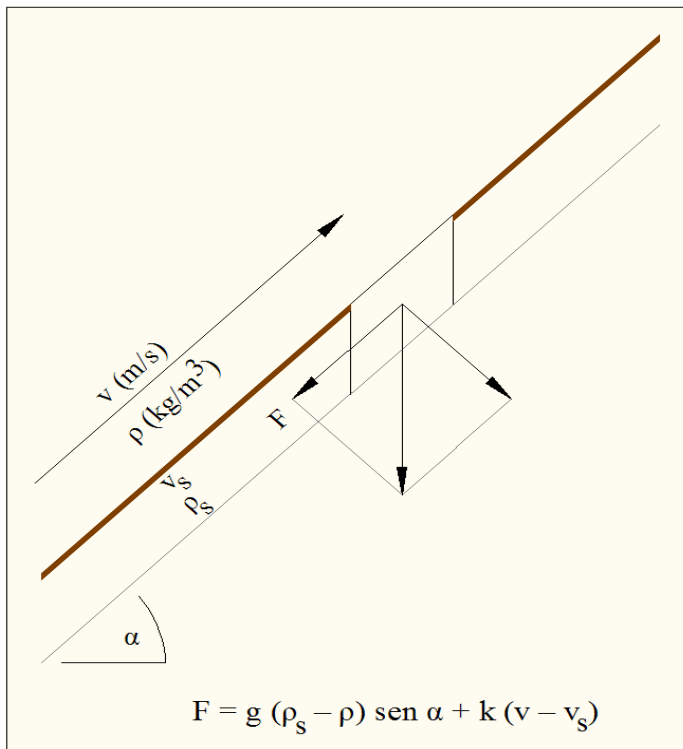


Figura 7. Fuerzas que actúan en la capa de lodos. Fuente: Pérez, 1977.

4.8. FLUJO EN ESTANQUES PISCÍCOLAS

El flujo distribuido de manera uniforme sobre toda la superficie del estanque, es necesario para la zona de sedimentación (ver Figura 8). La presencia de cortocircuitos y zonas muertas, ocurren debido a los patrones irregulares del flujo al no ser distribuido uniformemente en el estanque (ver Figura 9). Los cortocircuitos y las zonas muertas pueden ser evitados con el diseño de formas adecuadas para la entrada y salida del agua en el estanque lo cual es importante para alcanzar un flujo uniforme. El objetivo en el diseño de un estanque ideal es permitir que el agua entre y salga de este con un poco de turbulencia y lo más

lento que la corriente de agua lo permita (IDEQ, 1998).

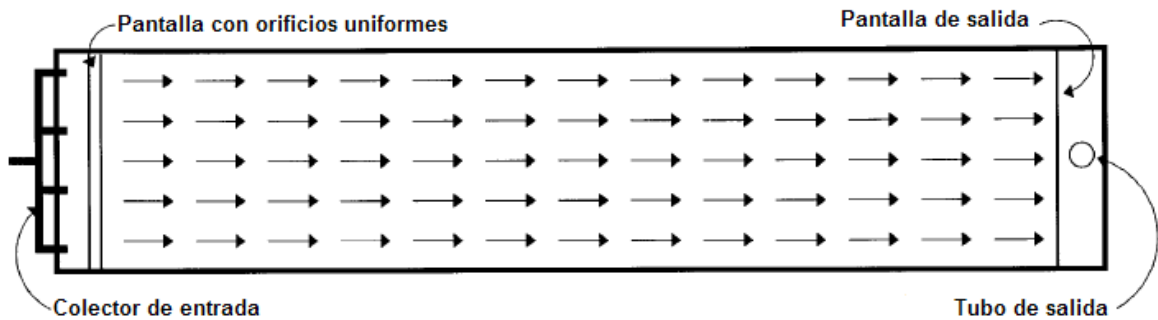


Figura 8. Flujo distribuido de forma uniforme sobre toda la superficie de sedimentación. Fuente: IDEQ, 1998.

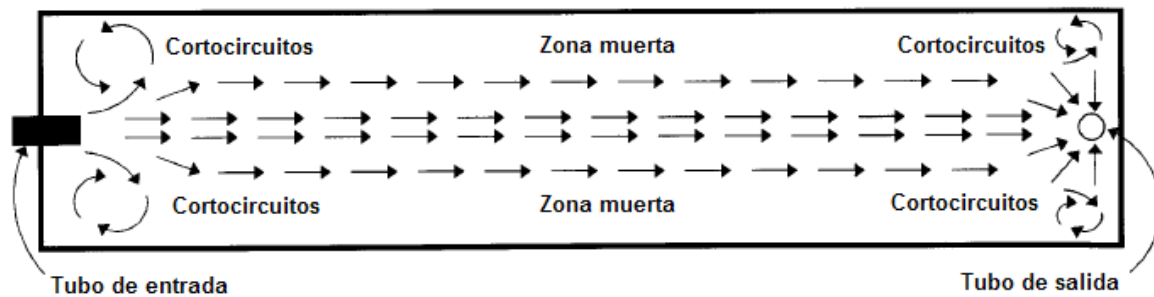


Figura 9. Flujo no uniforme causado por la entrada estrecha y el vertedero de salida, reducen el área efectiva de sedimentación. Fuente: IDEQ, 1998.

El flujo a través de la zona de sedimentación debe ser horizontal; al lograr esto, el flujo debe cruzar todo el ancho de la entrada del estanque. La entrada del agua a través de tuberías o sobre una parte del ancho de la entrada causa turbulencia, y reducirá la eficacia de la zona de sedimentación. El agua sale a través de un vertedero (IDEQ, 1998). A medida que el caudal aumenta, hay incrementos en el grado de mezcla, es decir, su comportamiento es cada vez más diferente del flujo pistón. De acuerdo con lo anterior, las tasas de flujo más bajas son las más convenientes para la sedimentación (Rodríguez *et al.*, 2008).

4.9. SEDIMENTACIÓN, RE-SUSPENSIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE SÓLIDOS ACUÍCOLAS SEDIMENTABLES

Los sólidos acuícolas sedimentables en los estanques de cultivo son principalmente orgánicos. Ellos se definen como los bio-sólidos, que incluyen las heces y los alimentos no ingeridos. Cuando los bio-sólidos se acumulan en el fondo del estanque, pueden promover la propagación de patógenos y la degradación de la calidad del agua debido al consumo de oxígeno. Además, cuando los bio-sólidos se disuelven o filtran en el agua, aumentan la concentración de compuestos nitrogenados, que pueden afectar el crecimiento y el bienestar de los peces. Algunos biosólidos se eliminan inmediatamente de las zonas de cría por la corriente de agua, pero otras se depositan en el fondo del estanque y deben ser re-suspendidos antes de que puedan ser eliminados (Masaló, 2008).

Las clasificaciones de los sedimentos están basadas en diversas características, como tamaño de partícula, el color, la textura y el contenido orgánico. Los sedimentos se clasifican como cohesivos (principalmente orgánicos) o material no cohesivo (principalmente minerales). Los sedimentos cohesivos son más difíciles de caracterizar debido a que sus propiedades pueden cambiar en el tiempo (debido a la agregación y desagregación) (Masaló, 2008).

Las caracterizaciones físicas de los sedimentos se basan generalmente en el tamaño de partícula, la densidad y la velocidad de sedimentación. El tamaño de los sólidos y la gravedad específica se pueden determinar para partículas minerales utilizando diferentes técnicas (cribas, láser, análisis de imágenes, etc.), sin embargo, los materiales orgánicos tales como los bio-sólidos acuícolas son más difíciles de caracterizar debido a tres principales propiedades que los diferencian de una alta proporción de sedimentos marinos y fluviales: los componentes orgánicos, la gravedad específica baja y la alta cohesividad. La gran cohesión promueve la agregación, pero los agregados de partículas son muy fáciles de alterar y cambiar sus características físicas con el tiempo, lo que hace más difícil de estudiar en la dinámica de los bio-sólidos (Masaló, 2008).

Antes de la caracterización de los bio-sólidos, es importante asegurarse de que sus propiedades físicas no se vean perturbadas. Las Tablas 5 y 6 resumen las características físicas de los bio-sólidos acuícolas obtenidos de diferentes especies y tamaños de peces, además de los métodos de recolección que se pueden utilizar. Es muy difícil de definir las características universales. (Masaló, 2008).

Tabla 5. Peso específico de los bio-sólidos en las estaciones acuícolas.

Especies	Peso específico	Método de recolección / Ubicación	Autor
Alevinos de salmón del Atlántico (sin peso y longitud)	1,05 – 1,15	Cerca de la salida	Patterson <i>et al.</i> , 2003
Trucha arco iris (500 – 800 g; 35 cm)	1,25	Desbordamiento (fuera del estanque)	True <i>et al.</i> , 2004
Trucha de arroyo (aprox. 50 g)	1,19	Parte inferior de la pantalla (fuera del estanque)	Chen <i>et al.</i> , 1993

Fuente: Masaló, 2008.

Tabla 6. La tasa de sedimentación y el tamaño de las partículas de bio-sólidos en la estaciones acuícolas.

Especies	Velocidad de sedimentación (cm/s)	Tamaño de partícula (µm)	Método de recolección / Ubicación	Autor
Besugo (60 – 380 g) Lubina (50 – 280 g)	0,48 (0,05 – 3,94) 0,70 (0,10 – 6,27)	710 1120	Trampas	Magill <i>et al.</i> , 2006
Fletán (0,17 – 108 g)	1,7 – 4,4	–	Zona de reposo	Merino <i>et al.</i> , 2007a
Salmon del Atlántico (664 – 1709 g)	3,7 – 9,2	–	Inmediatamente después de la defecación, por red de mano	Chen <i>et al.</i> , 2003
Tilapia (sin peso)	1,7 – 4,3	–	Clarificador de flujo radial	Timmons <i>et al.</i> , 2001
Trucha arco iris (110 – 150 g)	1,7	–	Desmontaje manual	Wong & Piedrahita, 2000
Trucha arco iris (164 – 499,6 g)	0,0274	88 – 104	Sifón en el fondo del estanque	Johnson & Chen, 2005
Trucha arco iris (500 – 800 g; 35 cm)	0,16 2,31	< 814 > 814	Desbordamiento (fuera del estanque)	True <i>et al.</i> , 2004

Fuente: Masaló, 2008.

OBJETIVOS

5.1. OBJETIVO GENERAL

Aportar en el desarrollo de un estanque piloto que facilite la retención, el almacenamiento y la extracción del lodo sedimentado durante la producción de trucha arco iris.

5.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

Evaluar la influencia del ángulo de inclinación de un estanque piloto en la retención y re-dirección del lodo sedimentado durante la producción de trucha arco iris.

6. METODOLOGÍA

6.1. ZONA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la Estación Piscícola Chiliglo, administrada por la Cooperativa de Trabajo Asociado Coconuco (COOTRACO) (ver Figura 10). La estación está ubicada en el municipio de Puracé. Situado a 2.607 m de altitud y con coordenadas geográficas: 2° 18' 59" N y 76° 29' 31" E, tiene una temperatura media anual de 16 °C. Sus tierras se distribuyen en los pisos térmicos frío y de páramo. Condiciones climáticas aptas para el cultivo de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*); la estación piscícola cuenta con 14 estanques mixtos (tierra–concreto) para iniciación, levante y engorde de trucha y un lago para pesca deportiva. Posee un sistema compuesto de una bocatoma en el río Changue, de donde se toma un caudal de aproximadamente 50 L/s, un canal abierto de conducción a dos desarenadores y un canal abierto de distribución, encargado de suministrar el agua a cada uno de los estanques. El flujo de agua es constante, con un caudal promedio de 3,5 L/s para cada estanque (Peña & Escobar, 2009).



Figura 10. Ubicación de la Estación Piscícola Chiliglo (corregimiento de Coconuco).

Fuente: Folleto V Concurso Departamental de Pesca Deportiva, Estación Piscícola Chiliglo, 2009.

6.2. CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA

El estudio se llevó a cabo usando una planta piloto (ver Figura 11) la cual consta de una toma de agua del estanque 1 de la Estación Piscícola Chiliglo, con 1.200 peces de trucha arco iris en etapa juvenil de 150 g cada uno. Para la extracción del agua del estanque se acondicionó, en el fondo de este, una tubería de 2 pulgadas (5,08 cm) de diámetro por 9 m de largo, separada 3 m desde el punto de entrada de agua y 3 m del punto de salida del estanque; se instalaron tubos de ½ pulgadas (1,27 cm) de diámetro, cada 3 m conectados al tubo de 2 pulgadas de diámetro, con una altura de 25 cm, facilitando la derivación del agua sin tomar el lodo sedimentado y para no interferir con el comportamiento de los peces.

La conducción a la cámara de distribución se llevó a través de una manguera de 1 ½ pulgadas (3,81 cm) de diámetro, a su entrada se instaló una válvula de paso de 1 ½ pulgadas, la cual permite el ingreso del flujo al sistema, para dar el inicio y la terminación de cada periodo de muestreo. En la cámara se utilizó un sistema de rebose para garantizar un nivel constante, captando el flujo de agua requerido distribuido mediante 3 tubos de 1 pulgada (2,54 cm) de diámetro con perforaciones de 0,4 cm de espesor (tipo flauta). Para evitar que los orificios se obstruyan con material flotante de gran tamaño (hojas, insectos, etc.). Se colocó una malla sintética con un tamaño de orificio de un ¼ pulgadas (0,64 cm). El flujo derivado fue conducido a cada estanque piloto a través de un tubo 1 pulgada de diámetro acondicionado con una válvula de control tipo compuerta del mismo diámetro, que actúa como mecanismo de cierre de emergencia para el sistema.

En la Figura 11, se puede observar la descripción general de la planta piloto y los diferentes puntos de muestreo, definidos para la realización del estudio.

El flujo proveniente de la cámara de distribución con caudal constante de 0,150 L/s, se llevó a cada estanque piloto, el cual cuenta con una cámara de entrada; con los ensayos iniciales se redujo su volumen para el inicio del muestreo con una lámina de acrílico de 0,3 cm de espesor, una cámara de sedimentación y retención de lodo en forma de tolva con pared inclinada con ángulos de 30, 45 y 60°, sobre estas paredes se ubicó una lámina de asbesto-cemento de 0,3 cm de espesor, para simular la rugosidad de un estanque real elaborado en concreto, al final del estanque piloto se encuentra una cámara de salida.

Los estanques piloto fueron construidos con láminas de acrílico transparente de 0,5 cm de espesor, 120 cm de longitud, 40 cm de ancho y su altura se diferencia de acuerdo al ángulo de inclinación de la pared de la tolva (ver Figura 12). El estanque piloto se puso sobre una base metálica montada sobre el suelo, lo que garantizó su estabilidad y posición horizontal. Los estanques piloto se encuentran en un lugar con sombra.

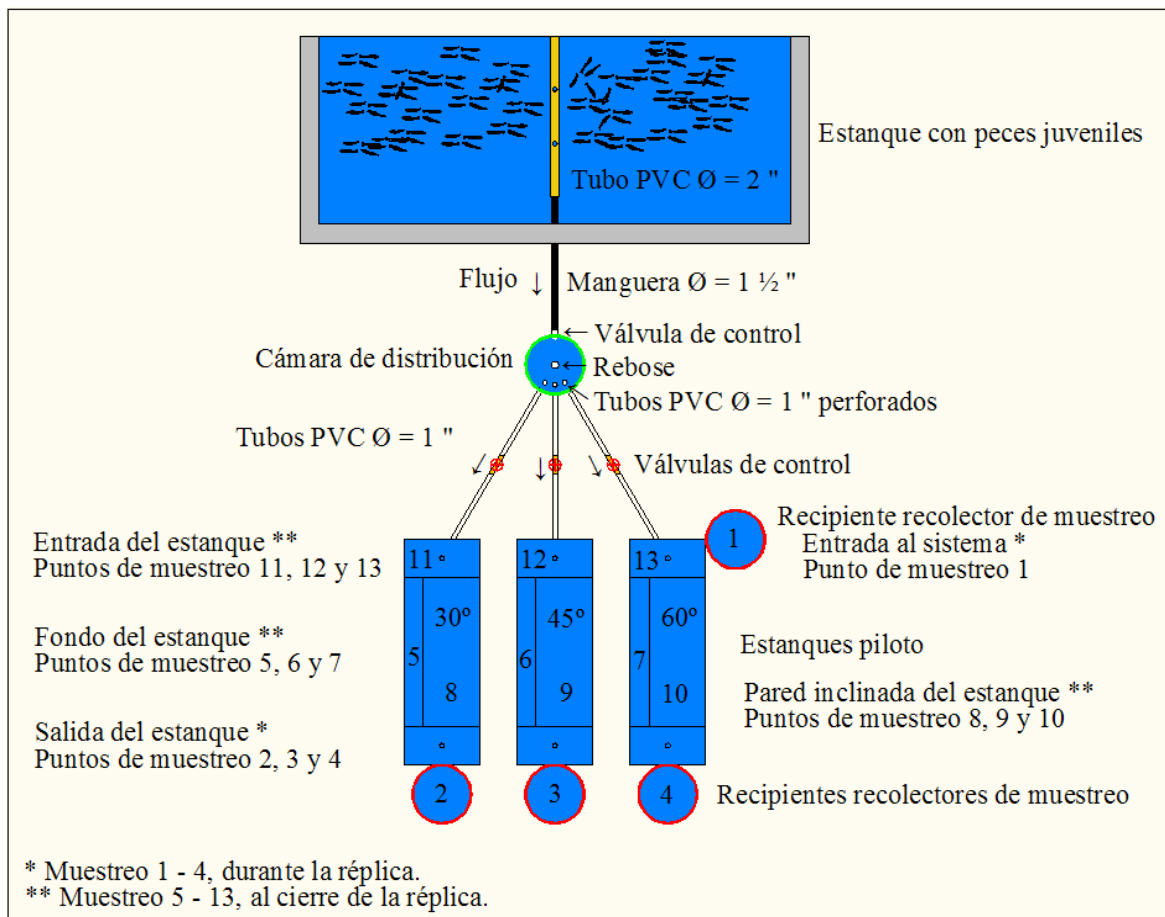


Figura 11. Esquema general de la planta piloto.

En cada extremo de la parte inferior de la tolva se instaló un tubo de 1 pulgada de diámetro y una válvula de control tipo bola del mismo diámetro, presente en la tolva hasta el punto donde termina la pared inclinada y comienza la cámara del fondo (ver Figura 12), obteniéndose posteriormente la muestra de cierre de cada periodo de muestreo.

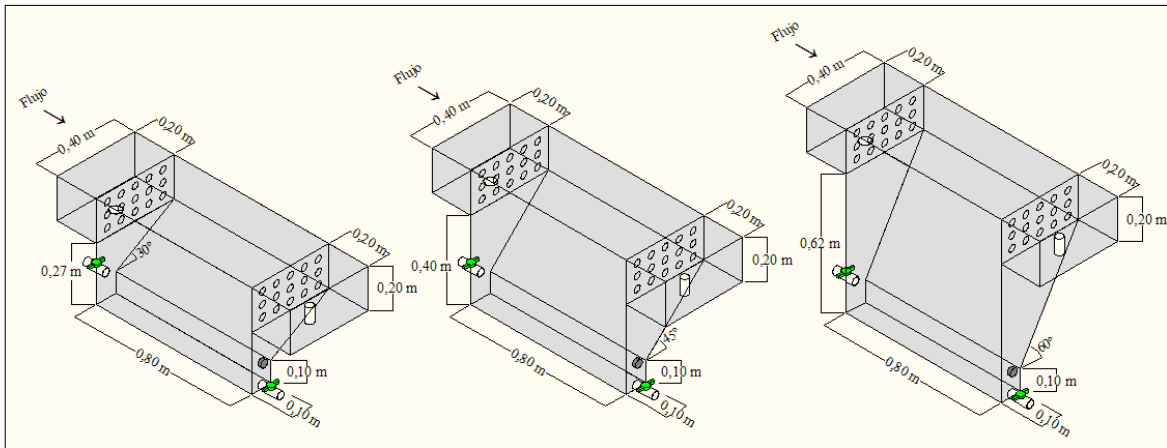


Figura 12. Dimensiones estanques piloto.

Para medir el impacto del ángulo de inclinación se determinó la cantidad de SST retenidos durante cada réplica en la pared y el fondo de cada estanque. También se realizó la medición de los SS a la entrada y salida de cada estanque piloto, tomando a la entrada del sistema la muestra de agua cruda, al mismo tiempo se mide la temperatura del efluente y el caudal durante cada réplica de la investigación (ver Tablas 7, 8 y 9).

Al final de cada réplica se cuantificó la cantidad de lodo retenido en la pared, el fondo y la estructura de entrada de cada estanque piloto. Las muestras de entrada y salida (Puntos 1 – 4, ver Figura 11), el muestreo fue de tipo compuesto continuo, por cada 12 h. Para coleccionar la muestra compuesta se instalaron mangueras con un diámetro de 3/8 pulgadas (0,92 cm) y se derivó un flujo de agua permanente de 5 L/h el cual se recogía en un recipiente plástico de 30 L.

En las Tablas 7, 8 y 9, se presentan los parámetros medidos, la frecuencia y el tipo de muestreo realizado.

Para cuantificar la cantidad de lodo retenido en las diferentes estructuras, se suspendió la entrada del flujo y se dejó en reposo por al menos 30 min, luego se procedió a vaciar los estanques de forma muy lenta para evitar el arrastre del lodo o su re-suspensión de las paredes; la descarga se hizo hasta 2 cm antes de la pared inclinada; seguido, se recogió en un recipiente el lodo acumulado en el fondo del estanque. Una vez recogido todo el lodo depositado en el fondo se lavaron las paredes con agua destilada recolectando este efluente en otro recipiente debidamente rotulado. Finalmente se retiró el lodo acumulado en la estructura de entrada. Todas las muestras fueron coleccionadas en recipientes plásticos debidamente rotulados con cada cámara del estanque (Puntos 5 – 13, ver Figura 11). Las metodologías utilizadas en los procedimientos de muestreo y

laboratorio para obtener los parámetros físicos y químicos, siguen los métodos analíticos descritos en los Métodos Estándar (ver Tabla 10) (APHA *et al.*, 2005).

Tabla 7. Parámetros medidos, puntos y frecuencia de muestreo en la planta piloto en las tres primeras réplicas.

Parámetro	Puntos y frecuencia de muestreo						Muestreo
	Estanque 30°		Estanque 45°		Estanque 60°		
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	
Caudal	4 x día		4 x día		4 x día		Puntual
Sólidos suspendidos totales (SST)		2 x día		2 x día	2 x día	2 x día	Compuesto
Temperatura	4 x día						Puntual

Tabla 8. Parámetros medidos, puntos y frecuencia de muestreo en la planta piloto en la última réplica.

Parámetro	Puntos y frecuencia de muestreo						Muestreo
	Estanque 30°		Estanque 45°		Estanque 60°		
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	
Caudal	2 x día		2 x día		2 x día		Puntual
SST		2 x día		2 x día	2 x día	2 x día	Compuesto
Temperatura	2 x día						Puntual

Tabla 9. Parámetros medidos, puntos y frecuencia de muestreo en la planta piloto en cierre de cada réplica.

Parámetro	Estanque piloto	Frecuencia y puntos de muestreo			
		Fondo	Pared	Entrada	Muestreo
SST	30°	1 x réplica	1 x réplica	1 x réplica	Puntual
	45°	1 x réplica	1 x réplica	1 x réplica	Puntual
	60°	1 x réplica	1 x réplica	1 x réplica	Puntual

En el estudio se realizó un periodo de prueba o réplica cero, de 2 d, sin la lámina de asbesto-cemento y sin la modificación en la estructura de entrada; la medición del caudal, la toma de los SST y la temperatura del efluente se hicieron a las 18 y 30 h; posterior a este se realizaron cuatro periodos de muestreo o réplicas, las tres primeras de 4 d, las cuales presentaron iguales condiciones para el estudio y el último periodo de 11 d, periodo en el cual se cambió la rugosidad de la lámina de

asbesto-cemento por el lado con acabado fino para observar el comportamiento del efecto de la rugosidad de la superficie en la pared inclinada y si este factor tiene alguna importancia, además el caudal se redujo a 0,040 L/s para observar como afectaba este cambio; los ensayos se realizaron para evaluar la metodología aplicada, donde se identificaron las variables y los factores que afectaron el desarrollo del estudio y se establecieron los procedimientos de análisis de laboratorio.

Tabla 10. Referencia de los procedimientos de muestreo y laboratorio.

Parámetro	Referencia	Código
Caudal	Aforo volumétrico	----
SST	Filtro Whatman 934 – AH	2540 D
Temperatura	Sonda multiparamétrica Hach 51973 – 00	2550 B

Fuente: APHA *et al.*, 2005.

Para hallar los porcentajes en la acumulación de lodos en las diferentes cámaras de los estanques piloto, se realizó un balance de masa, mediante el uso de ecuaciones (ver Anexo A), se encontró la retención de los SST en los estanques. Con los valores de los parámetros y los obtenidos en el balance de masa, se efectuaron gráficas empleando el programa Excel y en el análisis estadístico del programa Minitab 16.

6.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para evaluar el efecto de la acumulación del lodo en los estanques se realizó el análisis de los resultados con estadística descriptiva y la prueba no paramétrica para muestras independientes H de Kruskal-Wallis. Esta prueba analizó la pared, el fondo y la retención de los estanques piloto; excluyéndose la réplica cero por no contar con la lámina de asbesto-cemento y la cuarta réplica por la variación en la magnitud del caudal y no modificar la cámara de entrada de cada estanque lo que llevó un aumento en el tiempo de retención, presentando una mayor acumulación de lodo en esta parte; se analizó la primera, segunda y tercera réplica por encontrarse en igualdad de condiciones para la investigación.

Para comprobar si existen o no diferencias significativas entre la cantidad de lodo re-direccionado en cada cámara, se llevó a cabo una prueba no paramétrica con un intervalo de confianza del 95%. En los casos en que se presentaron diferencias significativas, se determinó cual tenía la mayor acumulación de lodo mediante la estadística descriptiva.

La prueba de Kruskal-Wallis es similar al análisis de varianza (Anova) de un factor, en averiguar si las poblaciones son idénticas o alguna de ellas presenta promedios mayores que otra. Las ventajas fundamentales de esta prueba con respecto a Anova, es que no necesita establecer supuestos sobre las poblaciones como: independencia de los errores, normalidad y homogeneidad de varianzas; y permite trabajar con muestras pequeñas ($n < 30$) y/o tamaños desiguales, la prueba de Kruskal-Wallis representa una excelente alternativa al Anova de un factor.

7. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

7.1. TEMPERATURA

Los valores de la temperatura del efluente varían entre 8,8 – 13,7 °C, en el transcurso del estudio (ver Tabla 11 y Anexo B). La temperatura afecta la viscosidad (y en menor medida a la densidad) del agua, que a su vez influye en el comportamiento de la sedimentación de las partículas en el flujo. La temperatura del agua se utiliza en las estaciones acuícolas para proporcionar datos más precisos para el diseño de un sistema de sedimentación (Wong & Piedrahita, 2000), siendo un factor determinante en el proceso de sedimentación de sólidos como son las corrientes térmicas que se producen por el cambio en la temperatura del agua mayor a 1 °C por hora, esto ocurre por lo general en la noche en zonas frías, cuando el afluente que entra al sedimentador tiene una temperatura más baja de la que hay en éste, por su mayor densidad desplaza a la que esta más abajo, creando corrientes de fondo que llegan hasta la salida arrastrando partículas de lodo (Arboleda, 2000). A medida que el agua más caliente sigue llegando, el diferencial de temperatura disminuye, el flujo en contra-corriente es más débil y la eficiencia comienza a aumentar (Goula *et al.*, 2008).

Tabla 11. Media y rango de la temperatura (°C) del efluente.

Estadístico	Réplica			
	1	2	3	4
Media	11,7	12	11,7	11,5
Rango	10,2 – 12,8	10 – 13,7	8,8 – 13,7	9,3 – 13,7

7.2. CAUDAL

En el estudio conformado por un periodo de muestreo de 4 d en las tres primeras réplicas (0,150 L/s) y otro de 11 d en la última réplica (0,040 L/s), los caudales medidos se mantuvieron constantes para cada estanque piloto como se muestra en la Tabla 12 y el Anexo B; garantizando una entrada estable del flujo a través del estudio y la homogeneidad de la cantidad de lodo a su ingreso a cada estanque.

Al determinar los tiempos teóricos de retención hidráulico que fueron: $\Theta_{30^\circ} = 7,33$ min, $\Theta_{45^\circ} = 10,22$ min y $\Theta_{60^\circ} = 15,11$ min, se podría pensar que las eficiencias de cada sistema serían distintas, sin embargo, al determinar la carga superficial para cada estanque, esta fue de $1,69 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, la cual no presentó diferencia significativa, lo que indica que las eficiencias de sedimentación deben ser similares o no existen diferencias entre ellas, como se presentará más adelante en el ítem 7.4. Esto garantiza que la cantidad de SS a retener dentro del estanque es similar o no presenta diferencia significativa en cada uno de los sistemas, lo cual facilita la comparación posterior de la cantidad de lodo acumulada en cada componente en estudio (pared y fondo).

Tabla 12. Media y desviación estándar (D.E.) para el caudal (L/s).

Réplica	Estanque piloto					
	30°		45°		60°	
	Media	D. E.	Media	D. E.	Media	D. E.
1	0,150	0,002	0,151	0,002	0,151	0,002
2	0,150	0,002	0,150	0,002	0,150	0,002
3	0,150	0,001	0,150	0,002	0,150	0,002
4	0,040	0,0004	0,040	0,0005	0,040	0,0004

7.3. SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Los valores de sólidos suspendidos totales (SST) se encuentran en la Tabla 13 y el Anexo B, estos sufrieron algunas variaciones causadas por factores como la re-suspensión del lodo generado por el movimiento de los peces y las variaciones climáticas como lluvias fuertes en la cuenca de la fuente de captación. La concentración promedio en las réplicas de la evaluación fue de $6,65 \text{ mg/L}$ ($1,5 - 15,5 \text{ mg/L}$), estos resultados se comparan con datos reportados de efluentes piscícolas que cultivan trucha arco iris (ver Tabla 1). Con lo anterior las concentraciones de SST alcanzados, están en los rangos típicos de una estación truchícola.

Tabla 13. Concentraciones de entrada y salida de SST (mg/L).

Réplica	C _{entrada}		30° C _{salida}		45° C _{salida}		60° C _{salida}	
	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango
1	5,54	3 – 9,9	3,67	2 – 6,5	2,83	2 – 5	3,50	0,5 – 9,5
2	7,44	3 – 13	4,11	1 – 15	4,44	2 – 8,5	4,33	1 – 11,5
3	9,17	2,5 – 15,5	6,50	1 – 12	5,56	2 – 12	5,89	1 – 10,5
4	4,46	1,5 – 14	2,65	0,5 – 8	2,24	0,5 – 5,5	2,46	0,5 – 7,5

7.4. RETENCIÓN DE SÓLIDOS

La retención de sólidos obtenida para cada réplica se presenta en la Tabla 14, la estadística descriptiva en el Anexo E, el promedio de retención para cada estanque piloto se muestra en la Figura 13 y los diagramas de cajas en el Anexo F; al comparar las eficiencias obtenidas por medio de una prueba H de Kruskal-Wallis (ver Anexo G), se observa que no se presentan diferencias significativas ($p = 0,393$), por lo que se concluye que el ángulo de inclinación no afecta significativamente la operación física de sedimentación, teniendo los estanques igual comportamiento en el estudio. La retención promedio de sólidos fue 60% (50 – 70%). Para un sedimentador de 1 m de profundidad, con un tiempo de retención de 20 min a 10 °C, en una estación de trucha, la retención de SST fue alrededor del 60% (Brinker *et al.*, 2006; citados por Sindilariu, 2007).

Tabla 14. Porcentaje de retención de los SST.

Estanque piloto	Réplica				
	0	1	2	3	4
30°	61,5	66,1	55,2	70,9	59,5
45°	53,9	51,1	59,7	60,6	50,2
60°	53,9	63,1	58,2	64,2	55,1

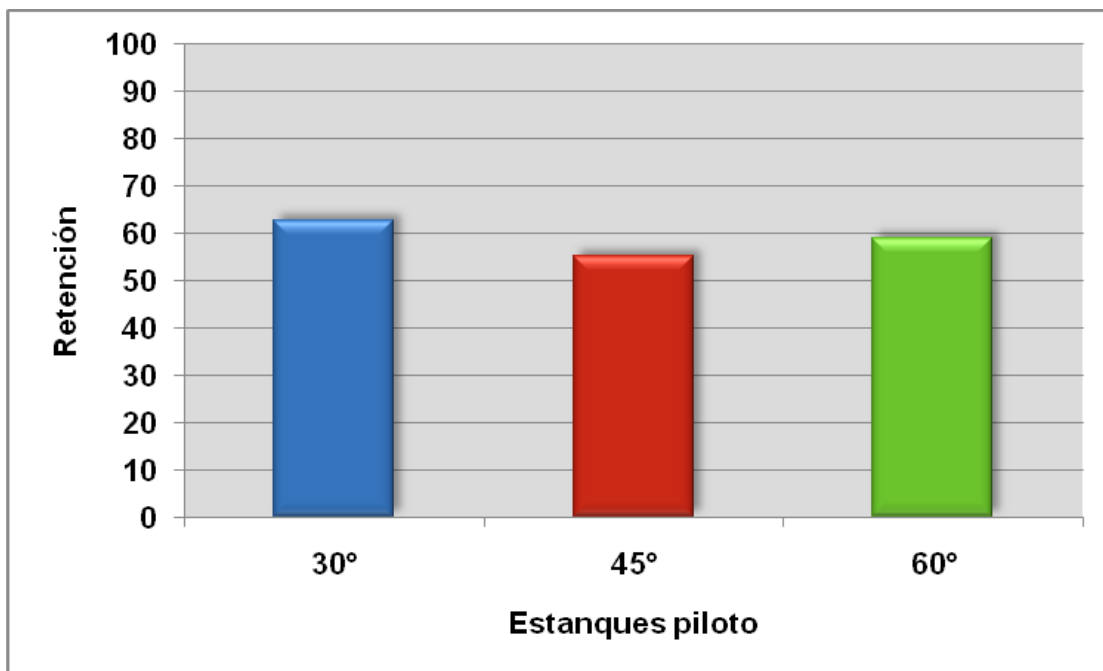


Figura 13. Porcentaje promedio de retención de SST en los estanques.

La carga superficial estimada para la sedimentabilidad del lodo en los estanques piloto evaluados fue de $1,69 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, las cargas superficiales reportadas en 16 estaciones piscícolas fue de $1,5 - 3,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ (Henderson & Bromage, 1988; citados por Cripps & Bergueim, 2000), otro rango obtenido fue de $1,0 - 2,7 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ (Bergueim, 1998; citado por Cripps & Bergueim, 2000), se reportó el valor de $1,7 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ como el adecuado para producir sedimentación de sólidos en la actividad acuícola (Mudrak, 1981; citado por Cripps & Bergueim, 2000). Con lo anterior, se encontró que la carga superficial hallada en este estudio, está en el rango de las estaciones piscícolas.

7.5. ACUMULACIÓN DE LODO

En la Tabla 15 se presentan los valores de lodo retenido en las diferentes cámaras del estanque piloto, se puede observar, que la mayor acumulación de sólidos se presenta en las paredes del estanque; con el paso del tiempo esta acumulación permite el aumento de peso del lodo e incrementa su cantidad siendo arrastrado al fondo de la tolva. En el estudio no se presentó crecimiento de algas debido al control realizado a los estanques, protegiéndolos de la iluminación directa del sol, evitando la fotosíntesis.

Tabla 15. Valores en la acumulación de lodo.

Réplica	Estanque piloto	Porcentaje de retención		
		Estructura de entrada	Pared	Fondo
0	30°	37,7	35	27,2
	45°	36,2	25,9	37,9
	60°	31,6	16,7	51,8
1	30°	17,9	67,6	14,5
	45°	23,2	59,2	17,7
	60°	25,5	52,6	21,9
2	30°	9,3	70,6	20,2
	45°	13,7	58	28,3
	60°	19,7	41,6	38,8
3	30°	12	68,9	19
	45°	12,8	56,3	31
	60°	14,2	35,6	50,2
4	30°	41,5	47,6	10,9
	45°	42,3	43	14,7
	60°	42,5	38,2	19,3

La prueba de Kruskal-Wallis (K-W) mostró que existen diferencias significativas entre los diferentes ángulos de inclinación de los estanques piloto ($p = 0,027$), por lo que fue necesario realizar la estadística descriptiva para encontrar las diferencias significativas (ver Anexos E y F). Los resultados obtenidos mostraron que la cantidad de lodo acumulada en las paredes de 30° y 45° son iguales, y en la pared de 60° es diferente, siendo menor la cantidad de lodo acumulada en 60°.

Los fondos de los estanques mostraron con la prueba de K-W que no hay diferencias significativas ($p = 0,113$), debido a que los canales de recolección de lodos en los estanques tienen la misma área.

El fenómeno de acumulación de lodo en los estanques depende del ángulo de inclinación de la pared, de acuerdo con la Tabla 15 y los Anexos E y F, el ángulo de 60° obtuvo los mejores resultados, en el re-direccionamiento del lodo acumulado en la pared hacia el fondo del estanque por su propio peso. Con estos resultados se puede observar como el ángulo de inclinación es un factor a tener en cuenta en el desplazamiento del lodo hacia el fondo, debido a las fuerzas que actúan sobre el lodo que esta retenido en la pared.

El arrastre de partículas se intensifica con un mayor ángulo, sin embargo el ángulo de 60° generaría limitaciones en la utilización de un estanque a escala real, ya que

reduce el volumen del estanque, reduciendo a su vez la capacidad del mismo; de otra parte la construcción con un ángulo tan alto limitaría la operación del estanque, particularmente en actividades de cosecha y selección de colas. El ángulo más bajo de 30° generaría menos limitaciones con el volumen, aprovecharía de una mejor manera la capacidad del estanque, pero limitaría el re-direccionamiento del lodo hacia el fondo del estanque, ya que requeriría más tiempo para retener el suficiente lodo para alcanzar el peso que permita vencer la resistencia en las interfaces lodo-pared moviéndose hacia el fondo del estanque.

La utilización del ángulo de inclinación de 45° en las paredes del estanque parece ser la solución más viable, desde el punto de vista teórico es un ángulo apropiado para realizar el desplazamiento de lodo en sedimentadores con flujo distribuido uniformemente, como lo que ocurre en los estanques piscícolas. Este sería una solución intermedia entre las limitaciones del ángulo de 30° y el de 60°.

En la réplica cero se observa que con un material de rugosidad baja como el acrílico (rugosidad absoluta 0,015 mm) se tiene una retención de alrededor de 16 – 35% lodo en la pared y en el fondo del 27 – 52%, en las réplicas con un material con una rugosidad mayor como la del concreto (0,025 mm) se tiene una retención del 35 – 70% en la pared y de 14 – 50% en el fondo. Las diferencias en el tipo de material de construcción de la pared del estanque (acrílico, concreto), favorecen o afectan el transporte de los lodos, se observa en los resultados que la rugosidad de los materiales es un factor muy importante que generan diferencias en la efectiva re-dirección del lodo sedimentado hacia el fondo del estanque. La menor rugosidad del acrílico favorece un mayor movimiento del lodo hacia el canal de recolección, aun en los ángulos de inclinación más bajos. En este sentido, se debe recomendar que en construcciones a escala real la pared inclinada presente la menor rugosidad posible. En caso de ser construida en concreto se recomienda sea esmaltada con una capa de cemento, para disminuir su rugosidad.

Acorde con las discusiones anteriores, el estanque más recomendable a escala real, es el de pared inclinada con un ángulo de 45°, por su fácil construcción y manipulación, sin sacrificar el volumen de la población de peces. Además el acabado de las paredes deben ser lo menos rugoso posible para reducir al máximo el fenómeno de fricción, para contribuir al desplazamiento del lodo al canal de recolección.

8. CONCLUSIONES

Esta investigación se basó en una prueba con tres estanques piloto construidos con ángulos de inclinación en sus paredes de 30, 45 y 60° respectivamente. Los resultados mostraron que el estanque de mejor comportamiento en cuanto al redireccionamiento del lodo al fondo es aquel cuya pared tenía una inclinación de 60°, seguido por los estanques de 45 y 30°. Estos resultados determinaron que los valores promedio de la acumulación de lodos en los estanques fueron en pared de 43% y fondo 37% para el ángulo de 60°; 58 y 26% en pared y fondo para el ángulo de 45°; finalmente 69 y 18% en pared y fondo para el ángulo de 30°.

El movimiento del lodo sedimentado sobre las paredes del estanque está condicionado por el ángulo de inclinación, el peso del lodo y el esfuerzo cortante que se genera entre las dos interfaces lodo-pared. Aunque el ángulo de inclinación presentó un gran aporte en este movimiento, no se pueden descuidar aspectos como resistencia a la fricción generada por el material y el acabado de la pared, porque esta fricción genera un mayor esfuerzo cortante que podría dificultar el transporte del lodo de la pared al fondo del estanque.

9. RECOMENDACIONES

El estudio indica que para una rugosidad similar a la del concreto existen diferencias significativas entre las paredes a los diferentes ángulos evaluados, lo que permite sugerir que la pared con ángulo de 60° puede ser utilizada a escala real. Sin embargo, debido a limitaciones tanto de volumen (capacidad de producción) como de las mismas actividades operativas en el manejo del estanque, se recomienda usar la pared con ángulo de 45° en los estanques a construir y se recomienda mejorar el acabado de las paredes internas, de tal forma que la fricción se reduzca al máximo. En este contexto es conveniente esmaltar la superficie de la pared del estanque reduciendo la fricción y el esfuerzo cortante, lo cual facilitaría el movimiento del lodo retenido en la pared hacia el fondo del estanque.

La acumulación y re-direccionamiento del lodo en los estanques piloto en esta investigación, no incluyó la turbulencia generada por el comportamiento de la densidad de peces al nadar en el estanque, por lo tanto, se recomienda tener en cuenta la actividad natatoria de los peces, en un estudio con estanques a escala real, para evaluar su efecto en la retención de sólidos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF; 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition; Washington D.C.

Arboleda J.; 2000. Teoría y práctica de la purificación del agua. Capítulo 5. Teoría de la sedimentación del agua. Tomo 1, Tercera Edición, McGraw-Hill; Santa Fe de Bogotá D.C. Pág. 199 - 322.

Bilotta G. and Brazier R.; 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research, Volume 42, Issue 12. Pages 2849 – 2861.

CEPAL, FAO y IICA.; 2010. Perspectivas de la agricultura y del desarrollo rural en las Américas: una mirada hacia América Latina y el Caribe. FAO; Santiago de Chile. Pág. 51 – 63.

Chadwick D., Donaldson G., Laws J. and Zonno V.; 2006. Manual on effluent treatment in aquaculture: Science and Practice. Chapter 10. Sludge: Valuable Resource or Disposal Problem. Aquaetreat; European Union. Pages 132 – 143.

Corcoran E., Nellemann C., Baker E., Bos R., Osborn D. and Savelli H.; 2010. Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, UN-HABITAT, GRID-Arendal. Pages 5 – 30.

Couturier M., Trofimencoff T., Buil J. and Conroy J.; 2009. Solids removal at a recirculating salmon-smolt farm. Aquacultural Engineering, Volume 41, Issue 2. Pages 71 – 77.

Cripps S.; 1995. Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. Aquaculture, Volume 133, Issues 3 – 4. Pages 323 – 339.

Cripps S. and Bergheim A.; 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. Aquacultural Engineering, Volume 22, Issues 1 – 2. Pages 33 – 56.

Cripps S. and Poxton M.; 1992. A review of the design and performance of tanks relevant to flatfish culture. Aquacultural Engineering, Volume 11, Issue 2. Pages 71 – 91.

Cruz M.; 2002. Consultoría para analizar el impacto de la tasa por utilización del agua en los diferentes sectores de la economía. Informe presentado al Ministerio del Medio Ambiente; Bogotá. Pág. 79.

Cunningham J.; 2003. Effluent Characterization of Flow-Through Aquaculture Operations in West Virginia. Thesis Master of Science, West Virginia University; Morgantown. Pages 2 – 77.

Davidson J. and Summerfelt S.; 2004. Solids flushing, mixing, and water velocity profiles within large (10 and 150 m³) circular 'Cornell-type' dual-drain tanks. *Aquacultural Engineering*, Volume 32, Issue 1. Pages 245 – 271.

Davidson J. and Summerfelt S.; 2005. Solids removal from a coldwater recirculating system—comparison of a swirl separator and a radial-flow settler. *Aquacultural Engineering*, Volume 33, Issue 1. Pages 47 – 61.

Davidson J., Good C., Welsh C., Brazil B. and Summerfelt S.; 2009. Heavy metal and waste metabolite accumulation and their potential effect on rainbow trout performance in a replicated water reuse system operated at low or high system flushing rates. *Aquacultural Engineering*, Volume 41, Issue 2. Pages 136 – 145.

Davidson J., Helwig N. and Summerfelt S.; 2008. Fluidized sand biofilters used to remove ammonia, biochemical oxygen demand, total coliform bacteria, and suspended solids from an intensive aquaculture effluent. *Aquacultural Engineering*, Volume 39, Issue 1. Pages 6 – 15.

De la Cruz C. y Salazar A.; 2007. Caracterización y estudio de tratabilidad del efluente de estaciones piscícolas. Trabajo de grado, Universidad del Cauca; Popayán. Pág. 42.

Departamento Nacional de Planeación (DNP); 2007. Agenda Interna para la productividad y la Competitividad. Documento Regional Cauca; Bogotá. Pág. 25 – 39.

Ebeling J., Rishel K. and Sibrell P.; 2005. Screening and evaluation of polymers as flocculation aids for the treatment of aquacultural effluents. *Aquacultural Engineering*, Volume 33, Issue 4. Pages 235 – 249.

Gamble A.; 1999. A comparative analysis of three biofilter types treating wastewater produced in recirculating aquaculture systems. Thesis Master of Science, Virginia Polytechnic Institute and State University; Blacksburg. Pages 15 – 59.

Goula A., Kostoglou M., Karapantsios T. and Zouboulis A.; 2008. The effect of influent temperature variations in a sedimentation tank for potable water treatment:

A computational fluid dynamics study. *Water Research*, Volume 42, Issue 13. Pages 3405 – 3414.

Hernández C., Aguirre G. y López D.; 2009. Sistemas de producción de acuicultura con recirculación de agua para la región norte, noreste y noroeste de México. *Revista Mexicana de Agronegocios*, Volumen 25; México. Pág. 117 – 130.

Idaho Division of Environmental Quality (IDEQ); 1998. Idaho Waste Management Guidelines for Aquaculture Operations. Chapter 7: System Components and Design Criteria. Idaho Department of Health and Welfare, Division of Environmental Quality, Twin Falls; Idaho. Pages 23 – 38.

Jackson C., Preston N., Burford M. and Thompson P.; 2003. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture*, Volume 226, Issues 1 – 4. Pages 23 – 34.

Johnson W. and Chen S.; 2006. Performance evaluation of radial/vertical flow clarification applied to recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, Volume 34, Issue 1. Pages 47 – 55.

Jover M., Martínez S., Tomás A. y Pérez L.; 2003. Propuesta metodológica para el diseño de instalaciones piscícolas. *Revista AquaTIC*, Número 19; Valencia. Pág. 17 – 26.

Labatut R., Timmons M., Ebeling J. and Bhaskaran R.; 2007. Hydrodynamics of a Large-Scale Mixed-Cell Raceway (MCR): Experimental Studies. *Aquacultural Engineering*, Volume 37, Issue 2. Pages 132 – 143.

Lekang O., Bergheim A. and Dalen H.; 2000. An integrated wastewater treatment system for land-based fish-farming. *Aquacultural Engineering*, Volume 22, Issue 3. Pages 199 – 211.

Lin K. and Yi Y.; 2003. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. *Aquaculture*, Volume 226, Issues 1 – 4. Pages 57 – 68.

Loix B.; 2006. Manual on effluent treatment in aquaculture: Science and Practice. Chapter 3. Effluent Water Treatment: Solids Removal. *Aquaetreat*; European Union. Pages 31 – 32.

Luchini L. y Panné S.; 2008. Perspectivas en acuicultura: nivel mundial, regional y local. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA); Buenos Aires. Pág. 1 – 38.

MacMillan J., Huddleston T., Woolley M. and Fothergill K.; 2003. Best Management Practices for Flow-Through, Net-Pen, Recirculating, and Pond. Aquaculture, Volume 226, Issues 1 – 4. Pages 91 – 99.

Maillard V., Boardman G., Nyland J. and Kuhn D.; 2005. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. Aquacultural Engineering, Volume 33, Issue 4. Pages 271 – 284.

Marbá N.; 2010. La acuicultura está emergiendo como una revolución para la humanidad equivalente a la que representó la agricultura hace milenios. Revista de acuicultura (Ipac), Número 49; Vigo. Pág. 11 – 13.

Martínez, D.; 2008. Desarrollo sustentable y acuicultura de pequeña escala en Chile: evaluación ambiental y consideraciones para su administración. Tesis de grado de magíster, Pontificia Universidad Católica de Chile; Santiago de Chile. Pág. 6 – 17.

Masaló I.; 2008. Hydrodynamic characterisation of aquaculture tanks and design criteria for improving self-cleaning properties. Doctoral Thesis, Technical University of Catalonia; Castelldefels. Pages 4 – 49.

Masters A., Vinci B., Brazil B., Creaser D. and Summerfelt S.; 2008. Performance characterization of influent and effluent treatment systems: A case study at Craig Brook National Fish Hatchery. Aquacultural Engineering, Volume 38, Issue 1. Pages 66 – 76.

Montaño A. y Sandoval J.; 2008. Evaluación de parámetros de diseño y operación en la piscícola el diviso para la generación de alternativas de producción más limpia en el desarrollo de la piscicultura. Trabajo de grado, Universidad del Cauca; Popayán. Pág. 53.

Moya À.; 2008. Efecte de la presencia de peixos bentònics en les característiques hidrodinàmiques dels tancs Raceways. Tesi de màster, Universitat Politècnica de Catalunya; Barcelona. Pàg. 13 – 22.

Naciones Unidas (NU); 2003. Agua para todos, agua para la vida. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo. UNESCO-WWAP; Paris. Pág. 4 – 18.

Naylor S., Moccia R. and Durant G.; 1999. The Chemical Composition of Settleable Solid Fish Waste (Manure) from Commercial Rainbow Trout Farms in Ontario, Canada. North American Journal of Aquaculture, Volume 61, Issue 1. Pages 21 – 26.

Nicholson F., Chambers B., Williams J. and Unwin R.; 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, Volume 70, Issue 1. Pages 23 – 31.

Oca J. and Masaló I.; 2007. Design criteria for rotating flow cells in rectangular aquaculture tanks. *Aquacultural Engineering*, Volume 36, Issue 1. Pages 36 – 44.

Pardo S., Suarez H. y Soriano E.; 2006. Tratamiento de efluentes: Una vía para la acuicultura responsable. *Revista MVZ Córdoba*, Volumen 11, Suplemento 1. Pág. 20 – 29.

Peña W. y Escobar I.; 2009. Determinación de la viabilidad del uso de geotextil no tejido como medio filtrante, en flujo horizontal, para la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes en efluentes de piscifactorías de trucha. Trabajo de grado, Universidad del Cauca; Popayán. Pág. 35.

Pérez J. Sedimentadores laminares. Manual del curso sobre tecnología de tratamiento de agua para países en desarrollo. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS); 1977. Pág. 1 – 56.

Pfeiffer T., Osborn A. and Davis M.; 2008. Particle sieve analysis for determining solids removal efficiency of water treatment components in a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, Volume 39, Issue 1. Pages 24 – 29.

Pulatsu S., Rad F., Köksal G., Aydın F., Benli K. and Topçu A.; 2004. The Impact of Rainbow Trout Farm Effluents on Water Quality of Karasu Stream, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Volume 4. Pages 9 – 15.

Rodríguez P., Gutiérrez A., Mahamud M. and Bueno J.; 2008. Flow models for rectangular sedimentation tanks. *Chemical Engineering and Processing*, Volume 47, Issues 9 – 10. Pages 1705 – 1716.

Roque E., Blancheton J. and Aubin J.; 2009a. Towards environmentally sustainable aquaculture: Comparison between two trout farming systems using Life Cycle Assessment. *Aquacultural Engineering*, Volume 40, Issue 3. Pages 113 – 119.

Roque E., Blancheton J. and Aubin J.; 2009b. Water quality and rainbow trout performance in a Danish model Farm recirculating system: comparison with a flow through system. *Aquacultural Engineering*, Volume 40, Issue 3. Pages 135 – 143.

Salazar F. and Saldana R.; 2007. Characterization of manures from fish cage farming in Chile. *Bioresource Technology*, Volume 98, Issue 17. Pages 3322 – 3327.

Sandu S., Brazil B. and Hallerman E.; 2008. Efficacy of a pilot-scale wastewater treatment plant upon a commercial aquaculture effluent I. Solids and carbonaceous compounds. *Aquacultural Engineering*, Volume 39, Issues 2 – 3. Pages 78 – 90.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGPyA); 2006. Los sistemas cerrados de recirculación en piscicultura. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca; Buenos Aires. Pág. 1 – 7.

Sindilariu P.; 2007. Reduction in effluent nutrient loads from flow-through facilities for trout production: a review. *Aquaculture Research*, Volume 38, Issue 10. Pages 1005 – 1036.

Sindilariu P., Brinker A. and Reiter R.; 2009. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering*, Volume 35, Issue 5. Pages 711 – 722.

Sindilariu P., Schulz C. and Reiter R.; 2007. Treatment of flow-through trout aquaculture effluents in a constructed wetland. *Aquaculture*, Volume 270, Issues 1 – 4. Pages 92 – 104.

Sindilariu P., Wolter C. and Reiter R.; 2008. Constructed wetlands as a treatment method for effluents from intensive trout farms. *Aquaculture*, Volume 277, Issues 3 – 4. Pages 179 – 184.

Snow A. and Ghaly A.; 2008. A Comparative Study of the Purification of Aquaculture Wastewater Using Water Hyacinth, Water Lettuce and Parrot's Feather. *American Journal of Applied Sciences*, Volume 5, Issue 4. Pages 440 – 453.

Stewart N., Boardman G. and Helfrich L.; 2006. Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. *Aquacultural Engineering*, Volume 35, Issue 2. Pages 166 – 178.

Summerfelt S., Hankins J., Weber A. and Durant M.; 1997. Ozonation of a recirculating rainbow trout culture system II. Effects on microscreen filtration and water quality. *Aquaculture*, Volume 158, Issues 1 – 2. Pages 57 – 67.

Summerfelt S., Adler P., Glenn D., and Kretschmann R.; 1999. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering*, Volume 19, Issue 2. Pages 81 – 92.

Tacon A. and Forster I.; 2003. Aquafeeds and the environment: policy implications. *Aquaculture*, Volume 226, Issues 1 – 4. Pages 181 – 189.

True B., Johnson W. and Chen S.; 2004a. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization. *Aquacultural Engineering*, Volume 32, Issue 1. Pages 129 – 144.

True B., Johnson W. and Chen S.; 2004b. Reducing phosphorous discharge from flow-through aquaculture: II: Hinged and moving baffles to improve waste transport. *Aquacultural Engineering*, Volume 32, Issue 1. Pages 145 – 160.

True B., Johnson W. and Chen S.; 2004c. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture: III: assessing high-rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering*, Volume 32, Issue 1. Pages 161 – 170.

UICN, Gland, Suiza y Málaga; 2007. Guía para el desarrollo sostenible de la acuicultura mediterránea. Interacciones entre la acuicultura y el medio ambiente. UICN, Gland, Suiza y Málaga, España en colaboración con el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España y la Federación Europea de Productores de Acuicultura (FEAP); Málaga. Pág. 53 – 61.

Vantaram A.; 2004. Honeycomb Fiber-Reinforced Polymer Sandwich Composites for Development of Aquaculture Raceway Systems. Thesis Master of Science, West Virginia University; Morgantown. Pages 1 – 16.

Varadi L., Bardocz T. and Oberdieck A.; 2009. A handbook for sustainable aquaculture. *SustainAqua*; Copenhagen. Pages 4 – 91.

Viadero R., Cunningham J., Semmens K. and Tierney A.; 2005. Effluent and production impacts of flow-through aquaculture operations in West Virginia. *Aquacultural Engineering*, Volume 33, Issue 4. Pages 258 – 270.

Watten B., Honeyfield D., Michael F. Schwartz.; 2000. Hydraulic characteristics of a rectangular mixed-cell rearing unit. *Aquacultural Engineering*, Volume 24, Issue 1. Pages 59 – 73.

Wik T., Lindén B. and Wramner P.; 2009. Integrated dynamic aquaculture and wastewater treatment modelling for recirculating aquaculture systems. *Aquaculture*, Volume 287, Issues 3 – 4. Pages 361 – 370.

Wong K. and Piedrahita R.; 2000. Settling velocity characterization of aquacultural solids. *Aquacultural Engineering*, Volume 21, Issue 4. Pages 233 – 246.

Zuluaga F.; 2006. La piscicultura, una industria promisoría. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, Volumen 19, Número 2; Medellín. Pág. 123 – 124.

ANEXOS

ANEXO A

ECUACIONES EMPLEADAS PARA LOS PORCENTAJES DE ACUMULACIÓN DE LODOS

$$E_S = Q \times C_C \times t$$

$$S_{EP} = Q \times C_S \times t$$

$$S_R = E_S - S_{EP}$$

$$E_{EP} = C_E \times V_E$$

$$\% E_{EP} = (E_{EP} / S_R) \times 100$$

$$P_{EP} = C_P \times V_P$$

$$\% P_{EP} = (P_{EP} / S_R) \times 100$$

$$F_{EP} = C_F \times V_F$$

$$\% F_{EP} = (F_{EP} / S_R) \times 100$$

Donde:

C_C = concentración del agua cruda a la entrada del sistema (mg/L)

C_E = concentración del agua cruda a la entrada del estanque piloto (mg/L)

C_F = concentración del efluente en el fondo del estanque piloto (mg/L)

C_P = concentración del efluente en la pared del estanque piloto (mg/L)

C_S = concentración del efluente a la salida del estanque piloto (mg/L)

E_S = entrada del sistema (mg)

E_{EP} = masa entrada del estanque piloto (mg)

F_{EP} = masa fondo del estanque piloto (mg)

P_{EP} = masa pared del estanque piloto (mg)

Q = caudal del estanque piloto (L/s)

S_{EP} = salida del estanque piloto (mg)

S_R = sólido retenido en el estanque piloto (mg)

t = tiempo total del periodo de muestreo (s)

V_E = volumen entrada del estanque piloto (L)

V_F = volumen fondo del estanque piloto (L)

V_P = volumen pared del estanque piloto (L)

ANEXO B

VALORES RECOLECTADOS EN LA ESTACIÓN PISCÍCOLA CHILIGLO

PARÁMETROS PRIMERA RÉPLICA

Día	Hora	Temperatura (°C)	Caudal (L/s)			SST (mg/L)			
			30°	45°	60°	Cruda	30°	45°	60°
Primero	12:00 pm	11,7	0,149	0,151	0,149	-	-	-	-
	06:00 pm	12,3	0,152	0,148	0,153	9,4	6	2	9,5
Segundo	12:00 am	10,3	0,151	0,151	0,151	-	-	-	-
	06:00 am	10,2	0,150	0,152	0,152	9,9	6,5	4	5
	12:00 pm	12,1	0,151	0,149	0,149	-	-	-	-
	06:00 pm	12,7	0,151	0,150	0,150	5	2,5	5	3
Tercero	12:00 am	11,8	0,151	0,151	0,150	-	-	-	-
	06:00 am	10,8	0,149	0,151	0,151	4	2,5	3	2
	12:00 pm	12	0,152	0,150	0,152	-	-	-	-
	06:00 pm	12,6	0,149	0,153	0,151	4	3	2	4
Cuarto	12:00 am	11,4	0,148	0,150	0,152	-	-	-	-
	06:00 am	10,2	0,151	0,151	0,152	3	2,5	2	0,5
	12:00 pm	11,9	0,150	0,150	0,150	-	-	-	-
	06:00 pm	12,3	0,151	0,150	0,150	4,5	2	3,5	1,5
Quinto	12:00 am	12,2	0,149	0,151	0,151	-	-	-	-
	06:00 am	11,1	0,152	0,151	0,150	4,6	4	2	1,5
	12:00 pm	12,8	0,148	0,151	0,150	5,5	4	2	4,5
Media		11,7	0,150	0,151	0,151	5,54	3,67	2,83	3,50
Mediana		11,9	0,151	0,151	0,151	4,60	3	2	2
Desviación estándar		0,9	0,002	0,002	0,002	2,43	1,62	1,12	2,72
Intervalo de confianza para la media al 95%	Límite inferior	11,2	0,150	0,150	0,150	3,67	2,42	1,97	1,41
	Límite superior	12,1	0,151	0,151	0,151	7,42	4,91	3,69	5,59
Varianza		0,8	0	0	0	5,92	2,63	1,25	7,38
Coefficiente de variación		7,4	0,90	0,74	0,76	43,88	44,2	39,5	77,6
Máximo		12,8	0,152	0,153	0,153	9,9	6,5	5	9,5
Mínimo		10,2	0,148	0,148	0,149	3	2	2	0,5
Número de datos		17	17	17	17	9	9	9	9

PARÁMETROS SEGUNDA RÉPLICA

Día	Hora	Temperatura (°C)	Caudal (L/s)			SST (mg/L)			
			30°	45°	60°	Cruda	30°	45°	60°
Primero	12:00 pm	13,7	0,149	0,151	0,150	-	-	-	-
	06:00 pm	12,7	0,151	0,149	0,149	3	4	3,5	2,5
Segundo	12:00 am	11,5	0,149	0,151	0,150	-	-	-	-
	06:00 am	10,7	0,149	0,149	0,151	12,5	15	8,5	4
	12:00 pm	12	0,151	0,151	0,149	-	-	-	-
	06:00 pm	13	0,151	0,152	0,149	5	2	4	3
Tercero	12:00 am	11,5	0,150	0,150	0,150	-	-	-	-
	06:00 am	10	0,151	0,150	0,151	5	2	3	2
	12:00 pm	13,4	0,148	0,149	0,153	-	-	-	-
	06:00 pm	13	0,150	0,150	0,149	13	4,5	7	11,5
Cuarto	12:00 am	11,2	0,151	0,149	0,149	-	-	-	-
	06:00 am	10,5	0,150	0,151	0,149	12,5	4,5	6,5	9
	12:00 pm	12	0,150	0,149	0,150	-	-	-	-
	06:00 pm	13	0,149	0,149	0,151	3,5	2	3	3
Quinto	12:00 am	11,7	0,148	0,152	0,151	-	-	-	-
	06:00 am	11	0,151	0,150	0,150	5,5	2	2,5	1
	12:00 pm	12,2	0,148	0,150	0,151	7	1	2	3
Media		12	0,150	0,150	0,150	7,44	4,11	4,44	4,33
Mediana		12	0,150	0,150	0,150	5,50	2	3,50	3
Desviación estándar		1,1	0,002	0,002	0,002	4,08	4,28	2,30	3,51
Intervalo de confianza para la media al 95%	Límite inferior	11,4	0,149	0,150	0,150	4,31	0,82	2,68	1,64
	Límite superior	12,5	0,150	0,151	0,151	10,58	7,40	6,21	7,03
Varianza		1,2	0	0	0	16,65	18,3	5,28	12,3
Coefficiente de variación		9	0,77	0,70	0,74	54,82	104	51,7	81
Máximo		13,7	0,151	0,152	0,152	13	15	8,5	11,5
Mínimo		10	0,148	0,149	0,149	3	1	2	1
Número de Datos		17	17	17	17	9	9	9	9

PARÁMETROS TERCERA RÉPLICA

Día	Hora	Temperatura (°C)	Caudal (L/s)			SST (mg/L)			
			30°	45°	60°	Cruda	30°	45°	60°
Primero	12:00 pm	13,7	0,150	0,151	0,151	-	-	-	-
	06:00 pm	12,5	0,150	0,149	0,151	9	3,5	4	3
Segundo	12:00 am	11,8	0,151	0,149	0,149	-	-	-	-
	06:00 am	10,5	0,152	0,152	0,150	11	2,5	2	2,5
	12:00 pm	13,3	0,150	0,150	0,149	-	-	-	-
	06:00 pm	12,3	0,151	0,149	0,151	8	9,5	7,5	8,5
Tercero	12:00 am	11,2	0,150	0,150	0,151	-	-	-	-
	06:00 am	10,7	0,150	0,150	0,150	13	9	12	8,5
	12:00 pm	12,2	0,149	0,149	0,150	-	-	-	-
	06:00 pm	13,1	0,151	0,149	0,150	2,5	1	2,5	1
Cuarto	12:00 am	11,2	0,149	0,149	0,148	-	-	-	-
	06:00 am	9,6	0,151	0,150	0,151	3,5	3	2,5	2
	12:00 pm	12,2	0,150	0,152	0,149	-	-	-	-
	06:00 pm	12,5	0,151	0,150	0,150	13	12	6	9,5
Quinto	12:00 am	10,4	0,150	0,149	0,150	-	-	-	-
	06:00 am	8,8	0,151	0,152	0,151	7	9,5	4	7,5
	12:00 pm	12	0,150	0,150	0,149	15,5	8,5	9,5	10,5
Media		11,7	0,150	0,150	0,150	9,17	6,50	5,56	5,89
Mediana		12	0,150	0,150	0,150	9	8,50	4	7,50
Desviación estándar		1,3	0,001	0,002	0,002	4,41	3,97	3,49	3,70
Intervalo de confianza para la media al 95%	Límite inferior	11	0,150	0,150	0,150	5,78	3,45	2,88	3,05
	Límite superior	12,3	0,151	0,151	0,150	12,56	9,55	8,24	8,73
Varianza		1,8	0	0	0	19,44	15,8	12,2	13,7
Coefficiente de variación		11,4	0,52	0,75	0,62	48,10	61,1	62,8	62,8
Máximo		13,7	0,152	0,152	0,151	15,5	12	12	10,5
Mínimo		8,8	0,149	0,149	0,148	2,5	1	2	1
Número de Datos		17	17	17	17	9	9	9	9

PARÁMETROS CUARTA RÉPLICA

Día	Hora	Temperatura (°C)	Caudal (L/s)			SST (mg/L)			
			30°	45°	60°	Cruda	30°	45°	60°
Primero	06:00 am	11	0,039	0,039	0,040	2,5	0,5	1	1,5
	06:00 pm	13,4	0,039	0,041	0,040	3,5	2	1,5	2,5
Segundo	06:00 am	11,2	0,040	0,040	0,040	3,5	1,5	1,5	2
	06:00 pm	12,9	0,039	0,040	0,040	4	1,5	2,5	3
Tercero	06:00 am	9,6	0,040	0,040	0,040	4	2,5	1,5	1,5
	06:00 pm	12,6	0,040	0,040	0,040	7	6	4	5,5
Cuarto	06:00 am	9,3	0,040	0,040	0,040	6	4	5	4,5
	06:00 pm	12,8	0,039	0,040	0,041	2,5	1,5	1	1
Quinto	06:00 am	10,6	0,040	0,041	0,040	2,5	1	0,5	1,5
	06:00 pm	13,7	0,040	0,039	0,040	4	2	2	2,5
Sexto	06:00 am	10,7	0,040	0,040	0,040	2,5	1	1,5	0,5
	06:00 pm	12,8	0,040	0,040	0,041	14	8	5,5	7,5
Séptimo	06:00 am	9,5	0,040	0,040	0,040	7,5	7	4	4,5
	06:00 pm	12,7	0,039	0,040	0,039	2,5	1	0,5	1,5
Octavo	06:00 am	9,6	0,040	0,039	0,040	6,5	1,5	1	1
	06:00 pm	13,1	0,040	0,041	0,040	3	2,5	2,5	2
Noveno	06:00 am	9,5	0,040	0,040	0,040	2,5	1,5	1,5	1
	06:00 pm	12,9	0,040	0,041	0,041	2	0,5	1,5	0,5
Decimo	06:00 am	10,4	0,040	0,041	0,040	1,5	0,5	1	0,5
	06:00 pm	13,7	0,040	0,040	0,040	10	7,5	5	5
Undécimo	06:00 am	9,4	0,040	0,040	0,041	6,5	4	3,5	4,5
	06:00 pm	12,7	0,040	0,041	0,040	2,5	2	2	0,5
Duodécimo	06:00 am	11,4	0,041	0,040	0,040	2	1,5	1,5	2
Media		11,5	0,040	0,040	0,040	4,46	2,65	2,24	2,46
Mediana		11,4	0,040	0,040	0,040	3,50	1,50	1,50	2
Desviación estándar		1,6	0,0004	0,0005	0,0004	3,02	2,31	1,51	1,91
Intervalo de confianza para la media al 95%	Límite inferior	10,9	0,040	0,040	0,040	3,15	1,65	1,59	1,63
	Límite superior	12,2	0,040	0,040	0,040	5,76	3,65	2,89	3,28
Varianza		2,5	0	0	0	9,11	5,33	2,27	3,63
Coefficiente de variación		13,7	1,23	1,56	1,14	67,73	87	67,3	77,6
Máximo		13,7	0,041	0,041	0,041	14	8	5,5	7,5
Mínimo		9,3	0,039	0,039	0,039	1,5	0,5	0,5	0,5
Número de Datos		23	23	23	23	23	23	23	23

ANEXO C

FIGURAS DEL COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA DEL EFLUENTE

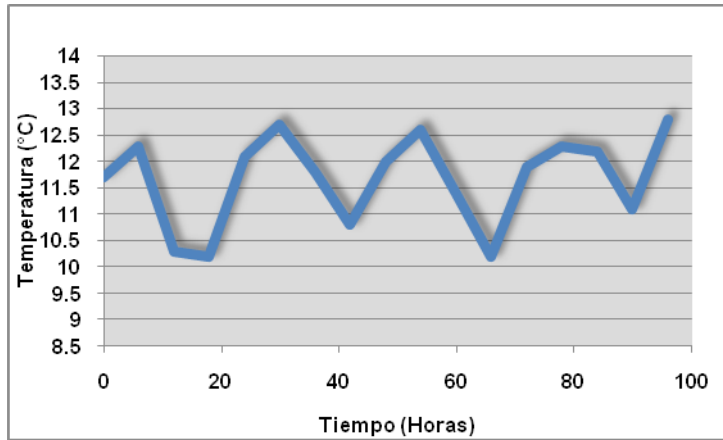


Figura 1. Temperatura en la primera réplica.

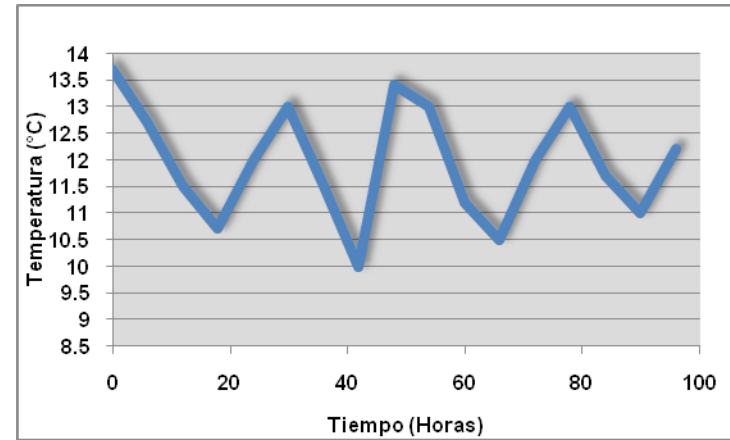


Figura 2. Temperatura en la segunda réplica.

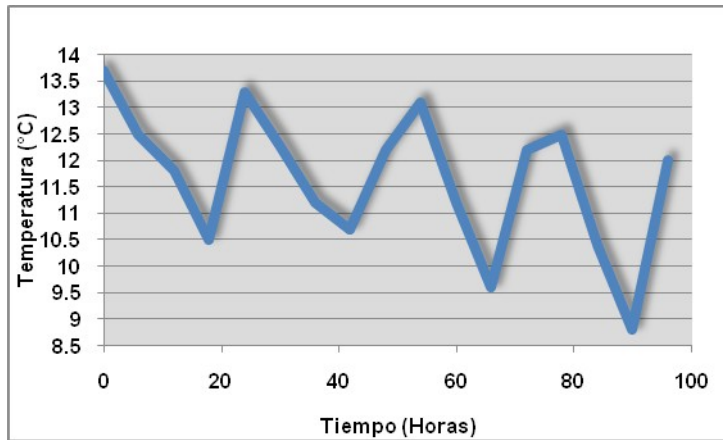


Figura 3. Temperatura en la tercera réplica.

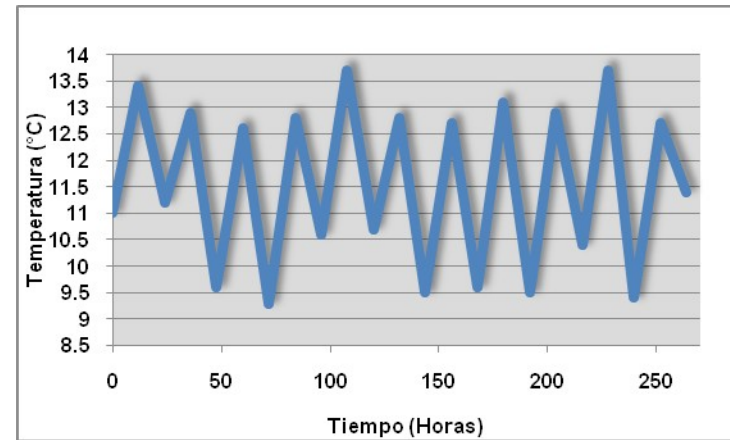


Figura 4. Temperatura en la cuarta réplica.

ANEXO D

**FIGURAS DEL COMPORTAMIENTO DE LOS
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES**

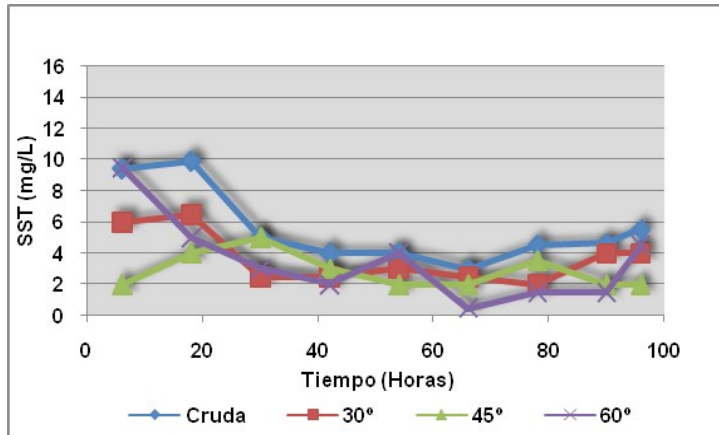


Figura 1. SST en la primera réplica.

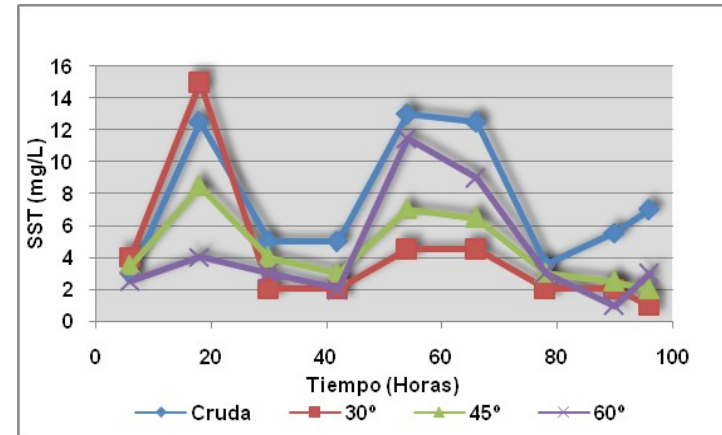


Figura 2. SST en la segunda réplica.

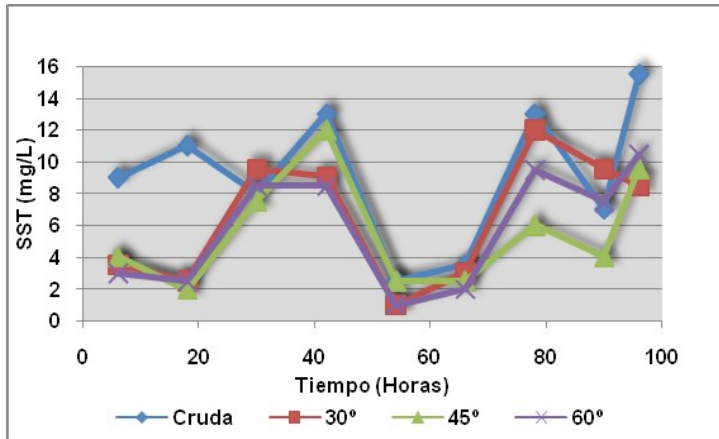


Figura 3. SST en la tercera réplica.

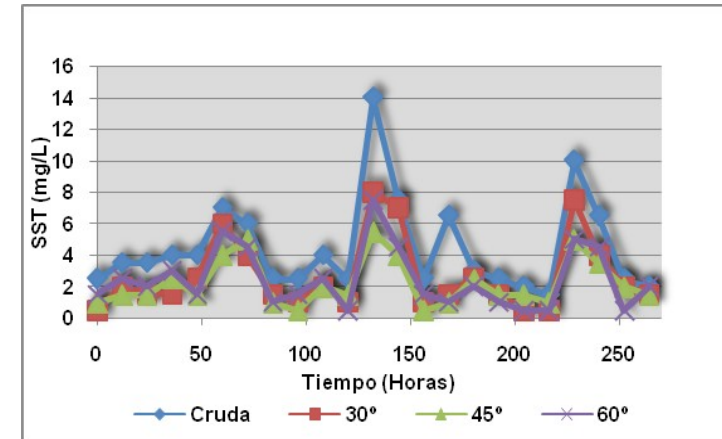


Figura 4. SST en la cuarta réplica.

ANEXO E

ESTADÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE PARED, FONDO Y RETENCIÓN DE SÓLIDOS

ACUMULACIÓN DE LODO EN LA PARED

Estadístico		Pared 30°	Pared 45°	Pared 60°
Media		69	57,8	43,3
Mediana		68,9	58	41,6
Desviación estándar		1,5	1,5	8,6
Intervalo de confianza para la media al 95%	Límite inferior	65,3	54,2	21,9
	Límite superior	72,8	61,5	64,7
Varianza		2,3	2,1	74,3
Coeficiente de variación		2,2	2,5	19,9
Máximo		70,6	59,2	52,6
Mínimo		67,6	56,3	35,6
Número de datos		3	3	3

ACUMULACIÓN DE LODO EN EL FONDO

Estadístico		Fondo 30°	Fondo 45°	Fondo 60°
Media		17,9	25,7	37
Mediana		19	28,3	38,8
Desviación estándar		3	7	14,2
Intervalo de confianza para la media al 95%	Límite inferior	10,4	8,2	1,6
	Límite superior	25,4	43,1	72,3
Varianza		9	49,4	202,7
Coeficiente de variación		16,8	27,4	38,52
Máximo		20,2	31	50,2
Mínimo		14,5	17,7	21,9
Número de datos		3	3	3

RETENCIÓN DE SÓLIDOS

Estadístico		Estanque 30°	Estanque 45°	Estanque 60°
Media		64,1	57,1	61,8
Mediana		66,1	59,7	63,1
Desviación estándar		8,1	5,2	3,2
Intervalo de confianza para la media al 95%	Límite inferior	44,1	44,1	53,9
	Límite superior	84,1	70,2	69,8
Varianza		64,7	27,5	10,2
Coeficiente de variación		12,6	9,2	5,2
Máximo		70,9	60,6	64,2
Mínimo		55,2	51,1	58,2
Número de datos		3	3	3

ANEXO F

DIAGRAMAS DE CAJAS

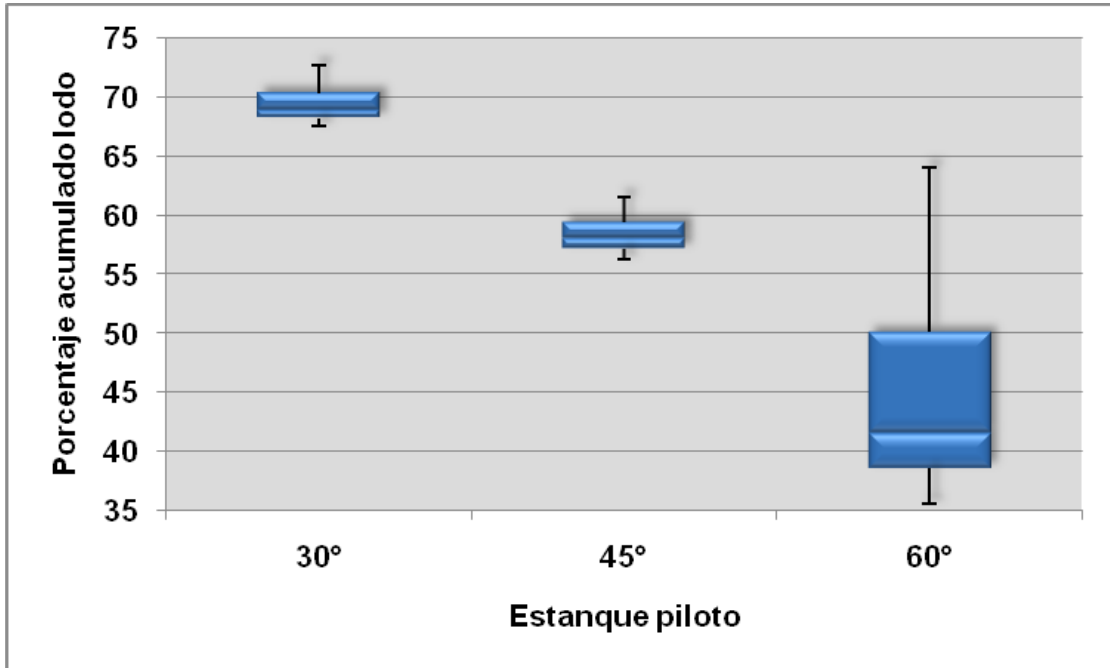


Figura 1. Lodo acumulado en la pared.

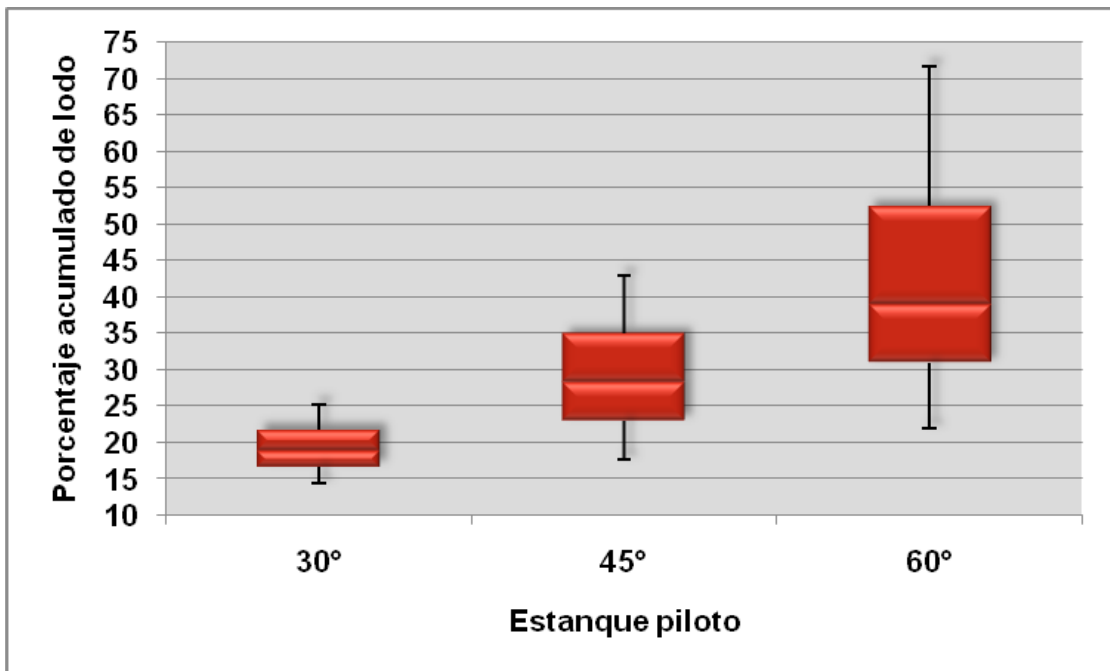


Figura 2. Lodo acumulado en el fondo.

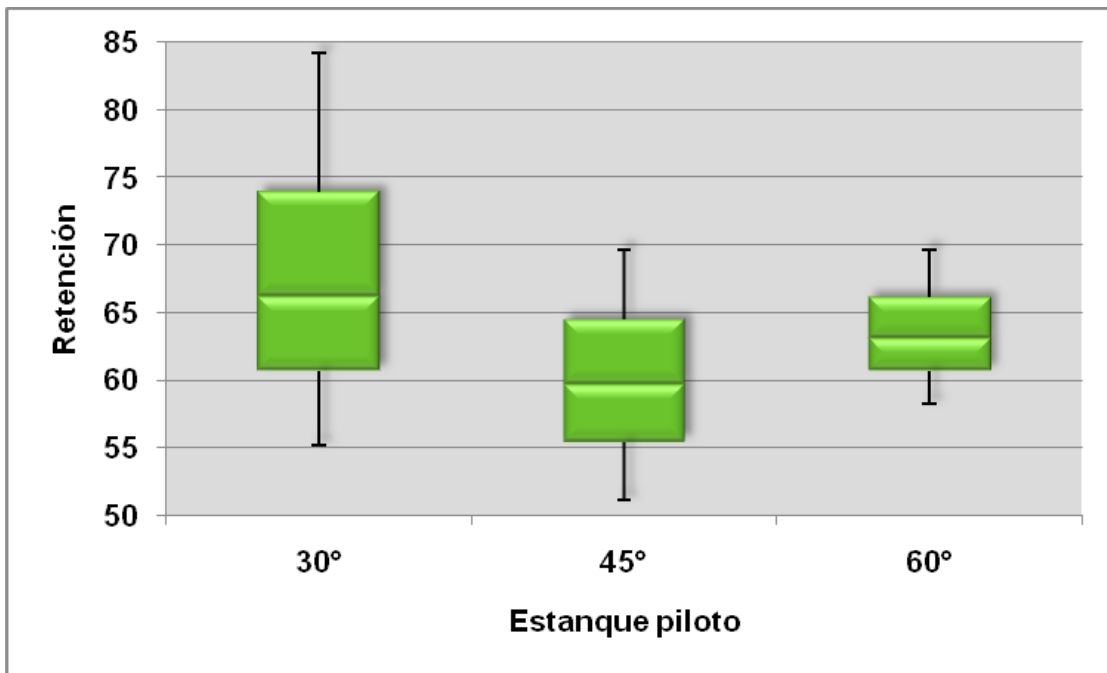


Figura 3. Retención de sólidos.

ANEXO G

RESULTADOS DE LA PRUEBA H DE KRUSKAL-WALLIS

LODO ACUMULADO EN LA PARED

Estanque	N	Mediana	Clasificación del promedio	Z
30°	3	68,9	8	2,32
45°	3	58	5	0,00
60°	3	41,6	2	-2,32
General	9		5	

H = 7,20 GL = 2 P = 0,027 Hay diferencias significativas

LODO ACUMULADO EN EL FONDO

Estanque	N	Mediana	Clasificación del promedio	Z
30°	3	19	2,7	-1,81
45°	3	28,3	5	0,00
60°	3	38,8	7,3	1,81
General	9		5	

H = 4,36 GL = 2 P = 0,113 No hay diferencias significativas

RETENCIÓN DE SÓLIDOS

Estanque	N	Mediana	Clasificación del promedio	Z
30°	3	66,1	6,3	1,03
45°	3	59,7	3,3	-1,29
60°	3	63,1	5,3	0,26
General	9		5	

H = 1,87 GL = 2 P = 0,393 No hay diferencias significativas

ANEXO H

MATERIAL FOTOGRAFICO DE LA ESTACIÓN PISCÍCOLA CHILIGLO



Foto 1. Estanque con adaptación de tubería para el estudio.



Foto 2. Estanque para el estudio con peces juveniles.



Foto 3. Planta piloto instalada en la Estación Piscícola Chiliglo.



Foto 4. Planta piloto en operación.



Foto 5. Tanque de distribución de flujo para planta piloto.



Foto 6. Sistema de control de flujo.



Foto 7. Sistema de entrada del flujo a los estanques piloto.



Foto 8. Cámara de entrada del estanque piloto.

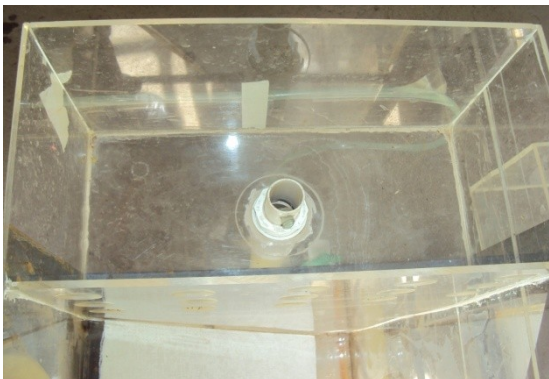


Foto 9. Cámara de salida del estanque piloto.

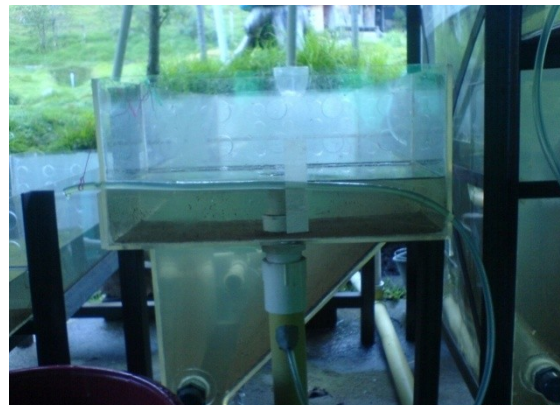


Foto 10. Sistema de goteo para la toma de muestras.



Foto 11. Lodo retenido en la pared de la tolva.



Foto 12. Lodo retenido en el fondo de la tolva.