

**ESTUDIO DE TRATABILIDAD DE EFLUENTES PISCÍCOLAS MEDIANTE
HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES PLANTADOS CON
CAÑA COMUN (*Phragmites Australis* ó *Communis*) Y LIRIO BLANCO
(*Hedychium Coronarium*)**



**MARTHA ISABEL HERRERA VALENCIA
SILVANA ROSERO BUCHELI**

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

**ESTUDIO DE TRATABILIDAD DE EFLUENTES PISCÍCOLAS MEDIANTE
HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES PLANTADOS CON
CAÑA COMÚN (*Phragmites Australis* ó *Communis*) Y LIRIO BLANCO
(*Hedychium Coronarium*)**

**MARTHA ISABEL HERRERA VALENCIA
SILVANA ROSERO BUCHELI**

**Proyecto de grado
para optar al título de
Ingeniero Ambiental**

**Director del trabajo de grado
Ing. Guillermo Chaux Figueroa**

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

CONTENIDO

	Pág.
LISTA DE TABLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE ANEXOS	vi
ABREVIATURAS	vii
RESUMEN	viii
INTRODUCCIÓN	1
1. JUSTIFICACIÓN	3
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
3. OBJETIVOS	6
3.1 OBJETIVO GENERAL.....	6
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
4. MARCO TEÓRICO	7
4.1 PISCICULTURA	7
4.2 TIPOS DE PISCICULTURA	7
4.3 PROCESO DE PRODUCCIÓN DE LA TRUCHA	7
4.3.1 Generalidades.....	7
4.3.2 Sistemas de cultivo	8
4.3.3 Obtención de reproductores	8
4.3.4 Etapas de Crecimiento.....	9
4.4 CALIDAD DE LOS EFLUENTES DE LAVADO EN TRUCHÍCOLAS.....	10
4.5 TRATAMIENTO DE EFLUENTES PISCÍCOLAS	12
4.6 HUMEDALES ARTIFICIALES	14
4.6.1 Tipos de humedales.....	15
4.7. VEGETACIÓN EN HUMEDALES ARTIFICIALES.....	17
4.7.1. Phragmites Communis.....	18
4.7.2 Hedychium Coronarium	20

4.8 EFICIENCIADE HUMEDALES EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	21
4.9 EFICIENCIA DE HUMEDALES EN TRATAMIENTO DE EFLUENTES PISCÍCOLAS.....	23
5. METODOLOGÍA.....	27
5.1 Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica y nutrientes en el sistema de humedal.....	30
5.2 Comparación del nivel de remoción obtenido en cada sistema.....	31
6. RESULTADOS Y DISCUSION.....	32
6.1 Temperatura.....	36
6.2 Oxígeno Disuelto – OD.....	37
6.3 pH.....	39
6.4 Sólidos Disueltos Totales (TDS) - Conductividad eléctrica (CE)	41
6.5 Remoción de Materia Orgánica.....	42
6.5.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno – DBO ₅	42
6.5.2 Demanda química de oxígeno – DQO.....	47
6.6 Remoción de Nutrientes.....	50
6.6.1 Nitrógeno Total- NT	50
6.6.2 Nitrógeno Amoniacal N- NH ₃	53
6.6.3 Fósforo total.....	56
6.7 Remoción de sólidos suspendidos totales – SST.....	59
6.8 Comparación entre la remoción de contaminantes obtenidas por Phragmites Australis y Hedychium Coronarium en el tratamiento del efluente de Trucha Arcoíris	60
7. CONCLUSIONES.....	62
8. RECOMENDACIONES.....	64
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
ANEXOS.....	70

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Porcentaje de los componentes de la dieta de la trucha	10
Tabla 2. Concentración de contaminantes generados en una estación de cultivo de trucha	11
Tabla 3. Características fisicoquímicas de un efluente de lavado de trucha	11
Tabla 4. Procesos naturales en un humedal Artificial	14
Tabla 5. Resumen del desempeño de 27 sistemas de humedales de flujo superficial	22
Tabla 6. Resumen del desempeño de 14 sistemas de humedales de flujo sub superficial	22
Tabla 7. Promedio de los resultados de los parámetros fisicoquímicos de cada punto de muestreo.	35
Tabla 8. Eficiencias de remoción de los contaminantes presentes en el efluente piscícola, obtenidas en el tratamiento con Phragmites Australis y Hedychium Coronarium	61

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Humedal de flujo libre superficial	16
Figura 2. Humedal de flujo sub superficial	17
Figura 3. Phragmites Australis o Communis	18
Figura 4. Hedychium Coronarium.....	20
Figura 5. Ubicación de la piscícola el Diviso	27
Figura 6. Sedimentador	28
Figura 7. Humedal Artificial de flujo subsuperficial horizontal	29
Figura 8. Lecho de secado de lodos	30
Figura 9. Localización de los puntos de muestreo en la planta de tratamiento piloto.....	31
Figura 10. Caja de inspección para evacuación de lodos	32
Figura 11. Registro de crecimiento alcanzado por el Phragmites Australis. a) Phragmites Australis en las primeras semanas del periodo de muestreo. b) Phragmites Australis en la última semana de muestreo.	33
Figura 12. Registro de crecimiento alcanzado por Hedychium Coronarium. a) Hedychium Coronarium en las primeras semanas del periodo de muestreo. b) Hedychium Coronarium en la última semana de muestreo.	34
Figura 13. Eficiencia de remoción de la unidad de sedimentación.....	35
Figura 14. Temperatura a la salida de los tres canales del humedal durante el periodo de muestreo	37
Figura 15. Variación del OD durante el periodo de muestreo.	38
Figura 16. Variación del pH durante el periodo de muestreo.	40
Figura 17. Concentración de sólidos disueltos totales en el humedal durante..	41
Figura 18. Eficiencia de remoción de DBO ₅ en los canales del humedal.....	43
Figura 19. Variación de DBO ₅ en cada canal del humedal durante el periodo de muestreo.	45
Figura 20. Concentración de sólidos suspendidos totales a la salida del humedal durante el periodo de muestreo.....	46
Figura 21. Concentraciones de DBO ₅ en afluente y salida del canal de Phragmites y Hedychium	47
Figura 22. Eficiencia de remoción de DQO en los canales del humedal	48
Figura 23. Concentraciones de DQO en cada canal del humedal durante el periodo de muestreo	49
Figura 24. Concentración de DQO a la entrada del sedimentador y humedal durante el periodo de muestreo.....	49
Figura 25. Eficiencia de remoción de NT en los canales del humedal	51

Figura 26. Comparación de las concentraciones de NT obtenidas en el efluente de cada canal del humedal con el OD afluente.	52
Figura 27. Eficiencia de remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ en los canales del humedal	54
Figura 28. Variación de la concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ a la salida del humedal.....	55
Figura 29. Promedios de temperatura y $\text{NH}_3\text{-N}$ en el humedal.....	56
Figura 30. Eficiencia de remoción de PT en los canales del humedal	57
Figura 31. Variación de concentración de PT a la salida del humedal.....	58
Figura 32. Eficiencia de remoción de SST en los canales del humedal.....	60

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo 1. Resultados de la concentración de Demanda Química de Oxígeno en cada punto de muestreo.....	70
Anexo 2. Resultados de la concentración de Demanda Bioquímica de Oxígeno en cada punto de muestreo	71
Anexo 3. Resultados de la concentración de Nitrógeno Total en cada punto de muestreo	72
Anexo 4. Resultados de la concentración de Nitrógeno Amoniacal en cada punto de muestreo	73
Anexo 5. Resultados de la concentración de Fósforo Total en cada punto de muestreo	74
Anexo 6. Resultados de la concentración de Sólidos Suspendidos totales en cada punto de muestreo.....	75
Anexo 7. Resultados de la temperatura en cada punto de muestreo.....	76
Anexo 8. Resultados de la concentración de Sólidos Disueltos Totales en cada punto de muestreo	77
Anexo 9. Resultados de pH en cada punto de muestreo.....	78
Anexo 10. Concentraciones y porcentaje de oxígeno disuelto en cada punto de muestreo	79
Continuación Anexo 11. Concentraciones y porcentaje de oxígeno disuelto en cada punto de muestreo.....	80
Anexo 12. Resultados de conductividad eléctrica en cada punto de muestreo	81
Anexo 13. Datos de caudal en cada punto de muestreo	82
Anexo 14. Resultados prueba t de Student para los parámetros fisicoquímicos	83
Anexo 15. Referencias de los procedimientos de laboratorio y muestreo.	84

ABREVIATURAS

CE: conductividad eléctrica
DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno
DQO: demanda química de oxígeno
FS: humedal de flujo sub superficial
FWS: humedal de flujo libre superficial
Lpm: litros por minuto
NH₃-N: nitrógeno amoniacal
NT: nitrógeno total
Nº: numero de datos
OD: oxígeno disuelto
PT: fósforo total
SST: sólidos suspendidos totales
Tº: temperatura
TDS: sólidos disueltos totales

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue investigar la eficiencia de remoción de contaminantes de un efluente del cultivo de Trucha Arco iris mediante las especies *Phragmites Australis* y *Hedychium Coronarium* plantadas en un humedal horizontal de flujo sub superficial junto con un canal sin vegetación como control. El sistema fue operado con un tiempo de retención hidráulica de dos días con el cual se obtuvieron porcentajes de eliminación para *Phragmites* de 87.7% de DBO₅, 76.5% de DQO, 59.14% de PT y 85.22% de SST, 64.06% de NT, y para *Hedychium* de 89.3% de DBO₅, 82.4% de DQO, 17.71% de NT, 50.40% de PT y 87.53% de SST. En el caso del nitrógeno amoniacal se presentaron incrementos de 31.22% y 187.49% en el canal de *Phragmites* y *Hedychium* respectivamente. Dado que en el canal sin vegetación se obtuvieron eficiencias de remoción de materia orgánica, fósforo total y sólidos suspendidos, similares a la de los canales plantados, se demostró la baja influencia de las especies sembradas en la remoción de dichos contaminantes. Por su parte, el *Phragmites Australis* se mostró como la especie más eficiente en la remoción de nitrógeno total, logrando un porcentaje inferior de nitrógeno amoniacal, hecho asociado a un mayor poder de asimilación del nutriente en comparación al *Hedychium*.

Palabras claves: *Phragmites Australis*, *Hedychium Coronarium*, humedal de flujo sub superficial, tratamiento de efluentes piscícolas, Trucha Arco iris.

INTRODUCCIÓN

La notable disminución de la pesca de captura en el mundo ha conducido a que la producción acuícola se constituya en una fuente alternativa de proteína para la seguridad alimentaria mundial y a su vez como una actividad generadora de empleo e ingresos. Dentro de este conjunto, la piscicultura, definida como aquella actividad dedicada al cultivo de peces bajo manejo e implementación de buenas prácticas, ha crecido de manera considerable durante las últimas décadas. De hecho, en los últimos 20 años la producción mundial de especies como la tilapia, trucha y cachama han crecido a ritmos de 12%, 6% y 29%, respectivamente (Espinal *et al.*, 2005).

Aun cuando esta industria favorece el sector económico del país, genera simultáneamente diversos impactos en el ecosistema, debido a que la producción piscícola posee una gran demanda de recursos naturales, siendo el agua el más utilizado en todas las etapas de su desarrollo. Este elemento se ve afectado por los residuos generados en los ciclos de levante y engorde de los peces, en los cuales se producen efluentes con grandes cargas orgánicas que son vertidas directamente a los ríos generando graves impactos sobre el ambiente. Diversos métodos para la depuración de estos efluentes han sido aplicados a nivel mundial con el fin de mejorar la calidad de las aguas de desecho generadas por la industria piscícola. Investigaciones realizadas en Europa y Norte América evidencian la eficiencia de tratamientos mecánicos, químicos y biológicos que alcanzan altos porcentajes de remoción de nutrientes, DBO₅, DQO, SST y Coliformes generando efluentes con baja carga contaminante, que disminuyen el costo y facilitan los procesos de potabilización del agua.

La inexistencia en Colombia de tratamientos adecuados para este tipo de efluentes exige la implementación oportuna de medidas que mitiguen el impacto y hagan de la piscicultura una actividad sostenible. Para ello se planteó dentro del proyecto “Desarrollo y Adaptación de Tecnologías para el Tratamiento de Efluentes Piscícolas” una alternativa innovadora de tratamiento en el país, que consiste en la construcción y puesta en funcionamiento de una planta piloto que trata el efluente de lavado de trucha arco iris generada en piscifactoría El Diviso en el departamento del Cauca, mediante un humedal de flujo sub superficial compuesto por tres canales; el primero plantado con *Phragmites Communis* (Australis), el segundo sin vegetación llamado blanco y el último con *Hedychium Coronarium*.

Esta investigación tuvo como objetivo evaluar y comparar la eficiencia de remoción de contaminantes obtenida en cada sistema del humedal con el fin de determinar el más eficiente, para un tiempo de detención hidráulico de dos días.

1. JUSTIFICACIÓN

La piscicultura es un renglón importante en la economía del país que generó en el 2003 ingresos de 158.185 millones de pesos y 10.343 empleos directos consolidándose como una industria prometedora en el desarrollo económico de Colombia. Sin embargo, la producción intensiva de esta industria genera grandes cargas contaminantes que impactan de forma negativa el medio, puesto que los residuos orgánicos originados en el proceso de producción son vertidos generalmente a los ríos sin tratamiento previo, aportando una alta carga contaminante a los sistemas naturales afectando significativamente la calidad del agua y limitando su uso.

Frente a la inexistencia de procedimientos que permitan obtener altos porcentajes de remoción de los contaminantes generados dentro de la industria piscícola Colombiana, se hace imperante la puesta en marcha de trabajos de investigación que permitan caracterizar los sistemas de tratamiento piloto, adaptándolos a las condiciones biofísicas, tecnológicas, económicas y sociales de Colombia, con el fin de implementarlos a escala real. Bajo este contexto se planteó dentro de esta investigación una alternativa de solución, económica frente a tratamientos convencionales, pionera en el país en la depuración de las aguas residuales de la piscicultura y que ha alcanzado altos niveles de remoción de materia orgánica y nutrientes a nivel mundial. La alternativa propuesta consiste en un humedal de flujo sub superficial plantado con dos especies diferentes de vegetación, una de ellas, *Phragmites Australis* o *Communis* ampliamente estudiada en el tratamiento de aguas residuales de diferente tipo, con porcentajes de eliminación de DBO_5 , nutrientes y sólidos suspendidos superiores al 80% (Lin *et al.*, 2002; Gelbrecht *et al.*, 2003; Michael, 2003; Sindilariu, 2008; Sindilariu *et al.*, 2009) y la segunda *Hedychium Coronarium* como especie característica de la región de estudio de la cual no se tienen referencias de investigaciones previas de tratamiento de estas aguas.

Los resultados de esta investigación proveen un aporte valioso al conocimiento del comportamiento de una nueva especie vegetal (*Hedychium Coronarium*) para ser utilizada en humedales construidos y una previamente empleada (*Phragmites Australis*) en la remoción de contaminantes, así como al conocimiento de las eficiencias de remoción logradas en el tratamiento de efluentes truchicolos dentro del país por medio de humedales artificiales de flujo sub superficial.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La acuicultura de agua dulce data de finales de los años 30 con la introducción de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) con fines de repoblamiento en aguas de uso público para la pesca deportiva (FAO, 2003). Esta especie ha ocupado el cuarto renglón en importancia en la acuicultura comercial, precedida de la tilapia (*Oreochromis*), el camarón (*Litopenaeus vannamei*) y cachama (*Piaractus*), las cuales representan en conjunto el 96% de la producción acuícola colombiana, en donde el 11,36% corresponde a la producción de la trucha arco iris (sistema de información de precios y mercados 2009).

Según Pineda *et al.* (2004) para el 2003, el departamento de Antioquia era el primer cultivador en el ámbito nacional seguido por los departamentos de Cundinamarca y Boyacá, quienes en conjunto produjeron aproximadamente el 60% de la producción nacional que ascendió a 7.065 toneladas/año, situándola en tercer lugar, después del híbrido de tilapia roja (*Oreochromis* sp.) con 19.842 toneladas/año y la cachama blanca (*Piaractus brachypomus*) con 13.446 toneladas/año. El Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural en el 2007 estimó el incremento en la producción de Trucha Arco iris en un 12.82% mientras que la producción piscícola nacional registró un aumento de 23.3%. La creciente demanda de este alimento ha consolidado a los productores actuales y fomentado la creación de nuevas empresas capaces de suplir las necesidades nacionales y extranjeras de Trucha. En Colombia el gremio de truchicultores está conformado por empresas familiares y granjas integrales pequeñas que producen volúmenes entre una y 10 toneladas anuales. También participan las medianas empresas, que tienen una capacidad de producción de entre 10 y 70 toneladas por año (Gallón, 2007). Finalmente están las grandes empresas comercializadoras internacionales, que desarrollan proyectos intensivos de producción caracterizándose por sus altas densidades, obteniendo entre 50 y 80 Ton de trucha por mes (Espinal *e. al.*, 2005).

En la producción intensiva de trucha la densidad de población es significativa, llegando a tener aproximadamente 10000 individuos en la etapa de alevinaje, que requieren de 5 a 70 L/min de agua, dependiendo del tamaño del animal, mientras que en la etapa de engorde requieren entre 840 y 960 L/ min por tonelada de trucha (Incoder, 2005). De lo anterior se deduce la alta demanda del recurso hídrico empleado en el cultivo intensivo, en el cual, de manera simultánea se generan aguas residuales que al ser vertidas sin tratamiento previo, generan contaminación en las fuentes receptoras. Dicha contaminación

viene dada principalmente a partir del alimento que se emplea en el cultivo, parte de este es consumido por los individuos en donde a partir de los procesos metabólicos se transforman en heces y orina, y el exceso que deja de consumirse queda como material particulado que entra a formar parte del cuerpo de agua. En este sentido según Kubitzka (1999) (citado por De la cruz, Salazar, 2007) el 70% al 75 % de alimento que es ingerido por la trucha se metaboliza, mientras que el 25% al 30 % se convierte en residuo fecal. En el proceso de metabolismo los peces utilizan solo el 25 % de nitrógeno y el 23 % de fósforo que se suministra en la dieta, las cantidades restantes de estos nutrientes son liberadas al medio acuático como materia orgánica soluble y particulada (Folke y Kautsky, 1989; citado por Morales, 2004) aumentando la demanda bioquímica de oxígeno (Soriano *et al.*, 2006).

Durante la descomposición de los productos metabólicos del animal se generan compuestos nitrogenados como nitritos, nitratos y amoníaco (Salazar ,2000), siendo este ultimo tóxico para la fauna acuática cuando se presenta en concentraciones de unas cuantas partes por millón. Los nitratos junto con el fósforo favorecen el crecimiento acelerado de algas provocando problemas por eutrofización y cambios en la diversidad y abundancia de las especies. La cantidad de nutrientes se incrementa gradualmente en función del caudal y el aporte diario del flujo de entrada, y en función de la capacidad de resiliencia de los ambientes. En este tipo de procesos la excesiva producción de biomasa genera problemas de disminución de oxígeno en el agua, provocando malos olores y la muerte masiva de macro invertebrados. Adicional a los nutrientes, se presentan problemas generados por el aporte a los ríos de sólidos suspendidos y disueltos, los primeros ocasionan un aumento en la turbidez del agua, afectando los procesos fotosintéticos de la flora acuática e interfiriendo en el ciclo biológico dado en este hábitat y los solubles que se producen a raíz de la descomposición de la materia orgánica, proveen de color, olor y sabor a la fuente receptora del mismo (Jiménez, 2005).

Debido a la problemática mencionada anteriormente, la calidad del agua de las fuentes naturales adyacentes a las zonas de cultivo de trucha, se ve seriamente deteriorada dado el escaso nivel de tratamiento que alcanzan este tipo de agua residual en el país, por tanto, se deben abordar soluciones inmediatas tendientes a disminuir los impactos negativos provocados en el ambiente por esta actividad, permitiendo hacer de la piscicultura una actividad que genere beneficios económicos y sociales con grandes posibilidades de hacerla sostenible a nivel ambiental.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la remoción de contaminantes presentes en el efluente de la piscifactoría el Diviso mediante el uso de humedales artificiales sub superficiales con un tiempo de detención de 2 días.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar las eficiencias de remoción de materia orgánica y nutrientes por medio de dos humedales plantados con Caña Común (*Phragmites Australis* ó *communis*) y Lirio Blanco (*Hedychium Coronarium*.)
- Comparar el nivel de remoción obtenido en cada sistema y determinar el más eficiente.

4. MARCO TEÓRICO

4.1 PISCICULTURA

Según la FAO (citado por Espinal *et al.*, 2005) la piscicultura se define como aquella actividad dedicada al cultivo de peces bajo manejo e implementación de buenas prácticas de desarrollo genético, incubación, alimentación, reproducción y sanidad de las especie.

4.2 TIPOS DE PISCICULTURA

De acuerdo al manejo y a la intervención de la mano del hombre, la piscicultura se puede dividir en tres tipos: extensiva, semi intensiva e intensiva. (Ramírez, 2005)

Extensiva: en cuerpos de aguas existentes, como lagunas, lagos, represas, etc., con un mínimo control del hombre sobre el cultivo, el cual se limita a siembra y cosecha de los peces. La alimentación es natural y la densidad de siembra es baja.

Semi intensiva: se realiza en estanques construidos para tal fin, se maneja con una densidad de siembra establecida, con manejo en la preparación de los estanques y con suministro de alimento concentrado reforzado con alimento suplementario (frutas, desechos de cosecha, cereales etc.).

Intensiva: es más especializada, maneja altas densidades, utilización de alimento concentrado para peces, recambios permanentes de agua e incluso, manejo aireación extra.

4.3 PROCESO DE PRODUCCIÓN DE LA TRUCHA

4.3.1 Generalidades

Según Padilla *et al.* (2003) la trucha es un pez de talla media que vive en las aguas rápidas y frías, y que se alimenta a partir de invertebrados, se reproduce entre noviembre y diciembre cuando la temperatura del agua se encuentra comprendida entre los 5 y 10 °C. Habita en los ríos de montaña y procede

originariamente de América del Norte. Su contenido proteico y la textura de su carne hacen que sea un alimento de alta calidad nutricional, siendo una alternativa al complemento alimenticio, ya que 250 grs. proporcionan el 88% de las proteínas requeridas por los niños y el 68% en los adolescentes

La temperatura óptima en una estación de producción truchícola es menor de 21 °C, pero el límite letal se encuentra en la región de 25 °C a 27 °C, en el cual es posible que los animales sobrevivan cortos periodos pero no crecen ni son activos. Otro parámetro importante en el cultivo de la trucha es el contenido de oxígeno disuelto que disminuye al aumentar la temperatura, sin embargo, esta situación puede remediarse reduciendo la densidad de población o aplicando medidas especiales para incrementar la concentración de oxígeno en el agua. La concentración mínima necesaria para las truchas Arco Iris y Café es de 6 ppm (Pillay, 1997).

4.3.2 Sistemas de cultivo

El sistema de producción más utilizado es el cultivo en canales, aplicado originalmente en Norte América para criar truchas destinadas a repoblar aguas de pesca deportiva. Los criaderos consisten en largos canales continuos o una serie de canales divididos por muros transversales. Generalmente se construyen de tierra, ladrillo u hormigón, a nivel de suelo o sobre este. Los canales son estrechos, con anchura de dos a cuatro metros y profundidad menor de un metro. El requerimiento más importante del cultivo en canales es un suministro abundante de agua limpia que fluya por los mismos (Pillay, 1997).

4.3.3 Obtención de reproductores

Según Buxadé (1997) los reproductores de salmónidos no desovan de forma espontánea a las concentraciones en que se les mantiene, sino que es preciso recurrir a la extracción de los productos sexuales a los reproductores, previamente anestesiados, por masajes abdominal y se fecundan los huevos manualmente. Actualmente se emplean poblaciones de trucha en la producción industrial formadas exclusivamente por hembras obtenidas por inversión sexual a fin de cultivar solo descendencia femenina de crecimiento más rápido.

4.3.4 Etapas de Crecimiento

4.3.4.1 Alevinaje

Las truchas se denominan alevinos, hasta que alcanzan una talla aproximada de 8 cm, posteriormente se denominan dedinos o juveniles y se comienza con la etapa de engorde. La fase de alevinaje es uno de los períodos más críticos, donde se deben tener muchos cuidados en el manejo, pues de esto depende el éxito o fracaso de un criadero de trucha especialmente en tallas entre 2.5 – 3.5 cm. El buen desarrollo de los alevinos se ve influenciado por varios factores, entre los cuales se encuentran: cantidad y calidad del agua, densidad, manejo y alimentación (INPA, 2001)

4.3.4.2 Engorde

Cuando los alevinos adquieren una longitud entre los 5 – 8 cm que en peso corresponden a un intervalo aproximado de 1.5 a 6.5 g., se inicia el proceso de engorde o ceba, que finaliza con el sacrificio cuando alcanzan la talla comercial que está de acuerdo con los requerimientos del mercado. La duración de esta etapa está sujeta a las condiciones del agua, en especial a la temperatura y al tipo de manejo que se mantenga durante el proceso.

4.3.4.3 Alimentación

En su estado natural la trucha es un pez carnívoro que come crustáceos, insectos y pequeños peces. En el proceso de cultivo, el alimento a suministrar es de 4.5 a 6 mm de diámetro, y consiste en proteínas, grasas, carbohidratos, sales minerales y vitaminas, siendo los compuestos cálcicos tomados directamente del agua o de los alimentos. Igualmente en muchas estaciones de cultivo se agregan componentes de pigmentación de cataxantina que es suministrado 45 días antes del faenado y sirve para fijarle coloración rosada a la carne, esta etapa dura de 2 a 4 meses.

Según Guerrero (2005), los peces son animales poiquiloterms cuya temperatura corporal no está controlada, sino que se iguala a la del agua que les rodea. Estos animales son más susceptibles a los cambios ambientales y particularmente a los de temperatura. Los sistemas enzimáticos que controlan el ritmo metabólico en los peces funcionan óptimamente a una temperatura específica que en el caso de la trucha esta alrededor de los 15 °C. A ambos lados de esta temperatura la eficacia del sistema disminuye. Durante los

periodos fríos el pez se aletarga y toma solamente el alimento necesario para cubrir sus requerimientos mínimos. A temperaturas bajas de unos 5 °C o menos, una subida de 10 °C duplicará aproximadamente la tasa de actividad metabólica, que decrece otra vez hacia los 17-18 °C. La cantidad de alimento ingerido por el pez depende pues en gran medida de la temperatura del agua, así como el tamaño de los peces. En la tabla 1 se presentan los porcentajes de los componentes de la dieta de la trucha de cultivo.

Tabla 1. Porcentaje de los componentes de la dieta de la trucha

Componente	Porcentaje (%)
Proteína	40-50
Grasas	7
Cenizas	10
Humedad	12
Fibras	3
Vitaminas	1- 4
Minerales	1- 4

Fuente: Chiodo L (1998); citado por De la cruz (2007)

4.4 CALIDAD DE LOS EFLUENTES DE LAVADO EN TRUCHÍCOLAS

Schulz y Rennert (2000) indicaron que la concentración de nutrientes en las granjas de trucha arco iris es, en general, 50 veces inferior a los efluentes municipales. Para Borja (2002) cerca de un 85 % del fósforo, un 80-88 % del carbono y un 52-95 % del nitrógeno introducido en los estanques pueden pasar al cuerpo de agua a través de los desechos de la comida. Por otra parte Piedrahita (2003) afirma que el porcentaje de nitrógeno y fósforo retenido por los peces varía en un rango de 10% a 49% y 17% a 40%, respectivamente, del mismo modo, las emisiones de N en las heces van desde 3,6% a 35% y las de P del 5% al 70%, por último, el N y P que se disuelve, proveniente de las excreciones de los peces se encuentra en un intervalo de 37 % al 72% y 1% a 62% respectivamente, este autor manifiesta que las concentraciones para los sólidos totales, sólidos volátiles y nitrógeno total presentes en el lodo de un efluente de trucha tratado en un tanque de clarificación son en su orden de 22 g/L, 17 g/L, 0,2 g/L.

Según Aguilera (2006) el porcentaje de alimento no ingerido suele estimarse en torno al 10-20%, la incidencia en el ambiente dependerá de los datos de

asimilación, conversión y de su contenido en nitrógeno y fósforo. Los incrementos de concentración (diferencia entre la entrada y salida) de una instalación truchícola antes de la aplicación de depuración se ha estimado en:

Tabla 2. Concentración de contaminantes generados en una estación de cultivo de trucha

Instalación tipo trucha					
	DBO ₅	Materia en suspensión	P	N	NH ₄
mg/L	1.09	1.6	0.66	0.35	0.22

Fuente: Aguilera, 2006

Según De la cruz y Salazar (2007) un efluente de lavado de cultivo de trucha presenta las características fisicoquímicas citadas en la tabla 3:

Tabla 3. Características fisicoquímicas de un efluente de lavado de trucha

Caudal (L/s)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	Turbiedad (NTU)	Sólidos suspendidos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Nitratos (mg/L)
21.96	793.80	1060.36	6.21	598	2050	0.37	0.36
1.48	29.40	97.52	6.98	79	210	0.40	0.35
0.22	147	193.30	7.37	26	30	0.51	0.11

Estas concentraciones de nutrientes junto con los demás contaminantes generados en una piscifactoría vienen dados en general por el suministro de alimento concentrado, principal causante del deterioro de la calidad del agua (Soriano *et al.*, 2006), de acuerdo con Temporetti (1999) estos desechos, rápidamente incrementan las concentraciones de nutrientes (fósforo total y reactivo soluble, amonio, nitrógeno orgánico y materia orgánica), en el sedimento y la columna de agua, descendiendo la concentración de oxígeno disuelto y aumentando el nivel trófico del cuerpo de agua.

Adicional a los nutrientes se generan de igual manera restos de heces que varían según el ciclo metabólico y tasa alimenticia, así como productos químicos y drogas utilizadas para el control de enfermedades y parasitismo (Palma, 2004).

4.5 TRATAMIENTO DE EFLUENTES PISCÍCOLAS

Desde la década de los 70 se ha mostrado interés a nivel mundial sobre el tratamiento de los efluentes piscícolas dados sus características contaminantes. Pero es a partir de los años 90 cuando el tema toma relevancia debido a la necesidad de aprovechar los residuos producidos en esta actividad.

Dos tipos de tratamiento han sido recomendados por diferentes autores, el primero consiste en mejorar las prácticas de producción piscícola que permitan una reducción en el volumen del material contaminante presentes en los efluentes. Estas prácticas consisten en no usar tasas de siembra ni de alimentación superiores a la capacidad de carga del efluente; usar prácticas de alimentación conservadoras evitando la sobreoferta; fertilizar solamente lo necesario para promover el fitoplancton; reducir el recambio de agua cosechar sin drenar el estanque y pasar el efluente por un tanque de sedimentación antes de la descarga final. A partir de estudios se evidencia que al disminuir la cantidad de agua de recambio es posible disminuir la DBO₅, los sólidos suspendidos y nutrientes del efluente que llegan a las fuentes naturales reduciendo de esta manera el impacto ambiental ocasionado por las malas prácticas. Adicional a ello se recomienda adicionar en los estanques de cultivo las cantidades estrictamente necesarias de alimento de modo que se genere la menor cantidad de residuos provenientes del concentrado no consumido. El segundo método consiste en mejorar la calidad del efluente antes de ser lanzado al ambiente. Las técnicas utilizadas van desde la sedimentación, remoción de sólidos hasta la filtración del efluente a través de mangles artificiales, plantas, algas, moluscos, éstos últimos métodos conocidos como biotransformación (Soriano *et al.*, 2006).

Según Summerfelt *et al.*(1999), entre los tipos de humedales artificiales, los de flujo vertical son mejores para remover desechos de la acuicultura, es así que los sólidos suspendidos totales, sólidos volátiles totales, demanda química de oxígeno disuelto y total, nitratos y fosfatos, pueden ser removidos en porcentajes del 98, 98.5, 92, 81, 88.5 y 87%, respectivamente.

Msuya y Neori (2002) utilizando 4 especies de macroalgas (*Gracilaria crassa*, *Ulva reticulata*, *Eucheuma* y *Chaetomorpha*) en el tratamiento de efluentes piscícolas concluyeron que *G. crassa* y *U. reticulata* eliminan el nitrógeno a un ritmo de hasta 0.4 g N/m²/d.

Brinker *et al.* (2005) evaluaron el tratamiento de material particulado proveniente del fraccionamiento de las heces excretadas por los peces y concluyeron que la adición de aglutinantes en la dieta del animal mejora significativamente la estabilidad de las heces favoreciendo así la formación de grandes residuos que pueden ser removidos por eliminación mecánica.

Otro método empleado para el tratamiento de los efluentes piscícolas consiste en la utilización de especies vegetales, generalmente macrófitas, dentro de sistemas de humedales construidos que permiten alcanzar buenos niveles de remoción de contaminantes. Gonzaga *et al.* (2006) evaluaron la eficiencia de remoción de contaminantes procedentes de un efluente de tilapia por medio de tres macrófitas acuáticas flotantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta*), encontrando que las especies *E. crassipes* y *P. stratiotes* son más eficientes en la eliminación de fósforo total alcanzando porcentajes de remoción de 82% y 83.3% respectivamente, y el total de eliminación de nitrógeno (46,1% y 43,9%, respectivamente), posibilitando el reuso de los efluentes en la piscicultura.

Gilio, J y Vigo, K (2006) citan en su investigación otro tipo de tratamientos para ser empleados en la remoción de contaminantes de los efluentes piscícolas, entre los cuales se encuentran Estanques de sedimentación-oxidación y Ósmosis inversa. La construcción de estanques de sedimentación- oxidación de los efluentes de cultivo y la reducción de las tasas de recambio de agua son también ejemplos de acciones de mitigación del deterioro de la calidad de agua. El uso de estos sistemas podría reducir significativamente las concentraciones de efluentes vertidos a los cuerpos de aguas receptores. Los autores Teichert - Coddington (1999) citados por Gilio, J y Vigo, K (2006) comprobaron que los estanques de sedimentación pueden reducir hasta un 61% los sólidos sedimentables, 40%, sólidos suspendidos, 12% de DBO₅, 7% de nitrógeno total y 14% de fósforo total, con no más de seis horas de tiempo de residencia.

Con el fin de eliminar el contenido de nitrógeno amoniacal Galli y Sal (2007) proponen el uso de filtros biológicos en los cuales el amoniaco sufre un proceso sucesivo de oxidación primero a nitrito y finalmente a nitrato. También existe un proceso de reducción anaeróbica de nitrato a nitrógeno molecular gaseoso denominado desnitrificación.

4.6 HUMEDALES ARTIFICIALES

Un humedal artificial es una instalación hidráulica por la que circula el líquido a tratar y que se compone de sustrato y vegetación ubicados en canales o en lagunas. Desde el punto de vista hidrológico, una característica fundamental de los humedales es que el medio esencial, aparte del sustrato, es el agua, de la que en principio están saturados. En los humedales las plantas son la base del proceso, ya que degradan, absorben y asimilan en sus tejidos los contaminantes, pero también proporcionan una extensa superficie donde se posibilita el crecimiento bacteriano y se retienen los elementos sólidos en suspensión (Bellas *et al.*, 2003). En la tabla 4 se indican los procesos naturales que ocurren dentro de un humedal artificial.

Tabla 4. Procesos naturales en un humedal Artificial

Fase	Proceso
Acción bacteriana	Conversión y transformación de contaminantes. En la transformación de los residuos orgánicos se consume Oxígeno. Se realizan también transformaciones de productos orgánicos tóxicos. Siempre se reduce la DBO ₅ .
Absorción de Oxígeno	Sí la lámina líquida del humedal no está en saturación de oxígeno disuelto, lo toma de la atmósfera en una aireación natural.
Sedimentación	Se debe al movimiento lento del líquido, que hace que los sólidos en suspensión se depositen en el fondo. En ciertos casos se produce una floculación. En otros se producen turbulencias (en la entrada) que hacen que estos sólidos se distribuyan uniformemente por todo el humedal.
Degradación natural	La supervivencia de muchos organismos tiene un plazo limitado, por lo que gran parte de ellos muere pasado un periodo de tiempo en el humedal. Por otra parte, la acción fotoquímica provoca la oxidación de muchos componentes orgánicos.
Adsorción	Muchos contaminantes químicos tienden a unirse por adsorción con diversos sólidos, lo que dependerá, en gran parte de la cantidad y composición de estos presentes en la fase líquida en forma de suspensión. Esta adsorción se complementa después casi siempre con la posterior sedimentación.
Volatilización	Los contaminantes volátiles presentes en el líquido se transfieren a la atmósfera.

Fuente: Bellas *et al.*, 2003

Continuación Tabla 4. Procesos naturales en un humedal artificial

Reacciones	Existen fenómenos de hidrólisis, oxidaciones diversas, reducciones, etc.
Evaporación	Muchos gases que se pueden aportar con el afluente, se pueden evaporar y lo mismo puede ocurrir con parte de la masa del humedal, que puede ver reducido así su volumen.

Fuente: Bellas *et al.*, 2003

4.6.1 Tipos de humedales

4.6.1.1 Humedales de flujo libre superficial (FWS)

En estos sistemas el flujo de agua es de tipo horizontal superficial. El agua se hace discurrir por la superficie de un canal o estanque que contiene una capa de agua no muy profunda, generalmente de unos 30 cm, aunque puede llegar a ser más de 1 m. Como ocurre en los humedales naturales, hay una combinación de espacios con la lámina de agua a la vista y otros con cobertura total por vegetación acuática (hidrofitos), generalmente con dominancia de macrófitas emergentes (Helofitas) enraizadas en el sustrato que se haya dispuesto en el fondo del canal o estanque; también pueden incorporar especies acuáticas flotantes, y especies vegetales sumergidas. (Fernández, 2004)

En este tipo de sistema el oxígeno está disponible en la superficie del agua y de las plantas, sin embargo en el resto del humedal se presentan condiciones anóxicas o anaeróbicas. La falta de oxígeno puede limitar la eliminación biológica de nitrógeno amoniacal a través de nitrificación, pero el FWS sigue siendo eficaz para la remoción de DBO₅, SST, metales traza, y algunos complejos orgánicos, porque el tratamiento de estos se produce en ambas condiciones aerobias y anóxicas. Con tiempos de retención hidráulica altos se pueden alcanzar buenos niveles de remoción de nitrógeno y fósforo (EPA, 2000)

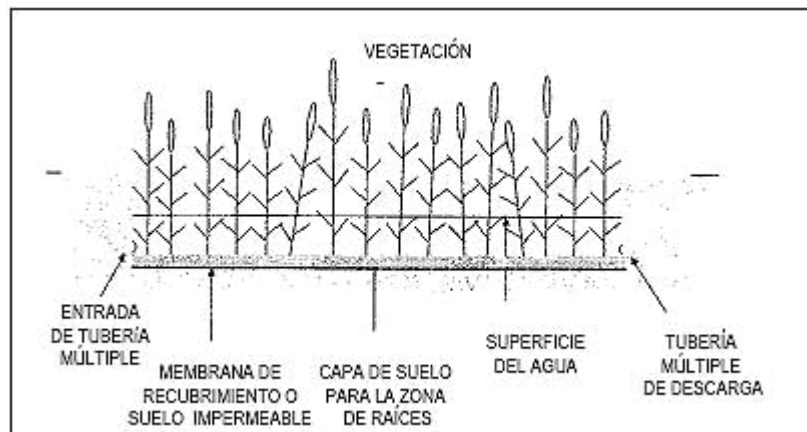


Figura 1. Humedal de flujo libre superficial

4.6.1.2 Humedales de flujo sub superficial (FS)

Los Humedales Construidos de Flujo sub superficial (FS) son sistemas utilizados como tratamiento secundario o terciario. Están precedidos por algún tratamiento físico simple que tiene como finalidad eliminar las partículas de mayor grosor y evitar así la colmatación de la zona de entrada a los humedales (Arias, 2004). Este tipo de estructuras emplean una capa de suelo o grava como sustrato para el crecimiento de las plantas y funcionan como filtros horizontales, por lo tanto el medio granular es prácticamente su principal constituyente. Las propiedades físicas y químicas del medio granular actúan directamente sobre el agua. En él, se retienen la materia en suspensión y los microorganismos patógenos, se produce la sedimentación de sólidos en suspensión en sus espacios inter granulares, se absorbe la materia orgánica disuelta, los patógenos, los nutrientes y hasta algunos metales en la superficie de los granos y en la biopelícula (Corzo, 2004).

Los flujos de agua atraviesan por gravedad y horizontalmente el sustrato y las raíces de las plantas. Durante el paso del agua residual a través del sistema radicular de las plantas, la materia orgánica se descompone biológicamente, el nitrógeno puede ser desnitrificado y el fósforo y los metales pesados son fijados en el suelo. Las plantas tienen dos importantes funciones en este proceso: suministrar oxígeno a los microorganismos en la rizosfera e incrementar y estabilizar la conductividad hidráulica del suelo. Al igual que en los sistemas de flujo superficial, en el humedal sub superficial se presentan condiciones anóxicas limitando los procesos biológicos de nitrificación, pero sigue siendo útil en la remoción de DBO_5 , SST, metales pesados y algunos contaminantes orgánicos prioritarios. La remoción de nitratos por

desnitrificación biológica también puede ser muy efectiva dado que las condiciones anóxicas requeridas están siempre presentes y se cuenta con suficientes fuentes de carbono. La vegetación emergente más comúnmente utilizada en humedales sub superficiales incluye las espadañas y aneas (*Typha* sp.), los juncos (*Scirpus* sp.) y los carrizos (*Phragmites* sp.). En Europa los *Phragmites* son las plantas preferidas para esta aplicación (EPA, 2000)

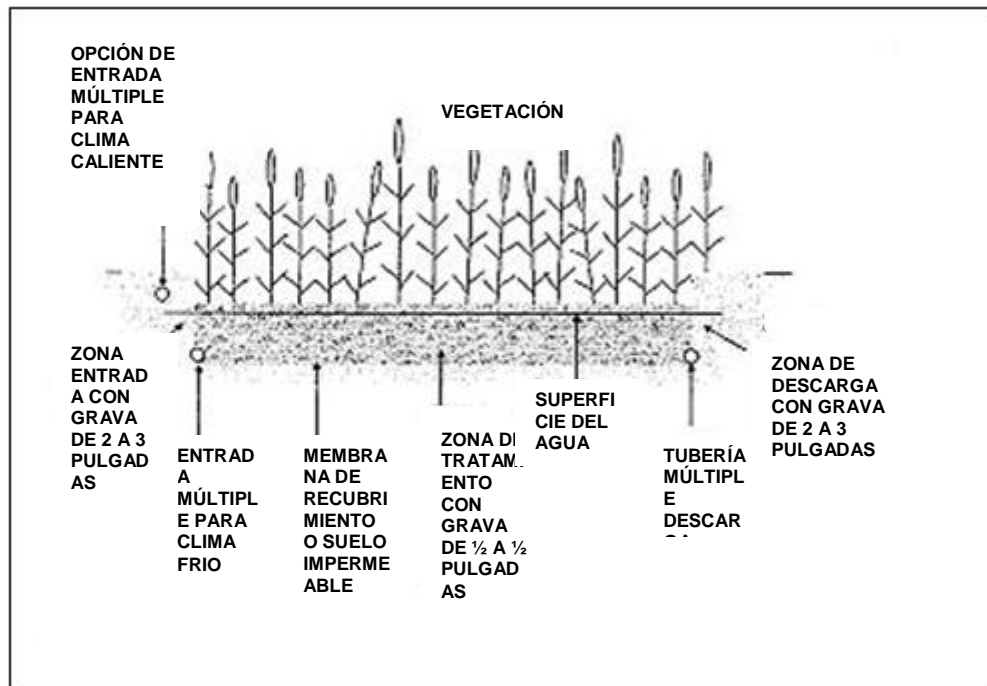


Figura 2. Humedal de flujo sub superficial

4.7. VEGETACIÓN EN HUMEDALES ARTIFICIALES

Se trata de organismos fotoautótrofos, que recogen la energía solar para transformar el carbono inorgánico de la atmósfera en carbono orgánico. Tienen la habilidad de transferir oxígeno desde la atmósfera a través de las hojas y tallo hasta el medio donde se encuentran las raíces. La mayoría de este oxígeno es usado por la raíz de la planta y su disponibilidad es limitada para la actividad microbiana. Pero parte de este oxígeno puede crear microambientes aerobios y se pueden producir reacciones aerobias de degradación de materia orgánica y nitrificación. (Arias, 2004). Las partes de las plantas que están en contacto con el afluente, actúan como soporte pasivo de microorganismos y crean en sus proximidades ambientes propicios para el desarrollo de estos; es decir, las plantas crean una enorme área superficial para el desarrollo de biopelículas, en las que crecen bacterias, protozoos, y algas microscópicas,

siendo capaces de degradar la materia orgánica de su entorno. (Fernández, 2004). También las macrófitas pueden ejercer una depuración directa por la absorción de iones contaminantes, tanto metales pesados como aniones eutrofizantes (nitratos y fosfatos principalmente). A continuación se describen las especies elegidas en esta investigación para tratar el efluente piscícola de estudio.

4.7.1. Phragmites Communis ¹

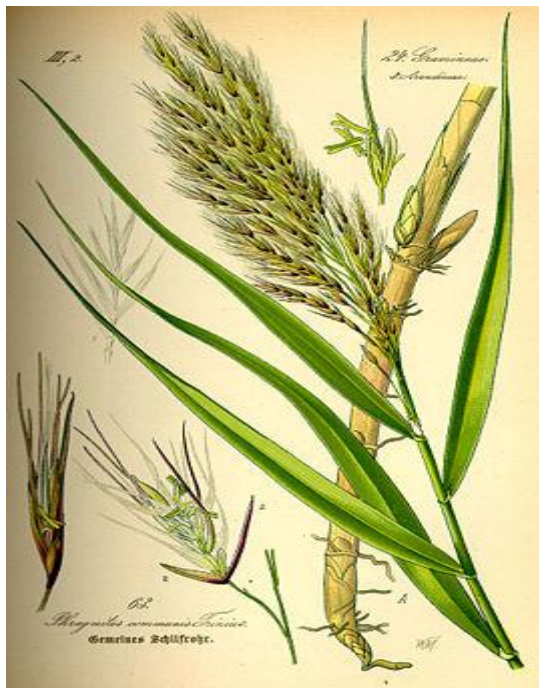


Figura 3. Phragmites Australis o Communis

Reino: *Plantae*
División: *Magnoliophyta*
Clase: *Liliopsida*
Subclase: *Commelinidae*
Orden: *Cyperales*
Familia: *Poaceae*
Genero: *Phragmites*

¹ FERNANDEZ, J. Manual de Fito depuración, filtros de macrófitas en flotación. Madrid. Edita. Capítulo 7

Phragmites Australis también denominada *Phragmites Communis* ó *Vulgaris* es una planta acuática perteneciente a la familia de las gramíneas (*Poaceae*). El carrizo crece en zonas inundadas con el sistema radicular arraigado en fango o fondo del humedal, y desarrolla una estructura vegetativa emergente por encima de la lámina de agua. Según algunos autores el carrizo es la especie vegetal de mayor distribución conocida a nivel mundial de entre todas las plantas superiores. Se encuentra en todos los continentes, excepto en la Antártida, siendo muy común en cursos de agua ya sea como acuática o como marginal, formando típicamente cinturones continuos a lo largo del cauce; también es muy corriente en humedales, marismas, y otros espacios inundados, pudiendo vivir en medios muy alterados, tanto alcalinos como ácidos.

Es planta herbácea perenne, erecta, muy robusta, que puede alcanzar más de 3 m de altura, de hábito es similar al de la caña común y los bambús. En la parte subterránea de la planta se desarrollan rizomas leñosos, escamosos y nudosos, y largos estolones. El tallo aéreo del carrizo es generalmente simple, y como en todas las gramíneas, está formado por una sucesión de nudos y entrenudos perfectamente diferenciados que conforman la 'caña' de la planta.

4.7.1.2 Ciclo de desarrollo

La mayoría de las semillas producidas por la planta del carrizo no son viables, pero en la naturaleza, la colonización de nuevos ambientes ocurre fundamentalmente por la diseminación de las semillas. La germinación se produce cuando hay temperatura favorable (alrededor de 20° C) y fluctuación de temperaturas entre el día y la noche (>10°C), circunstancias que se producen en primavera. Las plántulas no toleran la inundación permanente (>4 cm altura de agua), razón a la que se atribuye el que la nueva colonia comience por el borde del humedal. Una vez establecido el carrizo, su propagación queda asegurada vegetativamente gracias a los rizomas.

En su hábitat natural, la sucesión de ciclos de desarrollo por propagación vegetativa facilita el avance estable del carrizal a lo largo de los márgenes del humedal o del cauce del curso de agua, trazando los límites del área húmeda a modo de franja homogénea, generalmente sin espacios abiertos en su interior. En los carrizales más densos se pueden llegar a contabilizar de hasta 200-300 cañas por m². El ciclo anual del carrizo condiciona la capacidad de fijación de nutrientes en las diferentes partes de la planta, siendo en general mayor en las épocas de crecimiento. La capacidad depuradora de la planta además de

depender de la época del año relacionada con su actividad vegetativa, también depende de la cantidad de nutrientes presentes en el medio (Ruiz *et al.*, 2005)

4.7.1.3 Aplicación

El carrizo se utiliza como helófito en los humedales artificiales de flujo superficial y sub superficial de manera prácticamente generalizada, porque es una planta muy rústica, polimorfa, con amplia variabilidad entre ecotipos. En los sistemas de flujo superficial tiene la ventaja sobre las enneas de que sus rizomas penetran verticalmente, y más profundamente, en el sustrato o fango del humedal, con lo que el efecto oxigenador por liberación de oxígeno desde los rizomas es potencialmente mayor. La productividad del carrizo varía ampliamente entre los diferentes ecotipos; se indican cifras superiores a 50 t de peso seco por ha y año, en donde aproximadamente el 44% corresponde a la biomasa aérea. La capacidad de extracción de nutrientes puede estimarse en función de la composición de sus tejidos; la biomasa aérea contiene aproximadamente 1.1% de nitrógeno y 0.12% de fósforo, y la subterránea 1.0% N y 0.15% fósforo.

4.7.2 *Hedychium Coronarium*²



Figura 4. *Hedychium Coronarium*

² CAMACHO R. Magdalena et al. La utilización de aguas residuales domésticas en cultivos hidropónicos de especies vegetales promisorias. Popayán, 1990. seminario de grado presentado como requisito parcial para optar al título de licenciado en educación – especialidad biología.

Entre los nombres comunes registrados para *Hedychium Coronarium* se encuentran los de "lirio" (Cauca), "chigre" (Valle del Cauca), "san juanito" (Cauca), "caña de ámbar" (Cuba), "conga" (Colombia), "butterfly lily" (Estados Unidos) y "flever" (Inglaterra). Es una hierba robusta con rizomas, originaria de la India que puede alcanzar hasta cuatro metros de altura en suelo fértil y húmedo. Posee hojas anchas, lanceoladas, tomentosas en el envés. Presentan inflorescencia terminal con brácteas apretadas ovales que van floreciendo una a una. Las flores son blancas vistosas, constituidas por cuatro pétalos, con largos tubos libres y estrechos. Tiene un estambre y estigmas verdes, largos, proyectantes justo detrás de la antera. La planta crece en lugares húmedos, donde existe alta contaminación y en suelos deficientes de nutrientes principalmente fósforo, calcio, potasio, magnesio, boro, zinc, manganeso y un alto porcentaje de saturación de aluminio. Es de amplia distribución en América y Asia donde se le utiliza como fuente de papel y de perfumería.

4.8 EFICIENCIA DE HUMEDALES EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Tanto los humedales de flujo superficial como los de flujo sub superficial con una carga moderada pueden lograr los niveles de un efluente natural. En general, estos sistemas de humedales se diseñan para producir una calidad dada de efluente (EPA, 2000), logrando remociones en la mayoría de los casos superiores al 80% de DBO₅ y SST.

Sekiranda (1996) en su estudio sobre el tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales plantados con *Fragmites* obtuvo porcentajes de remoción de 60.8 % para DBO₅, 73.3% para COD, 79.9% para SS, 92.4% para fósforo total, 92.7% para PO₄, 94.6% para Nitrógeno total, 98.9% para NH₄-N, 42.9% para NO₂-N y 60.1% para NO₃-N. Este tipo de sistemas también permiten remover entre 40 y 60 % del fósforo total presente. Aproximadamente, 90% de la remoción es debida a procesos de adsorción que ocurren en el medio filtrante y el 10 % restante, se debe a las plantas vasculares y a los microorganismos. (Luna y Ramírez, 2004)

En las Tablas 5 y 6 se aprecian valores del desempeño real de 27 sistemas de humedales de flujo superficial y 14 sistemas de humedales de flujo sub superficial respectivamente, incluidos en la Evaluación de Tecnología de la U.S. EPA (EPA, 1993), reportados en el folleto informativo de tecnología de aguas residuales de la EPA, 2000.

Tabla 5. Resumen del desempeño de 27 sistemas de humedales de flujo superficial

Constituyente	Promedio en el afluente (mg/L)	Promedio en el efluente (mg/L)
DBO ₅	70	15
SST	69	15
Nitrógeno como NTK	18	11
Nitrógeno como NH ₃ /NH ₄	9	7
Nitrógeno como NO ₃	3	1
Nitrógeno Total	12	4
Fósforo Total	4	2
Fósforo disuelto	3	2
Coliformes fecales (#/100 ml)	73,000	1,320

Fuente: U.S EPA, 2000.

Tabla 6. Resumen del desempeño de 14 sistemas de humedales de flujo sub superficial

Constituyente	Promedio en el afluente (mg/L)	Promedio en el efluente (mg/L)
DBO ₅	28** (5 a 51)***	8** (1 a 15)***
SST	60 (23 a 118)	10 (3 a 23)
Nitrógeno como NTK	15 (5 a 22)	9 (2 a 18)
Nitrógeno como NH ₃ /NH ₄	5 (1 a 10)	5 (2 a 10)
Nitrógeno como NO ₃	9 (1 a 18)	3 (0.1 a 13)
Nitrógeno total	20 (9 a 48)	9 (7 a 12)
Fósforo total	4 (2 a 6)	2 (0.2 a 3)
Coliformes fecales (#/100 ml)	270,000 (1,200 a 1,380,000)	57,000 (10 a 330,000)

* Valor promedio de retención de 3 días (rango de 1 a 5 días).

** Valor promedio.

*** Rango de valores.

Fuente: U.S. EPA, 2000

Por su parte Quipuzco (2002) quien trató aguas residuales mediante humedales sembrados con *Fragmites Australis*, encontró que la eficiencia de remoción de SST, DBO₅ y DQO es del 97.2%, 79.6% y 84.3% respectivamente. El nivel de eficiencia en la remoción de coliformes fecales fue de 98% y de entero parásitos de 62%. Por su parte el nivel de remoción de sulfato alcanzó el 71.2%. La adaptación y propagación del *Fragmites Australis* se produjo entre 3 y 4 meses, llegando a alcanzar una altura promedio de 2,10 a 2,50 metros,

presentando un aspecto vigoroso (tallos resistentes y hojas verdes), concluyendo que el *Fragmites Australis* es una especie adecuada para ser usada en humedales artificiales. Beekman *et al.* (2002) obtuvo resultados de la eficiencia de remoción de nitrógeno y fósforo mediante tratamiento con *Fragmites Australis* obteniendo porcentajes de eliminación del 9% de la aportación total de nitrógeno y el 6% del total de fósforo de entrada asociados a la carga de aguas residuales. Con tiempos de residencia de 3.5 días, Huett *et al.* (2005) alcanzaron en su investigación con *Phragmites Australis* eficiencias de eliminación mayores al 96%, indicando que a mayor tiempo de retención del agua residual es posible obtener altos niveles de extracción de fósforo y porcentajes inferiores al 45% en un canal sin vegetación.

Estudios posteriores realizados por Carro (2006) en humedales artificiales de flujo sub superficial plantados con *Typha Angustifolia* indican unos porcentajes de remoción de contaminantes de 48% para NT, 20% para SS, 38% para PT, 61% para DQO, 58% para DBO₅ y 84% para Coliformes. Madera *et al.* (2007) en un canal de control construido en Cali, Colombia a una temperatura de 23°C y un tiempo de retención de 1.8 días, obtuvo porcentajes de remoción de DQO, DBO₅ y SST de 61%, 63.4% y 91.2% respectivamente.

4.9 EFICIENCIA DE HUMEDALES EN TRATAMIENTO DE EFLUENTES PISCÍCOLAS

Los humedales artificiales han sido empleados en el tratamiento de efluentes de la piscicultura con el fin de mejorar la calidad del agua que es recirculada dentro de las granjas así como aquella que es vertida a las fuentes receptoras, debido a los altos niveles de remoción alcanzados en estos sistemas. Estos tratamientos han sido estudiados utilizando sistemas de humedales en serie y en paralelo, con flujo superficial, sub superficial, vertical y horizontal, con el fin de evaluar la eficiencia en la remoción y elegir el sistema que alcance una mayor depuración de las aguas tratadas. Un sistema en serie compuesto por un humedal vertical y un humedal horizontal de flujo sub superficial plantado con *Vetiveria zizanioides* fue utilizado por Summerfelt *et al.* (1999) en su investigación sobre el tratamiento de los lodos generados en la producción de trucha, obteniendo porcentajes de remoción de contaminantes para el humedal de flujo horizontal de 95.8% de Sólidos Suspendidos Totales, 71.9% de demanda química de Oxígeno y 82% de fósforo total.

Uno de los parámetros que influye en la remoción de fósforo y sólidos son las condiciones de flujo léntico que se originan en los humedales de flujo sub

superficial (FS) en los cuales, una situación de reposo permite una mayor adsorción de fósforo por parte de las partículas en suspensión contenidas en el agua residual, hecho demostrado por Tilley *et al.* (2002) quien mediante el tratamiento de agua del cultivo de camarón con 6 humedales FS, reportó que en el primer humedal donde imperó un entorno de reposo se logró una mayor remoción de SST de un 31% a 71% favoreciendo igualmente la eliminación de fósforo del sistema y alcanzando un porcentaje de eliminación de PT en todo el sistema entre 19% a 48% con un tiempo de retención de tan solo 24 h.

Otra de las variables que influye en el proceso de extracción de nutrientes y degradación de la materia orgánica es el desarrollo que alcanza las especies vegetales dentro de los humedales. Lin *et al.* (2002) en su investigación sobre el tratamiento del efluente de un cultivo de Sábalo mediante un humedal de flujo superficial (FLS) plantado con *Ipomoea aquatica* y *Paspalum vaginatum* y uno FS plantado con Phragmites Australis indicó que este último requiere un mes de arranque para que el sistema empiece a remover nitrógeno y aproximadamente 7 meses para alcanzar una cobertura vegetal del 80%, con la cual es posible obtener buenos porcentajes de remoción de nutrientes. La eliminación de fosfato se logró tan pronto el humedal sub superficial tuvo contacto con el efluente piscícola aun cuando la vegetación era escasa. Dentro de este estudio se reportaron las concentraciones de los contaminantes obtenidos a la entrada y salida de cada humedal para diferentes tiempos de retención resultando una remoción de 38.5% para nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4 - \text{N}$), 43.7% para nitrógeno inorgánico total (NIT) y 32.9% para fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$) para un TRH de 2.4 días en el humedal de flujo sub superficial y una remoción global del sistema de 86% a 98% de $\text{NH}_3 - \text{N}$, 95% a 98% de NIT y 32% a 71% de $\text{PO}_4\text{-P}$.

El tiempo de retención hidráulico (TRH) juega un papel importante en la remoción de los contaminantes necesitando de largos periodos de detención para lograr porcentajes de remoción significativos (EPA, 2000), situación estudiada por Gelbrecht *et al.* (2003) en su investigación acerca de un humedal subsuperficial de flujo horizontal plantado con Phragmites Australis en el tratamiento del efluente de un cultivo de Trucha Arco Iris con tiempos de retención de 7.5 h, 2.5 h y 1.5 h, indicando unos mayores porcentajes de remoción obtenidos con el TRH mas alto. En el sistema completo obtuvo eficiencias de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) de 64.1% a 73.8%, sólidos suspendidos totales con porcentajes entre 95.8% a 97.3%, fósforo total entre 49% a 68.5% y nitrógeno total 20.6% a 41.8%. También reportó la dependencia de la concentración de DQO con el contenido de

sólidos suspendidos totales en efluente de Trucha. Niveles mayores de eficiencia en la remoción de nutrientes han sido publicados por Michael (2003) quien en su investigación sobre el tratamiento del efluente de un cultivo de Salmón empleando un sistema un FS dividido en tres celdas, la primera plantada con *hardstem bullrush (Scirpus acutus)*, la segunda con *spike rush (Eleocharis palustris)* y la tercera con *bur reed (Sparganium emersum)* obtuvo un porcentaje de eliminación de 82.3% de PT, 75.1% de nitrógeno amoniacal total con un TRH de aproximadamente 4 días ratificando la influencia del tiempo de detención en la eficiencia de remoción de contaminantes. Por su parte el sistema estudiado por Michael alcanzó un nivel de eliminación de DBO₅ de 81.6%, y de SST de 91.3%.

Un experimento realizado por Lin *et al.* (2005) con un sistema compuesto por un FWS plantado con *Typha angustifolia* y un FS plantado con *Phragmites Australis* en el tratamiento de agua de recirculación de camarón lograron porcentajes de remoción en el humedal FS de 44.5% de SS, 50.9% de DBO₅, 53.8% de NH₃-N y un porcentaje de eliminación en el sistema FWS-SF de 55% de SS, 54% de DBO₅, 64% de NH₃-N. Porcentajes mayores de remoción de nitrógeno amoniacal fueron reportados por Sindilariu *et al.* (2007) quienes indican que un humedal SF empleado en el tratamiento de un efluente de Trucha removió del 49.1% al 87.8% indicando un proceso de nitrificación eficiente dentro del sistema. La remoción de PT alcanzada fue de 39.6% a 54.6% niveles de eliminación inferiores a los obtenidos en otras investigaciones. Sindilariu *et al.* (2007) compararon la eficiencia de eliminación de contaminantes de las zonas de sedimentación del área de estudio con el humedal construido concluyendo que el SF alcanza una remoción significativa de DBO₅, DQO y SST con porcentajes de 37% a 48.6%, 24.3% a 52.2% y 34.6% a 68% respectivamente, excepto por el NT con un porcentaje de eliminación del -1.8% a 4.3%.

Un estudio del tratamiento de las aguas producidas en un cultivo de tilapia con fines de recirculación con temperaturas próximas a los 25 °C utilizando como elementos depuradores las especies *Bullrush (Scirpus sp)* y *Canna Lillies (Canna sp)* en un humedal de flujo sub superficial con tiempo de retención de 3.23 horas, dio como resultado un porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal total en la unidad de sedimentación y en el humedal de 10.6 % y de 46% respectivamente, para sólidos suspendidos totales de 69.6% en el sedimentador y 67.2% en el sistema de humedal, concluyendo que la unidad de sedimentación alcanza un alta eficiencia de remoción de sólidos previo al tratamiento del humedal evitando que este se vea saturado por el exceso de

material particulado proveniente del efluente piscícola, mientras para la eliminación de nitrógeno amoniacal la unidad es ineficiente (Fitzsimmons *et al.*, 2008).

Los humedales artificiales de flujo sub superficial han sido utilizados por Sindilariu (2008), para examinar los efectos de tres cargas hidráulicas 3.9 L / s, 1.8 L/s y 0.9 L/ de efluentes de un cultivo de trucha, obteniendo eficiencias de remoción para NT de 5.5% a 90.1%, para DQO un rango de 54.6% a 67.2%, para NH₃-N valores de 61.2% a 87.8%, para DBO₅ un rango de 71.5% a 88.7%, y para SST un valor de 84.6% a 90.1%, siendo las remociones menos eficientes para la mayor carga hidráulica y las más eficientes para 0.9L/s sin diferir muchos de los resultados de 1.8L/s, este autor reporta en su estudio que el humedal que recibe la carga hidráulica de 3.9L/s se ha inundado después de 12 semanas debido a la colmatación del lecho. Continuando con su investigación, Sindilariu *et al.* (2009) demostraron que la intensidad de producción acuícola, la calidad del alimento, el pretratamiento de las aguas residuales y la carga hidráulica son los factores principales que determinan el contenido de los contaminantes que ingresan a un sistema de tratamiento, en este caso un humedal de flujo sub superficial, concluyendo que a menor carga hidráulica de entrada menor concentración de contaminantes a la salida del humedal. Así con la menor carga hidráulica estudiada, 0.9L/s, obtuvo los niveles más altos de remoción de NH₃-N, DBO₅ y SST con una eficiencia de 86%, 82% y 79% respectivamente, excepto por el fósforo total y nitratos los cuales mostraron ser influenciados por el valor de la carga de entrada. De igual manera, infiere que debido a los grandes volúmenes de agua generados en el proceso de cultivo de peces, los humedales son una alternativa económicamente no viable en caso de que los residuos no sean pre tratados con anterioridad, ya que en un sistema de tratamiento previo es posible alcanzar la remoción de hasta el 80% de SST mediante procesos mecánicos, esto evitaría que el humedal sufra colmatación por SST y disminuya su eficiencia de remoción de este contaminante.

5. METODOLOGÍA

Esta investigación se realizó en la planta 2 de la piscifactoría El Diviso ubicada en la vereda Quintana en el departamento del Cauca, a una altura de 2050 msnm y a temperatura promedio de 17 °C.



Figura 5. Ubicación de la piscícola el Diviso

Fuente: Microsoft ® Encarta ® 2007. © 1993-2006 Microsoft Corporation.

Piscifactoría El Diviso

La planta piloto en la cual se ejecutó este estudio se compone de un sedimentador, un lecho de secado de lodos, una caja de inspección, una caja de distribución y un humedal artificial, de flujo sub superficial horizontal, compuesto por tres unidades en paralelo, la primera unidad plantada con Caña Común (*Phragmites Australis*), la segunda sin vegetación denominada blanco que sirvió como punto de comparación entre las dos macrófitas estudiadas y la unidad plantada con Lirio Blanco (*Hedychium Coronarium*). Este sistema, se diseñó para el tratamiento del efluente de la planta 2 de la piscifactoría El Diviso, con un tiempo de detención de 2 días y una porosidad del 40%, siendo el caudal de entrada al humedal igual a 0.016L/s.

El sedimentador, se diseñó con una relación W: L de 1: 2.5, con dimensiones de 3.25 m de largo, 1.3 m de ancho y 1.25 m de profundidad de la columna de agua, con un borde libre de 25 cm (ver figura 2).

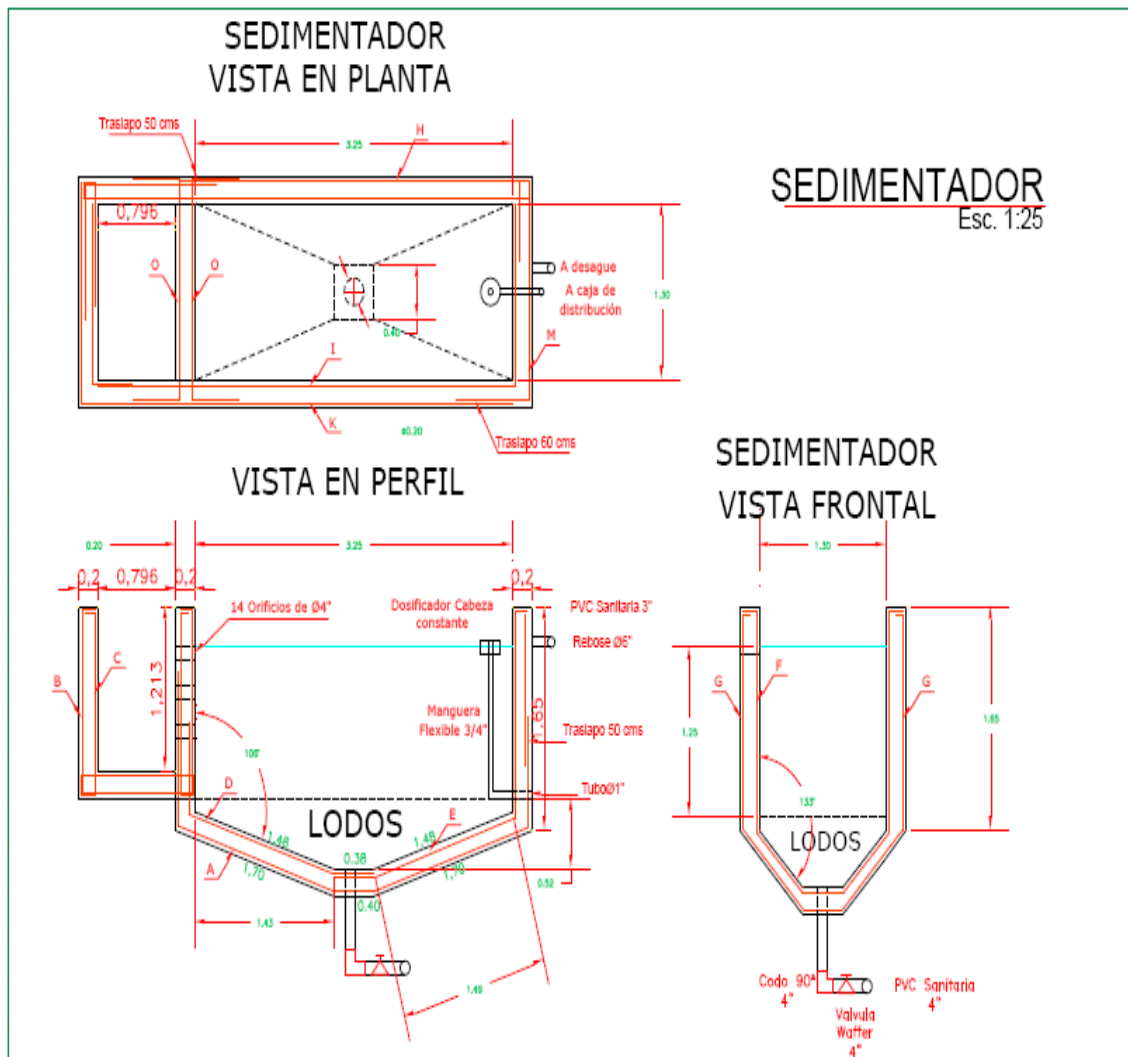


Figura 6. Sedimentador

Fuente: Proyecto Desarrollo y Adaptación de Tecnología para el Tratamiento de Efluentes Piscícolas

El sedimentador se empleó en el tratamiento del efluente piscícola con el fin de separar de éste, los sólidos (generados dentro del proceso de cultivo de la trucha) por efecto de la fuerza de gravedad y así disminuir la carga de materia sólida orgánica e inorgánica que ingresa al humedal.

El humedal se construyó con paredes exteriores en ladrillo tizón, e interiores con ladrillo en sogá, estas últimas con impermeabilización o repello. La losa de fondo, lleva una parrilla sencilla con concreto para básicamente impermeabilizar la estructura del suelo. La entrada y salida están compuestas de una pared en ladrillo perforado para distribuir el flujo a lo ancho del humedal.

El humedal tiene una relación W: L de 1:3, con dimensiones de 6 m de largo y 2 m de ancho en cada canal (ver figura 3).

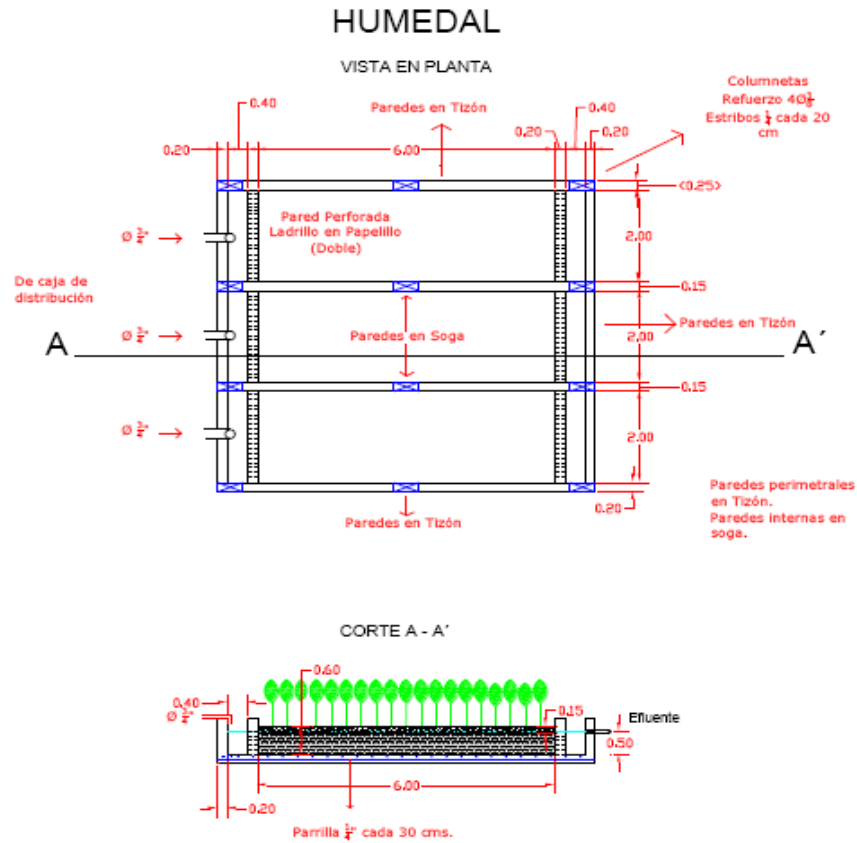


Figura 7. Humedal Artificial de flujo subsuperficial horizontal

Fuente: Proyecto Desarrollo y Adaptación de Tecnología para el Tratamiento de Efluentes Piscícolas

El lecho de secado tiene dimensiones de 2 m de ancho y 2 m de largo, con una profundidad de 1.05 m, distribuido así: 0.15 m de borde libre, 0.3 m para zona de lodos, 0.15 m para ladrillo a junta perdida, 0.15 m para arena y 0.3 m para grava (ver figura 4). Todo esto con la finalidad de que el agua de exceso de los lodos pase por un filtro y evite que llegue de forma cruda al cuerpo de agua receptor.

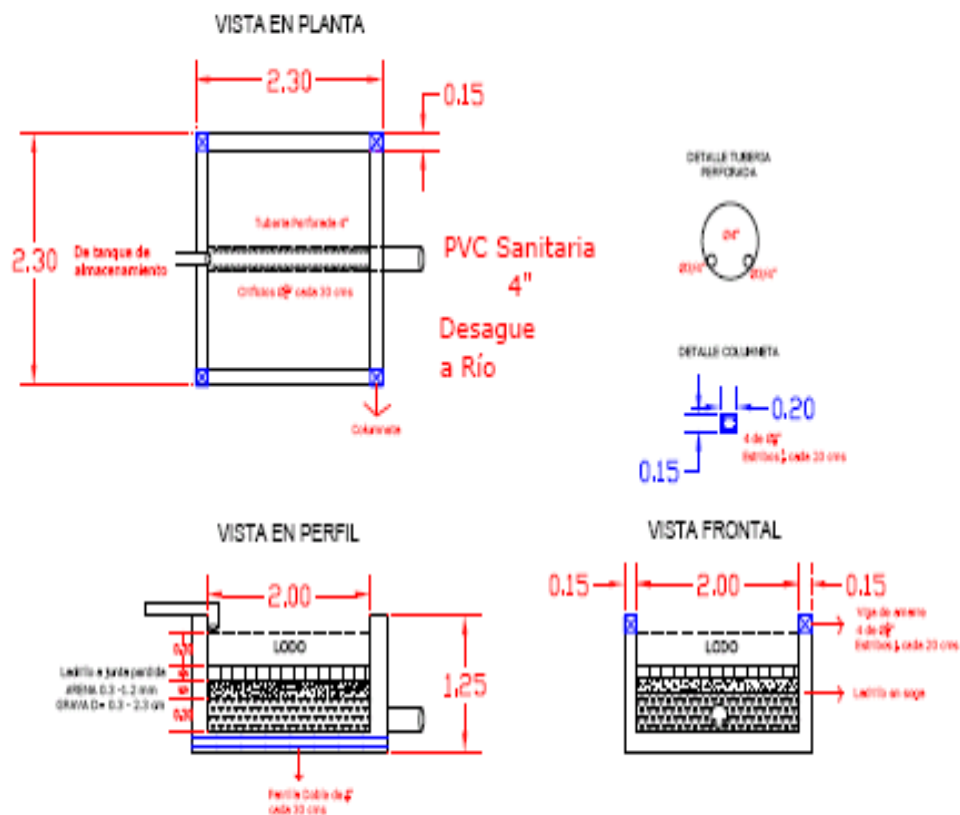


Figura 8. Lecho de secado de lodos

Fuente: Proyecto Desarrollo y Adaptación de Tecnología para el Tratamiento de Efluentes Piscícolas

5.1 EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN EL SISTEMA DE HUMEDAL.

Con el fin de evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica, nutrientes y sólidos en suspensión presentes en el efluente piscícola de la planta 2 del Diviso, mediante el tratamiento realizado con el humedal de estudio, se llevaron a cabo un total de 24 muestreos con una frecuencia de 2 muestreos por semana. Dentro de la planta piloto, se identificaron 5 puntos de muestreo (figura 5), el primero a la entrada del sedimentador, en donde se registraron las concentraciones de los contaminantes del efluente proveniente del lavado de trucha, el segundo a la entrada del sistema de humedal mediante muestreo compuesto y 3 puntos cada uno localizado a la salida de cada canal del humedal.

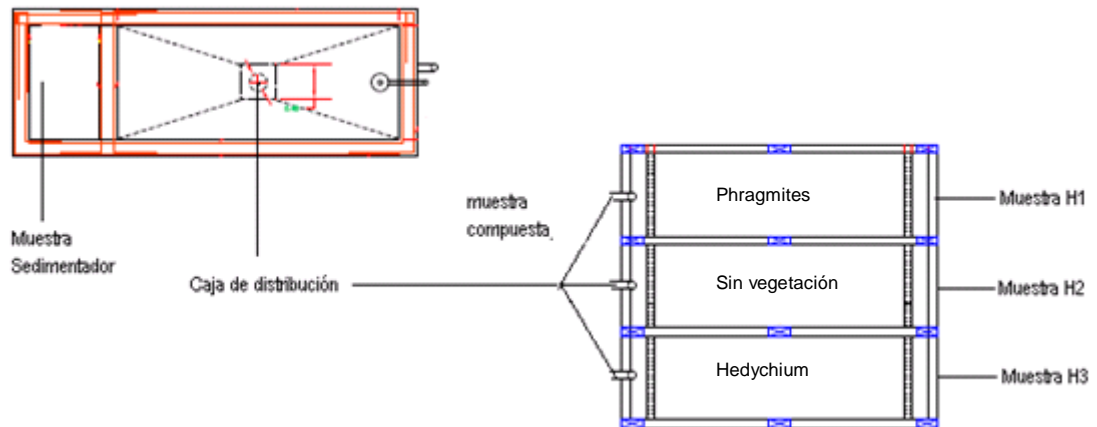


Figura 9. Localización de los puntos de muestreo en la planta de tratamiento piloto.

En campo se midieron los parámetros de temperatura, pH, oxígeno disuelto (mg/l), oxígeno disuelto (%), sólidos disueltos totales (mg/l), conductividad eléctrica (ms/cm), y en el laboratorio de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad del Cauca se llevaron a cabo los análisis fisicoquímicos (ver anexo 13) de cada una de las muestras recolectadas.

5.2 COMPARACIÓN DEL NIVEL DE REMOCIÓN OBTENIDO EN CADA SISTEMA

Para llevar a cabo la comparación del nivel de remoción obtenido en cada sistema, los resultados fueron analizados estadísticamente mediante la construcción de Box Plots o diagrama de Cajas y Bigotes, mediante el software SPSS versión 11, con el fin de descartar datos inusuales y extremos. Los datos resultantes del proceso de descarte fueron examinados por medio de la T de student con el fin de detectar la existencia de diferencias en las concentraciones obtenidas a la salida de los canales del humedal con un nivel de significancia del 5%.

6. RESULTADOS Y DISCUSION

Los individuos de Phragmites y Hedychium fueron plantados en el humedal estudiado en el mes de marzo de 2008, alcanzando un funcionamiento previo del sistema de 7 meses, dentro de los cuales las especies lograron cierto desarrollo de raíces, tallos y hojas. A principios del mes de octubre de 2008 se llevó a cabo la poda de la parte aérea de la vegetación presente en el humedal con el fin de eliminar del sistema el contenido de nutrientes retenidos por las plantas durante el periodo de arranque. A partir del 9 de octubre de 2008 se dio inicio al periodo de muestreo con una duración de 4 meses, en los cuales se presentaron alteraciones en la frecuencia de muestreo debido a la colmatación originada por un exceso de lodo dentro de la unidad de sedimentación de la planta piloto, hecho ocurrido a finales del mes de Noviembre de 2008 y a principios de Enero de 2009, que impidió la toma correcta de muestras por el alto contenido de sólidos en el efluente del sedimentador llevando a un cese de actividades de 4 semanas.

Esta situación se presentó a raíz del taponamiento de la tubería que conduce el lodo de las baterías del cultivo hacia el sedimentador propio de la piscifactoría dejando como único conducto de evacuación el tubo que transporta el agua residual hacia la planta de tratamiento piloto. Debido al exceso de lodo presente en la unidad de sedimentación en las fechas citadas y a la dificultad de su evacuación por el taponamiento del conducto que canalizaba dicho residuo hacia el lecho de secado de lodos, se llevó a cabo la construcción de una caja de inspección (figura 8) posterior a la válvula de evacuación de lodos, que facilitó la limpieza del sedimentador.



Figura 10. Caja de inspección para evacuación de lodos

Durante los tres primeros meses del periodo de muestreo se registraron cielos nublados, lluvias y temperaturas ambiente bajas en el área de estudio características de la época de invierno. En este periodo tanto el Phragmites, como el Hedychium presentaron características de un buen desarrollo y adaptación del medio, notándose hojas en buen estado, tallos fuertes y un ritmo de crecimiento constante en el tiempo. A partir del mes de enero de 2009, se presentaron días de mayor radiación solar, disminución de la frecuencia de lluvias y un aumento en la temperatura ambiente.

A pesar de los cambios registrados en las condiciones climáticas de la zona, el Phragmites mantuvo una buena densidad de raíces en el humedal y un ritmo de crecimiento y desarrollo invariable alcanzando una altura promedio de 104.7cm, indicando que esta especie se adapta a los diferentes cambios ambientales sin presentar un retraso en su evolución.



Figura 9a.



Figura 9b.

Figura 11. Registro de crecimiento alcanzado por el Phragmites Australis. a) Phragmites Australis en las primeras semanas del periodo de muestreo. b) Phragmites Australis en la última semana de muestreo.

Por su parte el Hedychium creció a un ritmo menor en comparación con el Phragmites alcanzando una altura promedio de 37.8 cm, registrada en la antepenúltima semana de muestreo. Adicional a ello, esta especie mostró un comportamiento degenerativo en Enero y principios de Febrero de 2009 cuando la radiación solar se intensificó, hecho que se evidenció por el color amarillo que adquirieron sus hojas como se observa en la figura 10b. La densidad de individuos de Hedychium alcanzada en el humedal es inferior a la

registrada en el canal plantado con Phragmites y presenta un bajo desarrollo de sus raíces.



Figura 10a.



Figura 10b.

Figura 12. Registro de crecimiento alcanzado por Hedychium Coronarium. a) Hedychium Coronarium en las primeras semanas del periodo de muestreo. b) Hedychium Coronarium en la última semana de muestreo.

El Hedychium es una especie que crece en las riveras de los ríos bajo sombra alcanzando una altura superior a los 4 metros (Camacho, 1990), por tanto es evidente que esta planta se adapta difícilmente a zonas en las cuales llega la radiación solar en forma directa, limitando su crecimiento, propagación y llegando a incidir en la eficiencia de remoción de los contaminantes presentes en el afluente piscícola.

En la tabla 8 se presentan los resultados promedio de los parámetros fisicoquímicos obtenidos en cada punto de muestreo durante el periodo de campo. A partir de los promedios de las concentraciones halladas se puede inferir que el agua residual generada en el cultivo de trucha en la planta 2 de la piscifactoría El Diviso, empleada en el tratamiento con los humedales es comparable con un agua residual de tipo municipal, debido a las altas concentraciones de contaminantes halladas en la entrada al sistema de depuración.

Tabla 7. Promedio de los resultados de los parámetros fisicoquímicos de cada punto de muestreo.

Punto de muestreo	Sedimentador	Afluente	Phragmites	Blanco	Hedychium
DBO ₅ (mg/L)	191,51±51,17 Nº = 17	57,90±15,08 Nº = 24	7,14±1,65 Nº = 21	5,88±1,20 Nº = 23	6,19±1,45 Nº = 22
DQO (mg/L)	769,50±326,46 Nº = 18	126,27±35,10 Nº = 22	29,65±6,47 Nº = 24	23,88±5,43 Nº = 23	22,28±5,85 Nº = 24
PT (mg/L)	4,04 ±1.55 Nº = 15	0,92 ±0.24 Nº = 21	0,38 ±0.10 Nº = 22	0,51±0.15 Nº = 23	0,46±0.12 Nº = 24
NT (mg/L)	9,68±2,72 Nº = 20	4,92±0,98 Nº = 21	1,77±0,49 Nº = 22	3,33±0,69 Nº = 23	4,05±0,88 Nº = 24
NH ₃ (mg/L)	1,22±0,30 Nº = 19	0,96±0,31 Nº = 22	1,26±0,35 Nº = 18	2,58±0,78 Nº = 23	2,77±0,65 Nº = 23
SST (mg/L)	586,25±202,74 Nº = 19	118,55±37,19 Nº = 22	17,52±3,73 Nº = 23	13,78±4,91 Nº = 23	14,78±3,93 Nº = 23

Los promedios de las concentraciones de PT, DBO₅, DQO, y SST obtenidas en la entrada al sedimentador de la planta piloto son 4.04 mg/L, 191.51 mg/L, 769.5 mg/L, 586.25 mg/L respectivamente y se encuentran dentro de los rangos reportados por Tchobanoglous (2000) para agua residual doméstica cruda de 4-15 mg/L para PT, 110-400 mg/L para DBO₅, 250-1000 mg/L para DQO y 350-1200 mg/L para SST. Esto se debe a que el agua residual tratada en el humedal proviene del fondo de los estanques en los cuales se han dado procesos de sedimentación de partículas que incrementan la carga orgánica del afluente piscícola de la planta piloto, situación estudiada por De la cruz y Salazar (2007) quienes reportaron datos similares a los obtenidos en esta investigación de DBO, DQO y SST.

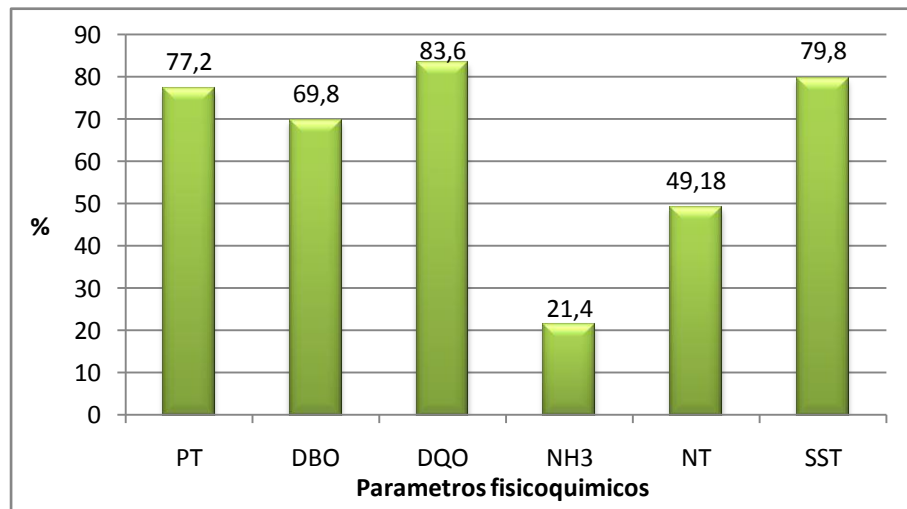


Figura 13. Eficiencia de remoción de la unidad de sedimentación.

En la figura 11 se presenta la eficiencia de eliminación del sedimentador, obteniendo un mayor porcentaje de remoción de DQO, seguido por sólidos suspendidos totales y en menor porcentaje el nitrógeno amoniacal. Dado el pequeño tiempo de retención del agua dentro de la unidad de sedimentación que limita posibles procesos biológicos, es de esperarse que la remoción de los contaminantes presentes en el efluente piscícola esté asociada a la decantación de los sólidos suspendidos.

Los porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal y sólidos suspendidos totales en la unidad de sedimentación son 21.4% y 79.8% respectivamente, estos valores son superiores a los reportados por Fitzsimmons *et al.* (2008). A partir de los resultados obtenidos de eficiencia de remoción se verifica la importancia que presenta el sedimentador como tratamiento previo al humedal, ya que logra reducir en la mayor parte de los casos más del 60% de la carga contaminante del afluente a ser tratado. Evita de igual manera la saturación del lecho del humedal por la elevada concentración de sólidos que provienen del cultivo de trucha y por tanto permite aumentar la vida útil del sistema.

6.1 TEMPERATURA

Los promedios de la temperatura durante el periodo de muestreo se presentan en el anexo G, el afluente piscícola llegó al sedimentador con una temperatura promedio de 16.93°C disminuyendo en un pequeño porcentaje al ingresar al sistema de humedal en donde se registró un valor medio de entrada de 16.63°C, esta temperatura se incrementa dentro del humedal en donde se registraron a la salida de los canales de Phragmites, Blanco y Hedychium valores promedio de 17.53°C, 17.65°C y 17.69°C respectivamente, en contraposición a lo descrito por Quipuzco (2002) quien en su investigación encontró temperaturas del efluente del humedal inferiores a la del agua cruda atribuyendo esto al flujo subsuperficial.

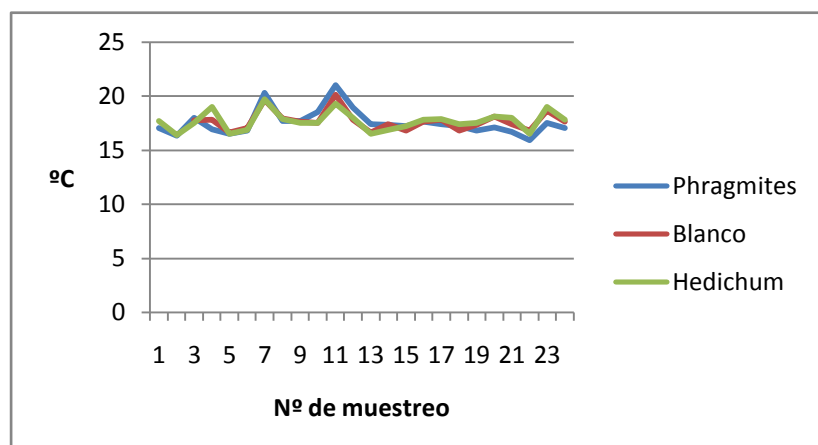


Figura 14. Temperatura a la salida de los tres canales del humedal durante el periodo de muestreo

La temperatura del agua residual dentro de un humedal artificial está influenciada por dos factores ambientales, la temperatura del aire y la radiación solar; sin embargo en este estudio no se observó la influencia de estos, ya que la temperatura medida durante todo el periodo de muestreo (figura 12), registra para los tres canales del humedal valores que fluctúan entre una mínima de 16°C y una máxima de 21°C sin manifestar alguna relación con las condiciones climáticas del entorno, pues en los meses de Octubre y Noviembre en los cuales se reportaron los valores de temperatura más altos en el efluente del humedal, se observó un incremento de la pluviosidad y una disminución de la temperatura ambiental. Dadas estas condiciones y de acuerdo con Lara (1999) es posible que el incremento en la temperatura del agua de salida del sistema en dichos meses de muestreo se deba al calor que cede el suelo subyacente hacia el agua residual.

Los promedios de temperatura obtenidos durante el muestreo permitieron que el Phragmites tuviera un adecuado crecimiento ya que se encuentran dentro del rango de temperatura para un óptimo desarrollo y crecimiento establecido por Lara (1999), el cual oscila entre 12°C a 23°C. Por otra parte no se registró una influencia directa de la temperatura del efluente del humedal sobre la concentración de oxígeno disuelto y remoción de materia orgánica como se verá más adelante.

6.2 OXÍGENO DISUELTO – OD

El agua residual proveniente de la unidad de sedimentación ingresa al humedal con un valor medio de 4.12 mg/L de OD y sale con concentraciones de 3.03 mg/L, 2.89 mg/L y 3.22 mg/L de los canales de Phragmites, Blanco y

Hedychium respectivamente, disminuyendo en su orden en un 26.5%, 29.9% y 21.7%. Los descensos de oxígeno disuelto en el humedal pueden ocurrir debido a la demanda por parte de los sedimentos existentes, las necesidades para la respiración de los microorganismos, las plantas que habitan el humedal y las demandas bioquímicas correspondientes a los compuestos disueltos carbonosos y nitrogenados (Píriz, 2000; citado por Arias, 2004).

Dados los altos requerimientos de oxígeno para llevar a cabo los proceso de nitrificación, 4.6 g de O₂ para oxidar 1 g de NH₃-N (Lara, 1999) y las bajas concentraciones de entrada y salida de OD en el humedal, es de suponerse que el proceso de remoción de nitrógeno por esta vía fue muy limitada, y por tanto el oxígeno consumido haya sido empleado en degradar la materia orgánica presente en el agua residual.

Puede inferirse que la capacidad de transporte de oxígeno desde la atmósfera hacia el humedal por parte del Phragmites y Hedychium es reducida en concordancia con Lahora (2003) puesto que la concentración de salida de oxígeno disuelto en los canales plantados y el canal sin vegetación son similares. Otro hecho relevante es que la mayor parte del oxígeno que introduce la vegetación en el lecho es consumido por las mismas plantas (Arias, 2004), por tanto es de esperarse que el aporte de O₂ al humedal, realizado por las especies plantadas sea mínimo. En esta investigación no se encontraron diferencias significativas entre la concentración de oxígeno de salida en los canales de Phragmites y Hedychium ($P > 0.05$, ver anexo 12).

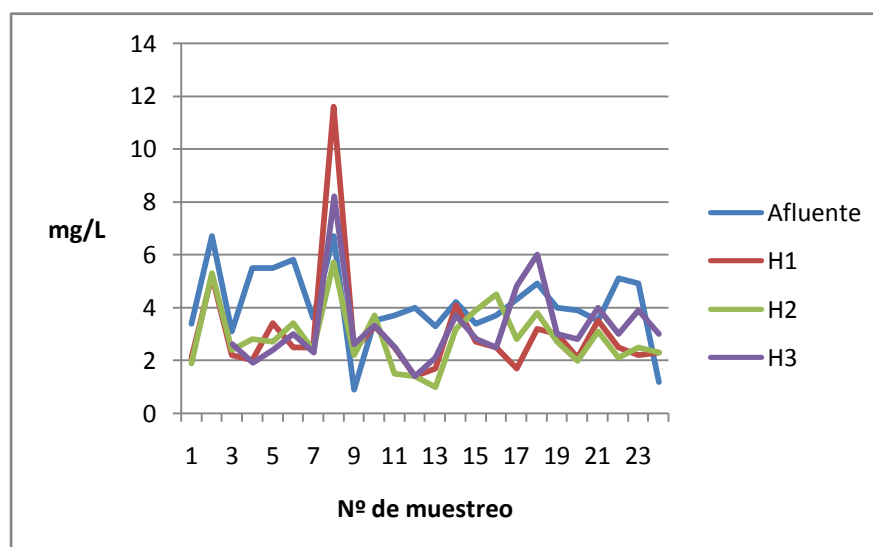


Figura 15. Variación del OD durante el periodo de muestreo.

Las variación de 1, 2 y hasta 3 grados de temperatura (ver anexo 7) registrados durante todo el periodo de muestreo a la salida de los canales del humedal muestran no tener relación en la concentración de oxígeno disuelto en el efluente, ya que en los muestreos en los cuales se registraron temperaturas cercanas a los 20°C, se obtuvieron concentraciones de OD similares y hasta superiores a los días en los que la temperatura del agua fue cercana a los 16 °C, contradiciendo el hecho de que a mayor temperatura, menor oxígeno disuelto en el agua; ello indicaría que las pequeñas variaciones en la temperatura del agua del humedal no influyen en la cantidad de oxígeno disuelto presente ni en una mayor velocidad de degradación de la materia orgánica que es uno de los principales factores por los cuales se disminuye la concentración de O₂ en el agua. En este sentido, en la figura 13 se observa la variación de la concentración de OD a lo largo de los 24 días de muestreo, registrándose en el muestreo 9 los valores más altos de oxígeno disuelto a la salida de los tres canales del sistema, que coinciden en dicho muestreo con una concentración de DBO₅ de salida cercana al valor promedio de DBO₅ obtenido en el canal sin vegetación e inferior en el plantado con *Hedychium*, indicando que aun cuando se tengan altos valores de oxígeno disuelto a la salida del humedal no implica necesariamente una menor actividad microbiana que limite la remoción de DBO₅ en el sistema, esta última, pudiendo depender de procesos físicos y anaerobios.

6.3 PH

El promedio de pH obtenido en la entrada del humedal es de 6.72 unidades valor inferior al reportado por De la cruz y Salazar (2007) y superior a 6.3 unidades de pH del efluente de un cultivo de trucha publicado por Boaventura *et al.* (1997). Por su parte los canales de *Phragmites*, Blanco y *Hedychium* se obtuvieron valores de 6.72, 6.78 y 6.85 unidades respectivamente inferiores a los informados por Gelbrecht *et al.* (2003) quien registró un pH de 7.41 a la salida de un humedal en el tratamiento de efluentes de trucha y coinciden dentro de los rangos de valores típicos de pH en humedales que se encuentran entre 3 y 7.5 unidades (Arias, 2004).

En la figura 14 se presentan las variaciones de pH del afluente y salidas del humedal a lo largo del periodo de muestreo, y se observa que el pH de entrada estuvo por debajo de los valores del efluente durante los primeros 11 muestreos excepto por los muestreos 5 y 6 en los que se incrementa en un mínimo porcentaje con respecto a las salidas, presentándose los valores de pH mínimos de todo el periodo en el muestreo 10 con un valor de 3.6 en el afluente y 4.6 en la salida del canal de *Phragmites*.

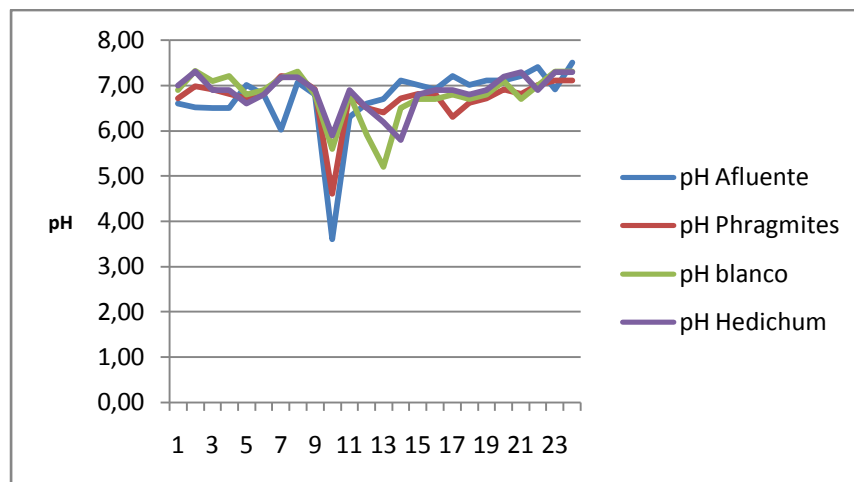


Figura 16. Variación del pH durante el periodo de muestreo.

A partir del muestreo 12 hasta el 22, el pH del humedal se disminuye en promedio en un 4.87%, 6.82% a la salida del canal de Phragmites y Blanco respectivamente, mientras que a la salida del Hedychium desciende en promedio 5% entre los muestreos 12-19, para luego sufrir un incremento en los muestreos 20, 21, 23. Los descensos en nivel de pH pueden originarse a partir de las diferentes reacciones que tienen lugar dentro del humedal. Los aportes que hacen las plantas de compuestos orgánicos son fuente natural de acidez, compuestos que precipitan a pH inferiores a 7 y solubilizan cuando las condiciones son nuevamente básicas, mostrando un poder amortiguador (Arias, 2004).

Con base en lo anterior, dentro de los canales plantados es de esperarse un incremento de dichos compuestos orgánicos a partir de las partes sumergidas de las especies que llegaron a descomponerse y que reaccionarían frente al aumento de pH del afluente registrado a partir del muestreo 12 generando un poder amortiguador en los canales plantados que favorecerían un descenso en el pH, sin embargo, dado que dentro del canal del humedal sin vegetación se producen disminuciones en el pH también se contempla la posibilidad de la generación de ácidos grasos originados en las primeras etapas de la descomposición anaerobia de la materia orgánica, así como aquellos generados por microorganismos metanogénicos que trabajan entre rangos de pH de 6.5 y 7.5 (Corzo, 2004) y cuyos productos logran disminuir el pH del agua residual. Dado que los promedios de pH de entrada y salida del humedal se encuentran dentro del rango descrito anteriormente se supone procesos metanogénicos dentro del sistema que contribuyeron al descenso del pH, sin embargo, debido a que no fueron registradas las posibles cantidades de

metano generadas dentro del humedal no es posible asegurar con certeza la ocurrencia de dicho proceso.

En los muestreos 12 y 13 los valores más bajos de pH coinciden con las menores concentraciones de oxígeno disuelto en los tres canales del humedal, (excepto en el muestreo 19, en el que se obtuvo en el sistema valores inferiores de pH con concentraciones mayores de OD) indicando una posible actividad respiradora en la degradación de la materia orgánica que origina un mayor consumo de oxígeno disuelto y genera un descenso en el pH en concordancia con Álvarez y Bécares (2004). El promedio de pH presente en el sistema se encuentra dentro del rango de 2-8 unidades, efectivo para el desarrollo del Phragmites contribuyendo a una evolución satisfactoria de dicha especie (Llagas y Gómez, 2006).

6.4 SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (TDS) - CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

En la figura 15 se observa la variación de la concentración de TDS a la salida del humedal durante todo el periodo de muestreo, infiriendo que el contenido de sólidos disueltos en el efluente de la planta de tratamiento no tiende a estabilizar. Según los promedios de sólidos disueltos totales alcanzados en todo el sistema (ver anexo 8), se observa un incremento de los TDS en el humedal, registrando un valor medio de salida en el canal sin vegetación de 94.61mg/L, mientras que en Hedychium y Phragmites se reportaron valores 89,76mg/L y 87.07mg/L respectivamente.

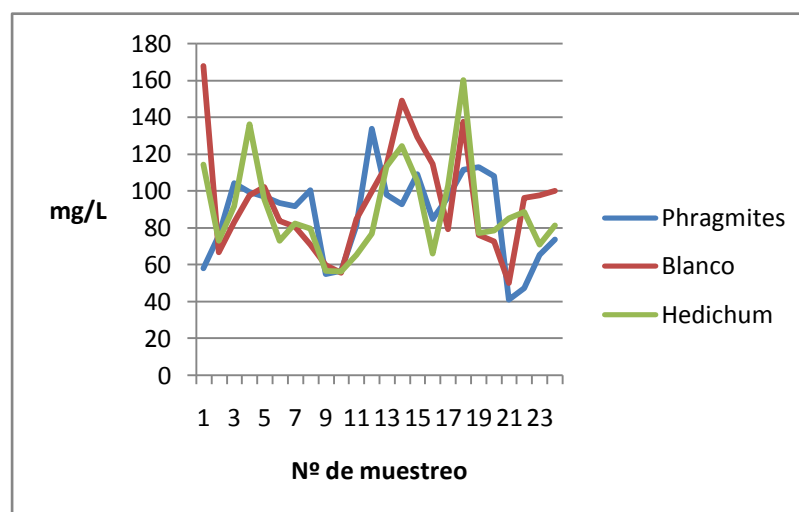


Figura 17. Concentración de sólidos disueltos totales en el humedal durante el periodo de muestreo

Uno de los factores que da lugar a un incremento de dicho contaminante en los humedales según Coleman et al. (2001) es a partir del efecto de transpiración de las plantas que reduce el volumen hídrico y concentra las sales, sin embargo dado que se presentan una concentración promedio de TDS a la salida del canal sin vegetación, similar a la de los canales plantados, la probabilidad de que la transpiración de la vegetación haya contribuido significativamente al aumento de los TDS en los canales de Phragmites y Hedychium es muy baja.

Los sólidos disueltos totales están constituidos por las sales minerales que el agua disuelve cuando contacta los minerales de la corteza terrestre, a partir de ello se puede inferir que una de las formas por las cuales se pudo suscitar el incremento de los sólidos disueltos y por ende el incremento en la conductividad eléctrica en el humedal, es a partir de los minerales presentes en la grava que al solubilizar aportarían un contenido de sales al agua tratada; este hecho sumado a que las concentraciones de TDS a la salida de los tres canales del humedal no presenta diferencias significativas ($P > 0.05$, ver anexo 12) deduce que las especies plantadas no están relacionadas con el incremento de sólidos disueltos en el humedal y por tanto dicho aumento se atribuye al contacto que sufre el agua residual con el lecho del sistema.

6.5 REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

6.5.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno – DBO₅

La unidad de sedimentación alcanza una eficiencia de remoción de materia orgánica biodegradable de 69.8% permitiendo disminuir en gran medida la carga contaminante que ingresa al sistema del humedal. En esta unidad se produce más de la mitad de la remoción de materia orgánica en suspensión de entrada a la planta piloto. Adicional al proceso de sedimentación generado en el tratamiento primario, la grava presente en el humedal permite que el material orgánico biodegradable en suspensión quede retenido y sedimente dentro del sistema disminuyendo así el contenido de DBO₅ de salida.

Al humedal ingresa una carga de materia orgánica biodegradable equivalente a 57.9 mg/L y resulta en el efluente del canal con Phragmites, Blanco y Hedychium de 7.14 mg/L, 5.88 mg/L y 6.19mg/L respectivamente, obteniendo las eficiencias de eliminación de DBO₅ que se recogen en la figura 16. Los porcentajes de remoción obtenidos en el sistema se encuentran dentro del

rango descrito por Sindilariu (2008) y superan los reportados por Michael (2003), Lin *et al.* (2005) y Sindilariu (2009). A través del análisis estadístico de T de Student de los resultados de la concentración de DBO_5 , es posible inferir una similitud significativa entre la remoción alcanzada en los tres canales del humedal, con una probabilidad de error de 0.23 entre el canal plantado con Phragmites y el blanco, 0.75 para el blanco y el plantado con Hedychium y 0.403 entre el Phragmites y el Hedychium.

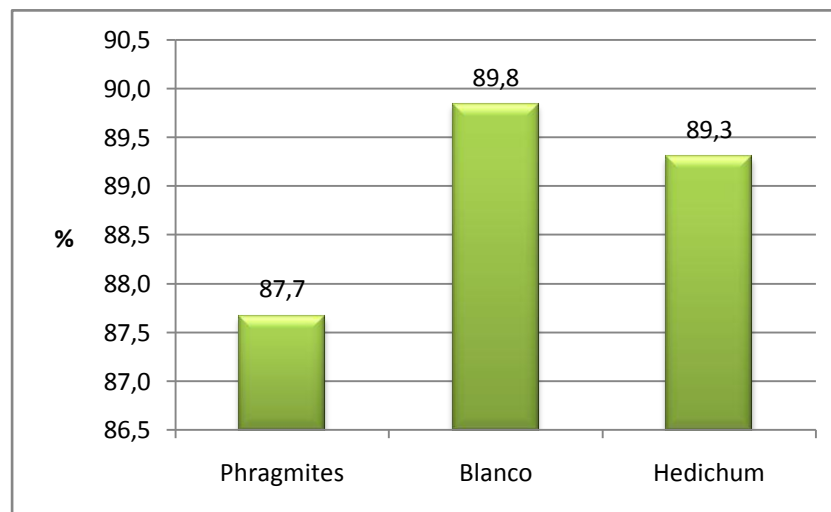


Figura 18. Eficiencia de remoción de DBO_5 en los canales del humedal

Dado que, tanto en el canal sin vegetación como en los dos plantados se registraron concentraciones similares de DBO_5 a la salida se infiere la baja influencia que ejerce el Phragmites y Hedychium en la remoción de dicho contaminante en el humedal siendo por el contrario fuente de materiales orgánicos en el humedal que incrementan la concentración a la salida, disminuyendo así la eficiencia del tratamiento.

Uno de los factores que inciden en la eficacia del tratamiento de un agua residual es el periodo de arranque que tenga el sistema y que permite disponer el medio bajo unas condiciones aptas para el desarrollo de los microorganismos capaces de realizar un tratamiento específico en la eliminación de los contaminantes del agua a tratar. Dentro este contexto comparando los resultados de DBO_5 obtenidos frente a datos resultantes del tratamiento de aguas residuales con Phragmites llevado a cabo por Lovera *et al.* (2006) quienes alcanzaron porcentajes de remoción de DBO_5 de 48% en temperaturas entre 10 a 20°C y tiempo de retención de 4.28 días, se tiene en esta investigación que con un tiempo de retención de 2 días el porcentaje de remoción se acerca al doble del valor obtenido por dicho autor, hecho atribuible

a que la planta piloto de tratamiento del Diviso tuvo un periodo de arranque de 7 meses en los cuales la vegetación plantada alcanzó una densidad de raíces significativa, que permitiría un mayor desarrollo de la biopelícula aerobia en la rizosfera y anaerobia en el medio de soporte, favoreciendo los procesos de remoción.

Adicional al periodo de arranque, también son fundamentales las condiciones imperantes dentro del sistema que dictan los mecanismos por los cuales se logra la remoción de un contaminante determinado. En el caso de materia orgánica biodegradable uno de los mecanismos por los cuales se produce la eliminación de la DBO_5 , es a partir de la acción de microorganismos que trabajan bajo condiciones aerobias y que emplean el oxígeno presente en el sistema como aceptor de electrones en la degradación de la materia orgánica. En este caso debido a la baja capacidad de las especies plantadas de disponer O_2 dentro del humedal, se supone la toma de oxígeno principalmente del agua residual, que permitiría lograr la degradación de la materia orgánica por vía aerobia, sin embargo dadas las bajas concentraciones de O_2 presentes en el humedal, la degradación por esta ruta es mínima. Por tanto es de suponer que una de las principales vías por las cuales se dio el proceso de remoción de DBO_5 es a través de mecanismos anaerobios, hecho visible en el canal de control en donde al no existir penetración de raíces, el proceso de transferencia de oxígeno desde la atmósfera hacia el humedal se supone nulo y es de esperarse que parte de la remoción de materia orgánica se halla dado en un medio anaerobio. Sin embargo, debido a que los procesos por vía anaerobia son muy lentos, se deduce que el mecanismo fundamental por el cual se está removiendo la DBO_5 en el humedal es a partir de la sedimentación del material orgánico particulado.

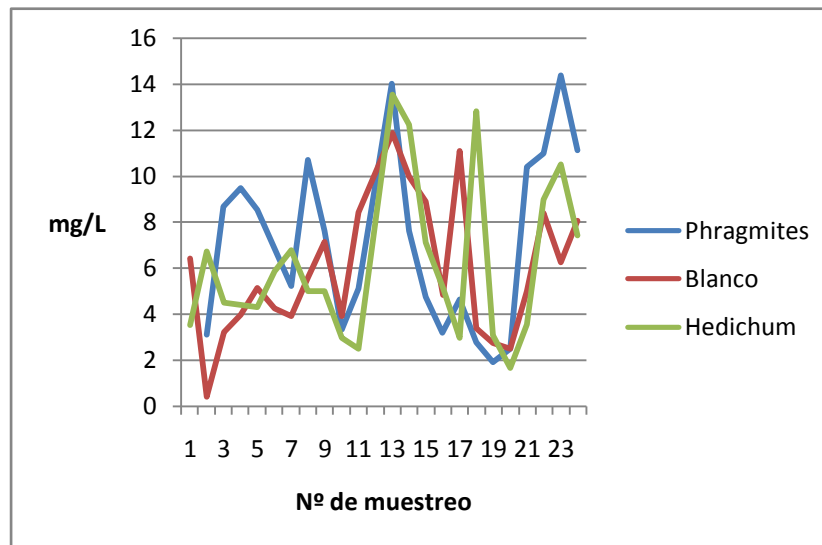


Figura 19. Variación de DBO₅ en cada canal del humedal durante el periodo de muestreo.

En este sentido, se observa la relación que tiene las concentraciones de DBO₅ y SST de salida del humedal. La concentración de DBO₅ de salida en los tres canales presenta grandes variaciones durante el muestreo como se indica en la figura 17, coincidiendo tres picos elevados de DBO₅ para los tres canales en el muestreo 13, en cual se presentaron altas concentraciones de sólidos suspendidos totales a la salida de cada canal (ver figura 18), por su parte el canal de Phragmites que se presenta en la mayor parte del muestreo con concentraciones de DBO₅ superiores con respecto a los otros canales enseña de manera similar concentraciones de salida de SST mayores a las obtenidas en los canales sin vegetación y Hedychium, indicando que la eficiencia de remoción de la materia orgánica está estrechamente relacionada con el porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos alcanzado por el sistema en correspondencia con lo descrito por Angarita y Rodríguez (2006), es así como en los días en los que se logró una mayor remoción de SST, la eficiencia de eliminación de DBO₅ se vio incrementada, corroborando que el mecanismo de sedimentación de sólidos suspendidos es una vía rápida y fundamental en la remoción de la DBO₅ dentro del humedal.

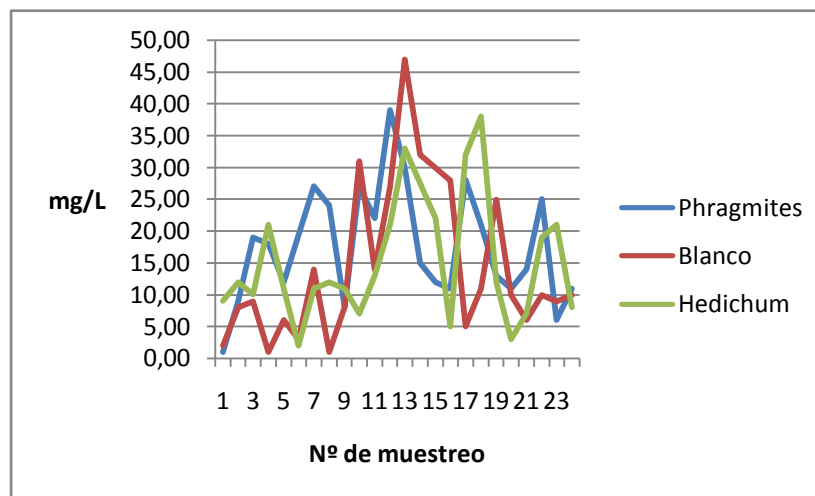


Figura 20. Concentración de sólidos suspendidos totales a la salida del humedal durante el periodo de muestreo.

Por otra parte las grandes variaciones de la concentración de DBO_5 a la salida de los canales del humedal durante todo el periodo de muestreo, indican que el sistema aun no es estable en cuanto a la remoción de materia orgánica. De igual manera tanto la concentración de DBO_5 de entrada al sedimentador y al humedal tuvo grandes fluctuaciones originadas por los periodos de limpieza de los canales de cultivo generando mayores cargas orgánicas de entrada al humedal que incide también en la variación de la DBO_5 de salida del humedal.

Con respecto a esta variación, en la figura 19 se observa que en los muestreos 3, 7, 11, 14, 21 y 23 en los cuales ingresó al humedal los valores más altos de materia orgánica biodegradable las remociones alcanzadas en el canal de Phragmites y Hedychium fueron superiores a los días en los que se registró menor DBO_5 en el afluente, permitiendo inferir que a mayor carga orgánica de entrada, las especies plantadas responden mejor en cuanto a la eficiencia de remoción de DBO_5 , en correspondencia con Angarita y Rodríguez (2006) quienes afirman que las remociones más bajas en los humedales, se presentan con cargas menores y la tasa de eficiencia aumenta considerablemente con cargas cercanas a 150 mg/l de DBO_5 de entrada.

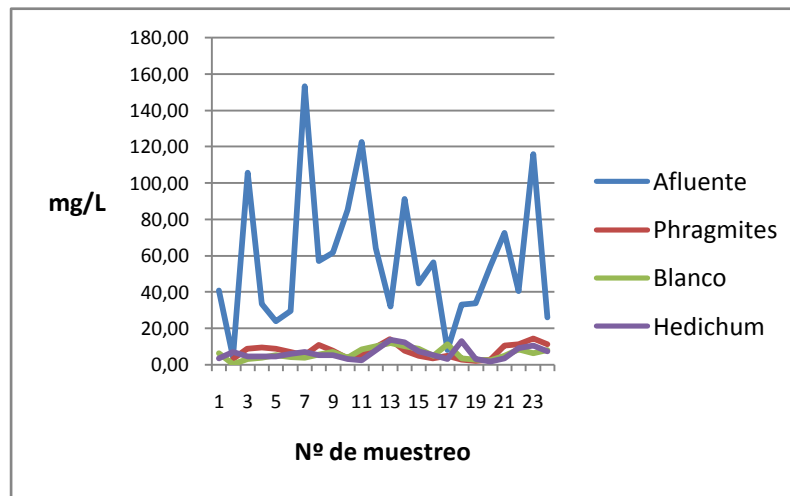


Figura 21. Concentraciones de DBO₅ en afluente y salida del canal de Phragmites y Hedychium

En cuanto a las variaciones de temperatura y oxígeno disuelto en el humedal, diferentes autores coinciden en afirmar que un aumento de la temperatura favorece la velocidad de degradación de la materia orgánica y disminuye el contenido de oxígeno disuelto presente. En el sistema del humedal se observó una situación contraria ya que la DBO₅ obtenida en el canal de Phragmites, Blanco y Hedychium, parece no tener relación con la variación de la temperatura y el oxígeno disuelto en concordancia con lo expuesto por Lara (1999), puesto que en la mayor parte del muestreo la concentración de materia orgánica a la salida del humedal fue mayor en los días en que se registró incrementos de temperatura y descensos en el OD.

La reducción de DBO₅ alcanzada por el sistema cumple con el decreto 1594 de 1984 que exige una remoción igual o mayor al 80%.

6.5.2 Demanda química de oxígeno – DQO

Los porcentajes de eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno en los tres canales del humedal se observan en la figura 20, resultando mayor el canal plantado con Hedychium con una eficiencia de 82.4%, seguido del blanco con un valor de 81.1% y en último lugar el plantado con Phragmites con una remoción de 76.5%; no obstante al realizar el análisis estadístico, de las concentraciones de la DQO durante todo el periodo de muestreo, mediante la prueba T de student se logra concluir que las eficiencias de remoción en los tres canales del humedal no presentan diferencias significativas ($P > 0.05$, ver anexo 12).

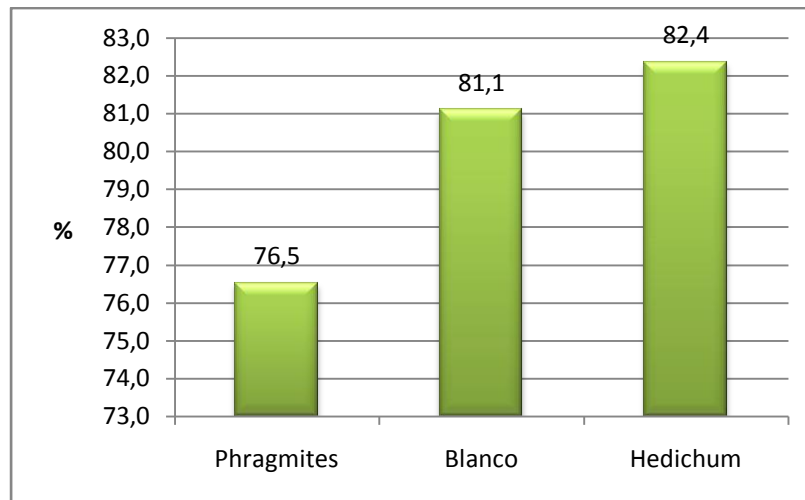


Figura 22. Eficiencia de remoción de DQO en los canales del humedal

Estos porcentajes de remoción de DQO son superiores a los rangos publicados por Gelbrecht *et al.* (2003), Sindilariu *et al.* (2007) y Sindilariu *et al.* (2008) en sus investigaciones, ratificando que a un mayor tiempo de retención hidráulica el agua residual está en mas contacto con el lecho y por tanto es posible lograr un mayor porcentaje de eliminación de los contaminantes.

La eliminación de este contaminante se produce por varios mecanismos: en el lecho de grava se realiza por sedimentación de la materia orgánica proveniente del efluente piscícola y por reacciones anaeróbicas realizadas en el substrato, en la planta la eliminación de la DQO se da mediante la transferencia de oxígeno de sus hojas hasta la raíz permitiendo que penetre en el lecho (Lara, 1999) y por la acción que realizan los microorganismos, que se desarrollan en las raíces de las plantas, en la descomposición de la materia orgánica (Rodríguez, 2003). Dada la escasa diferencia en la remoción de DQO obtenida en el canal de control y los plantados, se deduce como mecanismo fundamental en la remoción de DQO, procesos de sedimentación.

La figura 21 presenta las concentraciones de la demanda química de oxígeno durante todo el periodo de muestreo, el canal plantado con Hedychium y el canal sin vegetación presentan en la mayoría de los días de muestreo una similitud en las concentraciones de la DQO, de lo que se deduce la proximidad de los porcentajes de la eficiencia de remoción en los dos canales. Por el contrario en el canal plantado con Phragmites se observa un aumento considerable en la concentración de la materia orgánica entre los muestreos 5

y 9 que incrementa el promedio de DQO de salida de dicho canal dando como resultado una menor eficiencia de remoción en el sistema del humedal.

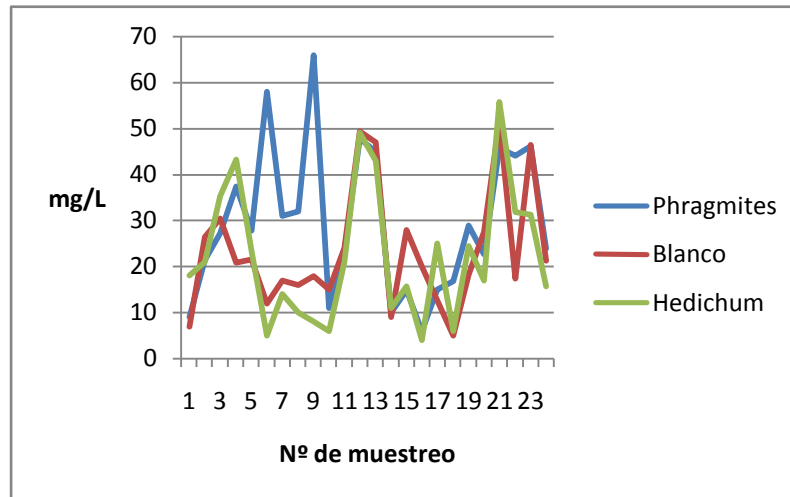


Figura 23. Concentraciones de DQO en cada canal del humedal durante el periodo de muestreo

La variación de las concentraciones de DQO tanto en el sedimentador como en la entrada al humedal se presenta en la figura 22, en el sedimentador las concentraciones de DQO se encuentran en un rango entre 50 mg/L y 2700 mg/L, en el afluyente al humedal se encuentran concentraciones inferiores a los 300mg/L, en el muestro 11 se registró la mayor cantidad de materia orgánica procedente del cultivo de trucha que se puede evidenciar con el valor máximo de DQO registrada durante todo el periodo de muestreo.

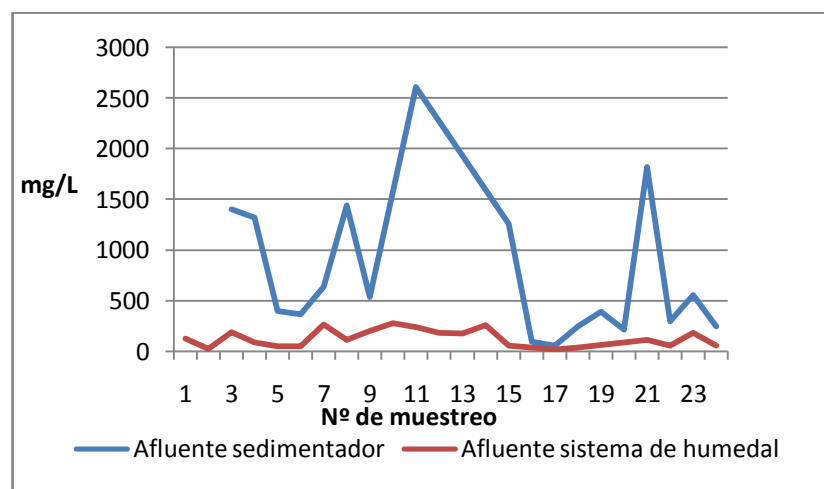


Figura 24. Concentración de DQO a la entrada del sedimentador y humedal durante el periodo de muestreo

El efluente piscícola ingresó al sedimentador con una concentración de DQO en promedio de 769.5mg/L y salió de este con una concentración de 126.3mg/L, obteniendo así una eficiencia de remoción del 83.6%, este porcentaje indica que gran parte de la materia orgánica que es susceptible de degradarse por medios químicos y biológicos proveniente del cultivo de trucha se remueve en el sedimentador permitiendo que ingrese una menor cantidad a los tres canales del humedal disminuyendo de esta forma la carga contaminante de entrada al humedal.

6.6 REMOCIÓN DE NUTRIENTES

6.6.1 Nitrógeno Total- NT

A partir de los resultados de las concentraciones de NT (ver anexo 3) y mediante análisis estadístico se puede afirmar que la concentración de nitrógeno total medida en el canal de Phragmites presenta diferencias significativas con respecto al canal sin vegetación ($P=0.045$) y al plantado con *Hedychium* ($P= 0.004$), mientras que los resultados de este último y el blanco son significativamente similares ($P=0.22$).

En la figura 23 se observa los porcentajes de remoción de NT en los tres canales, siendo el plantado con Phragmites el de mayor eficiencia en la eliminación de este contaminante, con un porcentaje de 64.06%, que se encuentra dentro del rango de remoción reportado por Sindilariu *et al.* (2008) y sobrepasa los citados por Gelbrecht *et al.* (2003)) y Sindilariu *et al.* (2007). Debido a que los tiempos de retención empleados en las investigaciones realizadas por los dos últimos autores fueron inferiores a los de esta investigación es posible afirmar que a mayor TRH mayor remoción de NT en el humedal.

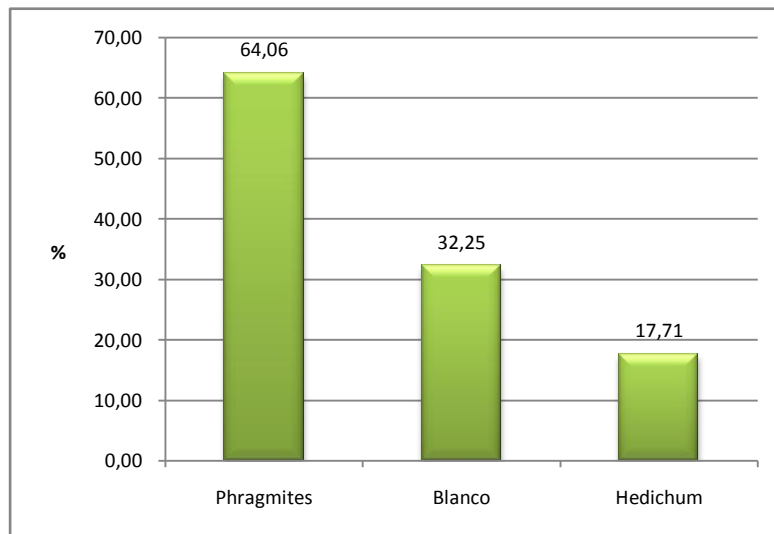


Figura 25. Eficiencia de remoción de NT en los canales del humedal

La figura 24 presenta la variación de la concentración del nitrógeno total durante el periodo de muestreo, indicando que durante los primeros 11 muestreos se obtuvieron bajas cantidades de NT a la salida de los 3 canales del humedal, esta etapa coincide con la época de mayor crecimiento de las plantas registrado entre los meses de Octubre a Diciembre de 2008, etapa en la cual las plantas presentan una mayor capacidad de asimilación de nutrientes facilitando la remoción de dichos contaminantes en el agua en concordancia con lo descrito por Ruiz (2005). Adicional a ello, durante los primeros 9 muestreos resultaron los niveles mas altos de oxígeno disuelto en el afluente del humedal. Estas condiciones favorecerían el proceso de nitrificación convirtiendo el NT en nitritos y nitratos, disminuyendo la cantidad de nitrógeno en el efluente, sin embargo debido a los altos niveles de materia orgánica biodegradable en el afluente del humedal durante todo el periodo de muestreo (ver anexo 2) con un promedio de 58 mg/L, superior al citado por Silva (2002) quien indica que la nitrificación ocurre a concentraciones dentro del sistema, inferiores a 20 mg/L de materia orgánica, es de esperarse que la mayor parte del oxígeno disuelto presente haya sido consumido en la degradación de la materia orgánica dejando a las bacterias nitrificantes sin el O_2 necesario para iniciar el proceso de transformación a NO_2^- y NO_3^- , por tanto las bajas concentraciones de O_2 dentro del humedal facilitan la amonificación del nitrógeno y dificultan el proceso de nitrificación, el cual a su vez también depende de un pH óptimo que se encuentra dentro del rango 7.5 a 8.6 (Arias, 2004), superior al obtenido en esta investigación que oscila en un promedio de 4.8 y 7.33 entre entrada y salidas del humedal, por tanto se supone un mínimo proceso de nitrificación en el sistema. Sin embargo dado que dentro de esta

investigación no se cuantificó la concentración de las especies NO_2^- y NO_3^- , de entrada y salida del humedal, no es posible conocer en qué medida pudo ocurrir dicho proceso.

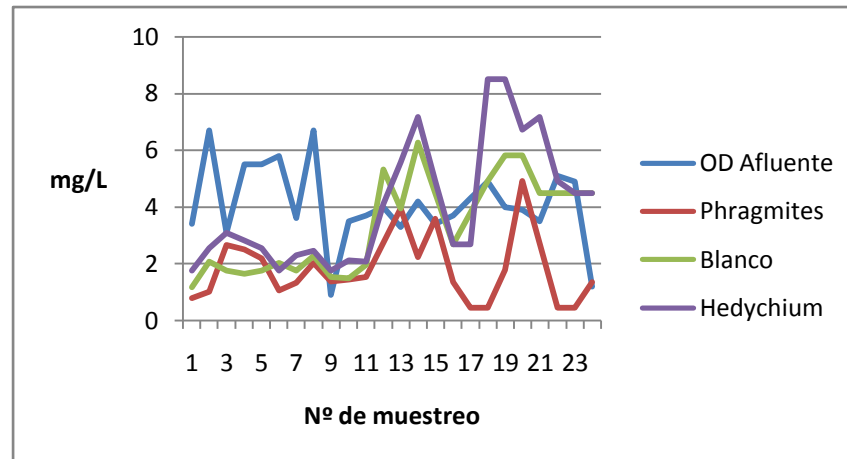


Figura 26. Comparación de las concentraciones de NT obtenidas en el efluente de cada canal del humedal con el OD afluente.

Este hecho se corrobora dados los altos valores de concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ obtenidos a la salida del humedal que permiten deducir condiciones anaerobias presentes en el sistema, coincidiendo con lo reportado por Lahora (2003) quien afirma que en los humedales de flujo sub superficial las condiciones anaeróbicas presentes generan una baja eficiencia del proceso de remoción de NT por nitrificación y facilitan la remoción de este contaminante, principalmente a partir de procesos de amonificación en correspondencia con lo afirmado por Brisson (2009) por tanto es de esperarse que dentro del canal de Phragmites, en el que se da el mayor porcentaje de eliminación de NT, se haya generado una mayor cantidad del $\text{NH}_3\text{-N}$ que debió ser asimilado por esta especie ó transformado a NO_2^- y NO_3^- , en mayor medida en comparación con el Hedychium, puesto que se obtuvo una concentración promedio de nitrógeno amoniacal menor a la salida del canal de Phragmites.

Una de las causas que favorecería un mayor proceso de asimilación del nitrógeno dentro del canal de Phragmites viene dada a partir de que esta especie al contrario del Hedychium presentó un crecimiento de la raíz aparentemente superior, que posibilitaría un mayor contacto del Phragmites con el agua residual y un desarrollo amplio de la biopelícula que facilita los procesos de sorción del nitrógeno por la planta, de acuerdo con Fernández (2004).

En los muestreos posteriores se observa un aumento en la cantidad de NT en cada uno de los canales, siendo el plantado con *Hedychium* el que reporta concentraciones más altas de nitrógeno de salida; en este canal se presenta en el muestreo 18 y 19 los valores más elevados de NT obtenidos en el sistema siendo en ambos días de 8.51 mg/L. Por su parte el efluente del canal de *Hedychium* del muestreo 18 presentó un alto contenido de sólidos; una de las formas en las que ingresa el nitrógeno al humedal es como nitrógeno orgánico asociado a materia orgánica en suspensión (Fernández, 2004), por ende es de esperarse que los sólidos que no fueron retenidos dentro del humedal y que salieron en el efluente hayan incrementado el contenido de NT en dichos días de muestreo, sin embargo en el muestreo 19 la concentración de SST en el efluente fue menor a la registrada en el muestreo 18 y aun así la concentración de NT fue elevada indicando la no dependencia entre las concentraciones de salida de SST y NT en los tres canales.

Analizando la relación de la remoción de nitrógeno total con la temperatura se concluye que las variaciones de esta última no influyen en el proceso de eliminación del NT dado en los tres Canales del humedal en contraposición a la dependencia descrita por Lara (1999).

6.6.2 Nitrógeno Amoniacal N- NH₃

A partir de los resultados (ver anexo 4) obtenidos, la cantidad de nitrógeno amoniacal fijado tanto en el canal sin vegetación como en el plantado con *Hedychium* no presenta diferencias significativas ($P = 0.72$) resultando en ambos humedales una igualdad en la ineficiencia del tratamiento en la remoción, en contraste, el canal plantado con *Phragmites* presenta diferencias significativas con respecto al plantado con *Hedychium* ($P = 0.0004$) permitiendo afirmar que el *Phragmites* da a lugar a un nivel de fijación de nitrógeno amoniacal en el efluente inferior al generado en el canal de *Hedychium*. En la figura 25 se aprecian porcentajes negativos que indican incrementos de nitrógeno amoniacal de 31.22%, 168.11% y 187.49% en el canal de *Phragmites*, Blanco y *Hedychium* respectivamente, aumentos superiores a los reportados por Lovera *et al.* (2006) quien indica un incremento de 0.13% de nitrógeno amoniacal.

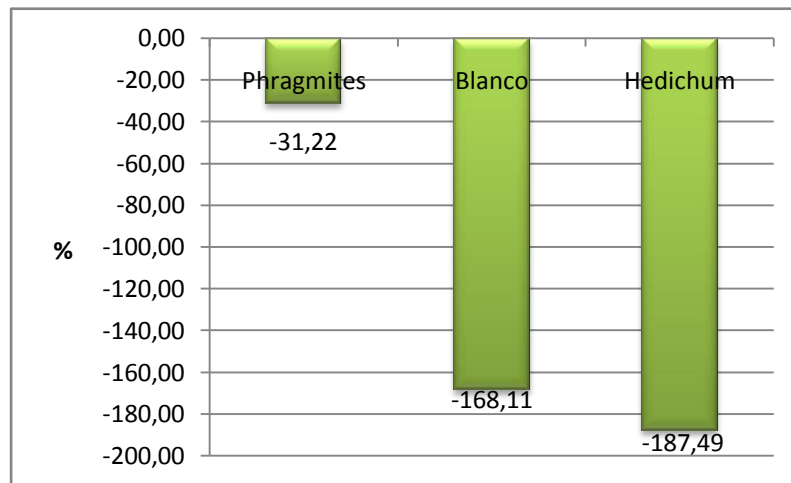


Figura 27. Eficiencia de remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ en los canales del humedal

En contraste a los resultados reportados en este estudio se presentan los valores de remoción obtenidos por Lin *et al.* (2002), quien indicó una remoción superior al 85% de $\text{NH}_3\text{-N}$, alcanzada en el tratamiento en conjunto con un humedal de flujo superficial, en este caso el contacto que tiene el agua con la atmósfera, dado en el FWS, permite un mayor intercambio de oxígeno que favorece los procesos de nitrificación y remoción de nitrógeno amoniacal, de ahí que se obtengan eficiencias superiores en los trabajos de investigación citados.

Al resultar una mayor concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ a la salida del sistema se puede inferir que el contenido de oxígeno transportado por la planta hacia el sistema es insuficiente para satisfacer la demanda en la degradación aeróbica de los contaminantes en concordancia con lo descrito por Brix (1994) (Citado por Silva, 2003). Adicional al proceso de mineralización del nitrógeno debe considerarse la posibilidad del aporte que hacen los detritos de las plantas y otros materiales orgánicos, originados de manera natural dentro del humedal que pueden ser fuente estacional del $\text{NH}_3\text{-N}$ (Lara, 1999).

En la figura 26 se observan en los primeros días de muestreo, concentraciones de $\text{NH}_3\text{-N}$ obtenidas a la salida de cada canal del humedal, inferiores a las resultantes en los últimos muestreos, coincidiendo con el periodo de mayor crecimiento de las plantas, como se indicó anteriormente, que se situó entre los primeros 13 muestreos de esta investigación, periodo en el cual se da el mayor proceso de asimilación de nutrientes por parte de las plantas (Martínez *et al.*, 2005) sin embargo debido a que el canal sin vegetación presenta un comportamiento similar, se evidencia que no se está dando un proceso de

asimilación efectiva del $\text{NH}_3\text{-N}$ por parte de las especies plantadas en el humedal en la primera mitad del periodo de muestreo.

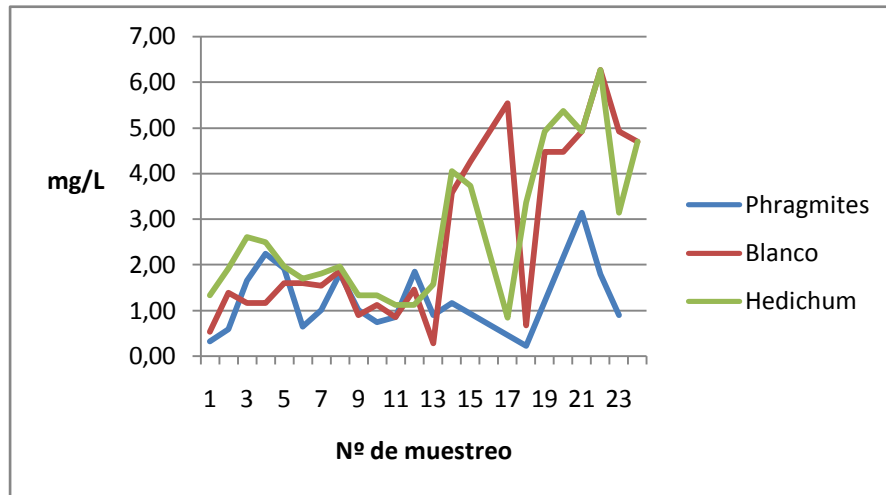


Figura 28. Variación de la concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ a la salida del humedal

A partir del muestreo 14 se presentan altos valores de $\text{NH}_3\text{-N}$ a la salida del canal sin vegetación y el plantado con Hedychium, mientras que el en Phragmites reporta concentraciones de salida inferiores, indicando que el nitrógeno amoniacal generado dentro de este canal está siendo removido ya sea por asimilación por parte del Phragmites o por procesos de nitrificación y desnitrificación, sin embargo es poco probable que estos últimos dos procesos se hayan dado de manera significativa debido a las condiciones de pH y oxígeno disuelto presentes en el humedal, descritas anteriormente, dejando la asimilación por parte de la planta como principal mecanismo de eliminación del $\text{NH}_3\text{-N}$.

Otro de los mecanismos para que se dé la remoción del nitrógeno amoniacal es a través de la volatilización originada a un pH cercano a 9, siendo el pH en el sistema del humedal casi neutro, la eliminación de $\text{NH}_3\text{-N}$ por esta vía se ve limitado ya que según Llagas y Gómez (2006) en estas condiciones de neutralidad, el amoniaco existe casi exclusivamente en forma ionizada y no es posible su volatilización.

Dados los resultados de remoción analizados anteriormente se deduce que el Phragmites es la especie más efectiva en la asimilación de nitrógeno amoniacal en el humedal de estudio.

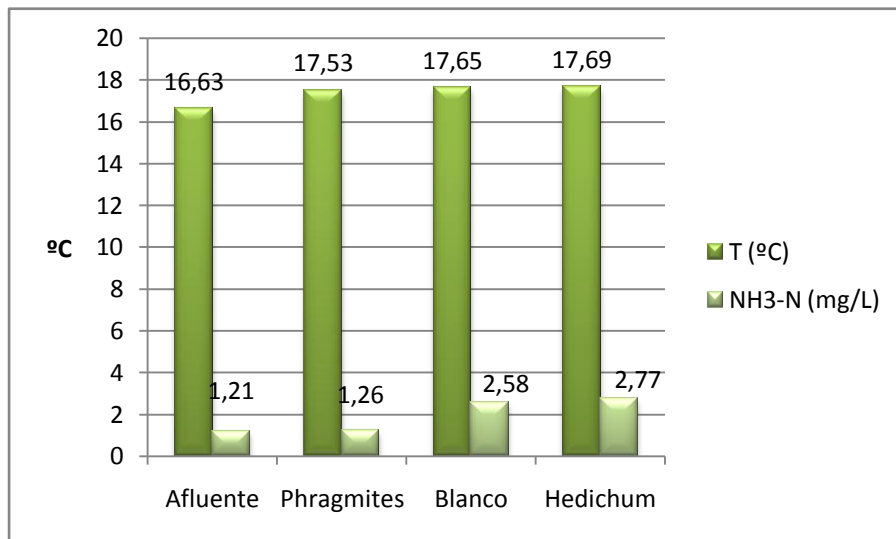


Figura 29. Promedios de temperatura y NH₃-N en el humedal.

Las pequeñas variaciones ocurridas en la temperatura no tuvieron influencia en el proceso de fijación de nitrógeno amoniacal en el efluente de los tres canales, como se observa en la figura 27, donde un promedio de temperatura muy cercano en los tres canales muestra no tener relación, pues se obtienen concentraciones promedio de NH₃-N significativamente diferentes entre el canal de Phragmites y los dos restantes.

Un mayor tiempo de retención favorecería la transformación del NH₃-N a NO₃⁻ ya que las bacterias anaerobias al igual que las aerobias son capaces de realizar el proceso de nitrificación, pero requieren de un contacto prolongado con el agua residual (EPA, 2000).

6.6.3 Fósforo total

A partir del análisis de los resultados obtenidos en esta investigación de PT (ver anexo 5) no se presentan diferencias significativas entre la concentración de salida medida en los tres canales ($P > 0.05$ ver anexo 12), deduciendo en los tres canales una eficiencia de remoción de fósforo total similar.

En el anexo 5 se aprecian los promedios de la concentración de fósforo obtenidos en cada punto de muestreo. El agua proveniente del sedimentador de la planta de tratamiento piloto ingresó al sistema de humedal con un valor medio de 0.92 mg/L de PT y alcanzó una concentración promedio a las salidas de los canales con Phragmites, sin vegetación y con Hedychium de 0.38 mg/L,

0.51 mg/L, 0.46 mg/L respectivamente, valores que se encuentran entre los rangos de concentración de fósforo total obtenidos en el efluente de 14 sistemas de humedales de flujo subsuperficial registrados por la EPA (2000).

Los porcentajes de eliminación de fósforo alcanzados en cada uno de los canales del humedal se presentan en la figura 28, encontrándose dentro del rango de remoción de fósforo total obtenido por Gelbrecht *et al.* (2003) y Sindilariu *et al.* (2007), a diferencia de Summerfelt *et al.* (1999), Michael (2003) y Huett *et al.* (2005) quienes reportaron valores más altos de eficiencias de eliminación con tiempos de retención superiores a los de esta investigación, corroborando que a mayor tiempo de retención del agua residual es posible obtener altos niveles de extracción de fósforo en concordancia con lo publicado por la EPA (2000).

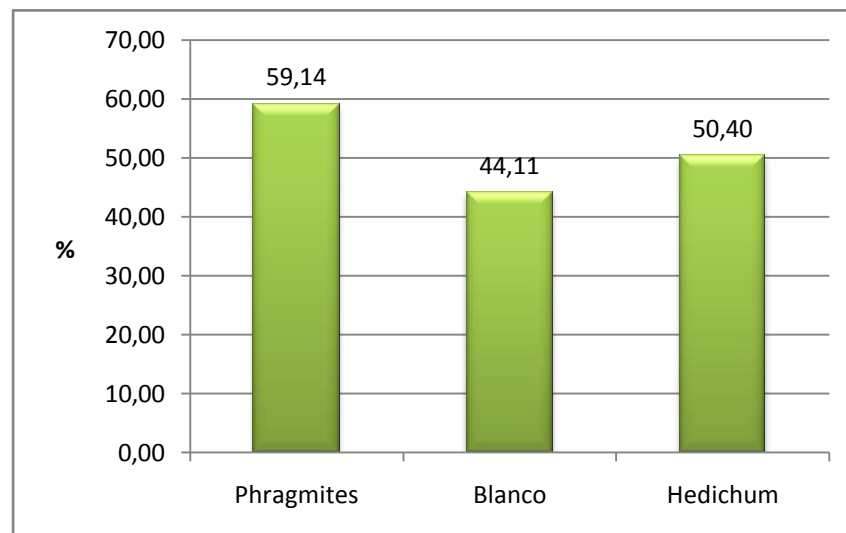


Figura 30. Eficiencia de remoción de PT en los canales del humedal

Durante todo el periodo de muestreo se presentaron grandes fluctuaciones como se observa en la figura 29, indicando que el sistema todavía no estabiliza en cuanto a la remoción de PT del agua tratada.

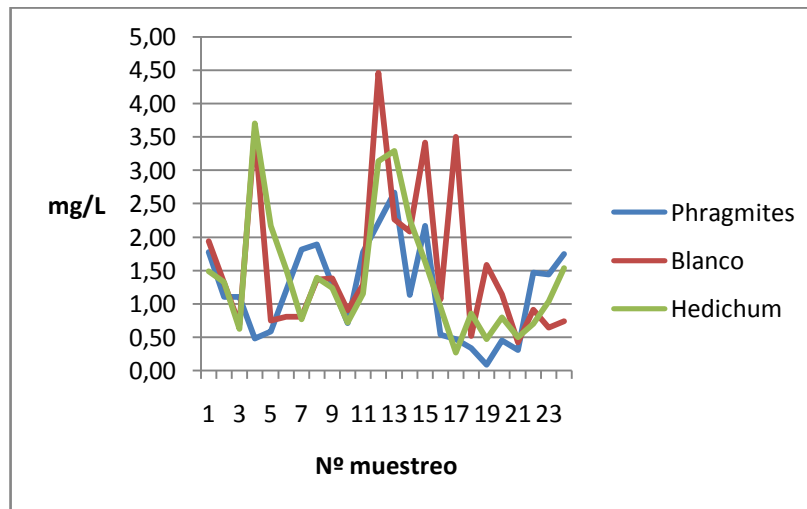


Figura 31. Variación de concentración de PT a la salida del humedal

El fósforo puede ser removido del agua residual mediante procesos de adsorción – precipitación con aluminio, hierro, calcio y minerales presentes en el sustrato del humedal, por asimilación de las plantas (Rodríguez, 2003), incorporación del fósforo a la biomasa de los microorganismos (García, 2005) y mediante la acumulación y almacenamiento en la materia orgánica (Silva, 2003). Según Fernández (2004), a diferencia de nitrógeno, no hay un compuesto gaseoso significativo del fósforo que cierre el ciclo, sino que la tendencia, en la naturaleza, es a que el fósforo se acumule en sedimentos, cuando no es constituyente de organismos, por tanto el principal mecanismo de remoción de fósforo de las aguas residuales necesariamente está basado en la acumulación en sedimentos y biomasa.

En relación con lo descrito por Fernández (2004) y dado que el fósforo se presenta en el agua residual de la piscícola a partir de los restos de comida no ingerida y desechos del metabolismo de los peces, que se encuentran por lo general como material en suspensión, se asume que el principal proceso por el cual se está removiendo el PT en el humedal es a partir de la sedimentación de los sólidos suspendidos a los cuales se encuentra asociado el fósforo, explicando así la remoción alcanzada en el canal de control. Por su parte, los canales de Phragmites y Hedychium consiguen porcentajes de remoción un tanto superiores al obtenido en el control, hecho asociado al proceso de sedimentación de los sólidos suspendidos ya indicado y a la asimilación por parte de las plantas del fósforo soluble, que se supone mayor en el Phragmites al conseguir una menor concentración de PT a la salida del humedal. Como en el caso de la remoción de nitrógeno, se supone una mayor efectividad del

Phragmites en lograr la asimilación del fósforo debido un mayor contacto de la raíz de la planta con el agua residual, en contraste con el Hedychium.

Dado que el medio de soporte del sistema se compone de grava es de esperarse que la remoción del PT por adsorción – precipitación en el lecho haya sido muy limitada, suponiendo un bajo contenido de aluminio, hierro, calcio y minerales en dicho soporte y que se asocia generalmente a la arcilla con la cual es posible alcanzar mayores porcentajes de remoción (Rodríguez, 2003) por dicho mecanismo cuando se emplea como sustrato. Al analizar las concentraciones de fósforo total a la salida del humedal se observa que la temperatura no influye en la cantidad de PT removida del sistema.

6.7 REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES – SST

La eficiencia de remoción de sólidos en la unidad de sedimentación fue de 79.8% indicando que gran parte de los sólidos suspendidos y sedimentables provenientes del cultivo de trucha son retenidos en la unidad de pre-tratamiento, sin embargo este valor se encuentra por debajo de la eficiencia del 85% que deben tener los tanques de sedimentación según Palma (2004). Dado que la cantidad de material particulado proveniente del cultivo de trucha aumentó significativamente en los días en los que se realizó limpieza de las baterías de la piscifactoría, se incremento el contenido de lodos que ingresaron al sedimentador, hecho que aconteció entre los muestreos 7 y 15. Durante dichos muestreos la unidad de sedimentación se saturó de lodos y permitió que el afluente del humedal llegara cargado de una mayor cantidad de sólidos, restando eficiencia de remoción de sólidos suspendidos a la unidad de pre-tratamiento. En la figura 30 se aprecia la eficiencia de remoción de SST obtenida en los canales del sistema de humedal y en los tres casos se alcanza un porcentaje de eliminación que supera el 85%. El porcentaje de remoción alcanzada en los tres canales del humedal no presenta diferencias significativas resultando una probabilidad en todos los casos superior al 5%.

Las eficiencias de remoción obtenidas se encuentran dentro del rango documentado en la investigación de Sindilariu (2008) y son inferiores a los reportados por Quipuzco (2002)

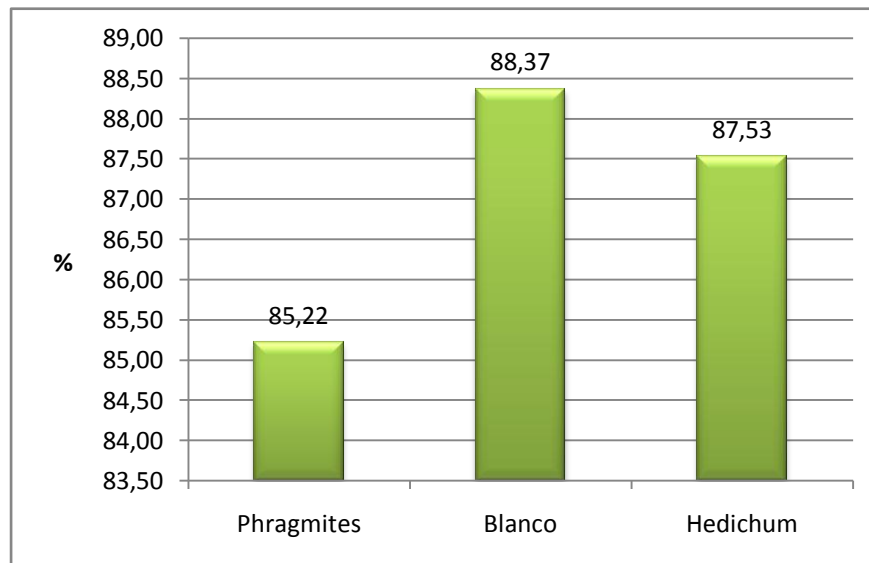


Figura 32. Eficiencia de remoción de SST en los canales del humedal

Debido a que el canal sin vegetación presenta un porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos totales similar a los conseguidos en los otros canales, se deduce que la remoción en el sistema de humedal se dio por procesos físicos de sedimentación y precipitación y que se ve beneficiada gracias a la baja velocidad del agua lograda con el tiempo de retención de dos días dentro del humedal y a la superficie proporcionada por la grava. A partir de ello se puede afirmar que las especies plantadas en el humedal no tienen un efecto significativo sobre la remoción de sólidos suspendidos y que por el contrario, llegan a ser fuentes de este contaminante como consecuencia del desprendimiento de sus partes en descomposición.

La remoción de SST alcanzada por el sistema de humedal cumple con la norma de vertimiento consignada en artículo 72 del decreto 1594 de 1984 al superar el 80% de sólidos removidos, por tanto cada uno de los canales es eficiente en el control de este parámetro.

6.8 COMPARACIÓN ENTRE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES OBTENIDAS POR PHRAGMITES AUSTRALIS Y HEDYCHIUM CORONARIUM EN EL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE TRUCHA ARCOÍRIS

En la tabla 8 se resumen los porcentajes de remoción obtenidos mediante el tratamiento del efluente de trucha con Phragmites Australis y Hedychium Coronarium. Como se ha mencionado con anterioridad, las dos especies

plantadas en el humedal, no presentan diferencias significativas en la remoción alcanzada de DBO₅, DQO, PT y SST, en donde se obtuvieron porcentajes de remoción acordes con los reportados por diversos autores. La eliminación de dichos contaminantes se asoció principalmente a procesos físicos dados dentro del humedal, deduciendo la baja influencia que ejercen las especies plantadas en su remoción. Puede esperarse que una vez el lecho del humedal se sature de sólidos, la influencia que ejerce la vegetación en la eliminación de los contaminantes se incremente y permita alcanzar porcentajes de remoción mayores que los del canal sin vegetación.

Tabla 8. Eficiencias de remoción de los contaminantes presentes en el efluente piscícola, obtenidas en el tratamiento con *Phragmites Australis* y *Hedychium Coronarium*

Contaminante	Eficiencia de remoción (%)		
	<i>Phragmites</i>	<i>Hedychium</i>	Blanco
DBO ₅	87.7	89.3	89.8
DQO	76.5	82.4	81.1
NT	64.06	17.71	32.25
NH ₃ -N	-31.22	-187.49	-168.11
PT	59.14	50.40	44.11
SST	85.22	87.53	88.37

En el caso del nitrógeno, se encontró que el *Phragmites* muestra una mayor efectividad en su remoción, hecho atribuido fundamentalmente a un porcentaje superior de asimilación del nutriente por parte de la planta, que a comparación del *Hedychium*, alcanza un mayor desarrollo de la raíz³ lo que facilita el contacto entre esta especie y el agua residual favoreciendo procesos de sorción del nitrógeno. También se tiene en cuenta que al darse una mayor densidad de individuos de *Phragmites*, resultado de una amplia propagación de esta especie en el humedal, junto con un crecimiento acelerado, los requerimientos de nutrientes son más elevados que en el *Hedychium*, y por tanto era de esperarse que dentro del canal plantado con *Phragmites Australis* se haya logrado una mayor extracción de nitrógeno del efluente piscícola. En el caso del fósforo total, aun cuando se obtiene una eficiencia de remoción similar en los dos canales plantados, el de *Phragmites* reporta un porcentaje un tanto superior, que permite afirmar que entre las especies estudiadas, la más efectiva en cuanto a la remoción de nutrientes es el *Phragmites Australis*.

³ La medición de la raíz de las especies plantadas en el humedal no fue contemplada en esta investigación, y los comentarios que se hicieron sobre su crecimiento se basan sobre la observación de su desarrollo realizada durante el periodo de muestreo.

7. CONCLUSIONES

- La unidad de sedimentación fue eficiente en la reducción de PT, DBO, DQO y SST alcanzando porcentajes de remoción por encima del 69%, También reportó valores por debajo del 50% en la eliminación de NT y NH₃, indicando la necesidad de implementar un tratamiento secundario que reduzca el contenido de contaminantes provenientes del efluente del sedimentador.
- Las eficiencias de remoción de los contaminantes presentes en el efluente de lavado de trucha obtenidas a raíz del tratamiento con Phragmites Australis y Hedychium Coronarium en el humedal de estudio superan el 85% para DBO₅ y SST, seguido por la DQO donde se obtuvo una remoción de 76.5% en el Phragmites y 82.4% en el Hedychium. En el caso de nutrientes, en los canales plantados del sistema, se logró una remoción de nitrógeno y fósforo total que varía entre 17.71- 64.06 % y 50.40 - 59.14% respectivamente, mientras que para el caso de nitrógeno amoniacal el sistema presentó limitaciones en su eliminación, generando un incremento de 31.22% en el canal de Phragmites y 187.49% en el de Hedychium.
- Dado que la materia orgánica llegó al humedal principalmente como materia particulada, la sedimentación fue el proceso fundamental por el cual se produjo la remoción de la DBO₅, DQO, SST y PT, deduciendo una baja influencia por parte de las especies plantadas en el proceso de eliminación de dichos contaminantes.
- En esta investigación se verificó la estrecha relación que presenta la remoción de los sólidos suspendidos totales en la eficiencia de eliminación de la DBO₅ siendo esta superior en los días de muestreo en los cuales fue removida una cantidad superior de los SST, por tanto se deduce que la mayor parte de la DBO₅ entra al sistema de tratamiento como material particulado.
- Debido a la alta carga de sólidos registrada en el agua de lavado de Trucha Arco Iris tratada en el humedal de estudio, se evidencia que dicho residuo está conformado fundamentalmente por sólidos en suspensión y por tanto su tratamiento consiste básicamente en lograr que la mayor parte de éstos, quede retenida en una unidad de tratamiento primario.

- Las altas concentraciones de PT, DBO₅, DQO, y SST obtenidos en el análisis del efluente de lavado de Trucha Arco Iris, indican la semejanza con las aguas residuales domésticas y por tanto pueden llegar a ser tratadas mediante procesos convencionales.
- El Phragmites se presentó dentro del sistema como la especie más eficiente en cuanto a la remoción de nitrógeno total, atribuyendo este hecho a una mayor propagación de individuos de esta especie, un mayor crecimiento, que incrementa el requerimiento y por tanto la toma de nutrientes del agua y a un amplio desarrollo de la raíz que beneficia una mayor superficie de biopelícula en contacto con el agua residual, favoreciendo así los procesos de amonificación y posterior asimilación del NH₃-N resultante.
- Debido a las características de escaso crecimiento y propagación del Hedychium registradas en esta investigación, se infiere la baja capacidad de adaptación de esta especie en áreas donde llega la luz solar de forma directa, hecho que limita su desarrollo y por ende la eficiencia en la extracción de nutrientes y eliminación de materia orgánica.
- Se comprobó la fácil adaptación del Phragmites Australis, dado que su ritmo de crecimiento y propagación no se vio afectado frente a los cambios de temperatura y radiación solar ocurridos durante el periodo de muestreo, siendo una especie apta para ser empleada en zonas donde se presentan variaciones en los factores meteorológicos a lo largo de su ciclo de desarrollo.

8. RECOMENDACIONES

- Con el fin de llevar a cabo un análisis comparativo de la remoción de los contaminantes obtenidos por cada especie plantada, se recomienda llevar un registro del crecimiento tanto de tallo como de raíz para identificar la relación entre el desarrollo alcanzado por cada especie y la eliminación de los contaminantes.
- Es necesario incrementar la frecuencia de visitas a la planta de tratamiento piloto, con el objetivo de llevar a cabo labores de limpieza del sistema para evitar la formación de algas en las zonas descubiertas del humedal que puedan afectar los resultados de los parámetros fisicoquímicos analizados; de igual manera se requiere la extracción continua de la vegetación ajena a la plantada tanto en los canales plantados como en el canal sin vegetación de forma que no se vea incrementada la eficiencia en la remoción de contaminantes.
- Dada la alta carga de sólidos provenientes del lavado de trucha, se recomienda llevar a cabo la evacuación de los lodos retenidos en la unidad de sedimentación, con una frecuencia de una vez por semana, con el objetivo de evitar taponamientos en la tubería que conduce el afluente hacia el humedal.
- Sería necesario cubrir la entrada y salida del humedal con el fin de evitar la entrada de los rayos solares, limitando por tanto la formación de algas que pudiesen afectar los resultados del análisis fisicoquímico realizado en los puntos de muestreo en dicho sistema.
- Es necesario medir las concentraciones de nitritos y nitratos a la entrada y salida del sistema para lograr un mayor conocimiento del proceso de remoción de nitrógeno dado en el humedal.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilera C. Gestión de residuos y manejo ambiental, curso de recirculación para acuicultura marina. Guadalajara. 2006. 37 p
- Álvarez J, Bécares E. El papel de la vegetación en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales.2004. 8 p.
- Angarita S, Rodríguez S. Hipótesis de optimización en humedales de flujo subsuperficial en el tratamiento de agua residual urbana – énfasis en la retención de metales. Universidad de los Andes. 2006. 13 p
- Arias Ó. Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial. [artículo en internet]. <http://hdl.handle.net/2099.1/3339>. [visitada el 20 de marzo de 2009]
- Bellas M, Seoanez M, Seoáñez P. Manual de tratamiento, reciclado, aprovechamiento y gestión de las aguas residuales de las industrias agroalimentarias. Mundi - Prensa Libros.2003. P 228,229
- Beekman J, Meuleman A, Verhoeven J. Nutrient Retention and Nutrient-Use Efficiency in Phragmites Australis Stands after Wastewater. *Wetlands* (2002) 22(4): 712-721
- Boaventura R, Pedro A, Coimbra J, Lencastre E. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 1997; 95(3): 379-387
- Borja Á. Los impactos ambientales de la acuicultura y la sostenibilidad de esta actividad. Instituto Español de Oceanografía, 2002. ISSN: 0074-0195. p 43-45
- Brinker A, Koppe W, Rösch R. Optimised effluent treatment by stabilised trout faeces. *Aquaculture Journal* 2005 (249): 125 – 144
- Brisson J, Chazarenc F, Landry G, Maranger R. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water research* 2009; 43: 535 – 545
- Buxadé C. Producción animal acuática. Mundi-Prensa Libros.1997. p 197
- Camacho M, López D, Martínez I, Salazar. M. La utilización de aguas residuales domesticas en cultivos hidropónicos de especies vegetales promisorias. Seminario de grado. Universidad del Cauca. Popayán 1990. P 45.
- Carro. I. Eficiencia de un humedal construido para el tratamiento de efluentes domiciliarios, durante la fase invernal, en Uruguay. *AIDIS*. Montevideo.2006. p 1 - 7
- Coleman J, Hench K, Garbutt K, Sexstone A, Bissonnette G, Skousen J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetland. *Water, Air, and Soil Pollution* 2001(128): 283–295

Colombia. Ministerio de Salud. Decreto 1594 de 1984, Junio 26, Por el cual se reglamenta parcialmente el Título 1 de la Ley 09 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI - Parte III - Libro II y el Título III de la parte III - Libro I - del Decreto 2811 de 1974 en cuanto a Usos del Agua y Residuos Líquidos. Bogotá: El Ministerio; 1984.

Corzo A. Influencia del estado físico de la materia orgánica en la eficiencia de humedales construidos de flujo subsuperficial. [Artículo en internet]. <http://hdl.handle.net/2099.1/3347>. [Visitada el 20 de marzo de 2009]

De la cruz C., Salazar A. Caracterización y estudio de tratabilidad del efluente de estaciones piscícolas (Trabajo de grado). Popayán: Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería; Civil 2007. 13,14 p.

Departamento de Pesca y Acuicultura, FAO. Visión general del sector acuícola nacional Colombia. [Artículo en internet]. http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_colombia_es#tcNA003E. [Visitado el 19 de septiembre de 2008]

Espinal C, Gonzales F, Martinez H. La cadena de la piscicultura en Colombia, una mirada global de su estructura dinámica 1991-2005. Bogotá D.C: Ministerio de Agricultura y Desarrollo rural, observatorio agrocadenas. 2005, p 1,9,10

Fernández J. Manual de fitodepuración, filtros de macrófitas en flotación. Madrid. Edita. Capítulo 6 p 80-83, capítulo 7. 2004. p 96-99

Fitzsimmons K, Saucedo J, Zachritz W. Evaluation of submerged surface flow (SSF) constructed wetlands for recirculating tilapia production systems. *Aquacultural Engineering* 2008 (39): 16–23

Galli O, Sal M. Sistemas de Recirculación y Tratamiento de agua. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos cenadac (Santa Ana- Corrientes) 2007. P 17,18.

Gallón. A. Un negocio que se mueve como pez en el agua. [Artículo en internet]. <http://www.elespectador.com/impreso/cuadernilloa/negocios/articuloimpreso-un-negocio-se-mueve-pezo-el-agua> . [Visitado el 19 de septiembre de 2008]

García T. Diseño, construcción y evaluación preliminar de un humedal de flujo subsuperficial. Universidad de los Andes. 2005. 11 p

Gelbrecht J, Schulz C, Rennert B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture* 2003; 217: 207–221

Gilio J, Viko K. Biorremediación de los efluentes de la acuicultura. [Artículo en internet] <http://www.aquahoy.com/content/view/208/lang,es/>. [visitado el 13 de marzo de 2009]

Guerrero M. Dimensionamiento de una estación depuradora de aguas residuales para el tratamiento de vertidos procedentes de una instalación de cultivo de truchas y un núcleo de población. (Trabajo de grado). Algeciras: Universidad de Cadiz; 2005. 314 p.

- Gonzaga G, Monteiro F, Silva H. Antonio Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Sci. Agric* 2006; 63 (5): 433-437
- Huett O, Hunt N, Morris S, Smith G. Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. Alstonville. *Water Research* 2005; 39: p 3659
- Inpa. Fundamentos de acuicultura continental: aspectos básicos para el cultivo de la Trucha Arcoíris. Bogotá: Grafiimpresos Quintero; 2001. pp. 301- 325
- Incoder. El cultivo de la Trucha arco iris. Imprenta nacional de Colombia. Bogotá. 2005. 6 p
- Jiménez C. Blanca. La contaminación ambiental en México. México D.F: Limusa. 2005. p 67, 68, 69, 70, 125,127
- Lara J. Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales (Tesis de maestría). Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña. 1999. 122 p.
- Lahora A. Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: La Edar de los Gallardos (Almería). ISBN 84-8108-276-7. 2003; 99-112
- Lin Y-F, Jing S.-R, Lee D -Y, Wang T-W. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture* 2002; 209: 169–184.
- Lin Y, Jing S, Leeb D, Chang Y, Chen Y, Shih K. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environmental Pollution* 2005; 134: 411–421.
- Llagas W, Gomez E. A design of an artificial marsh for treating waste water in the UNMSM. *FIGMMG* 2006; 15 (17): 85-96
- Lovera D, Quipuzco L, Laureano G, Becerra C, Valencia N. Adaptation of a waste water treatment system in the urban community of Icabamba, Ancash region, Peru, using the artificial wetlands technology. *Icabamba*. 2006. 86 p
- Luna V, Ramírez H. Medios de soporte alternativos para la remoción de Fósforo en humedales artificiales. *Contam. Ambient.* 2004; 20 (1): 31-38
- Madera C, Ríos A, Toro A, Peña M. Influencia del crecimiento biológico en la hidrodinámica y en la remoción de materia orgánica en un humedal de flujo subsuperficial sin vegetación (HFSSV), para el tratamiento de aguas residuales domésticas en regiones tropicales. Cali. 2007. 8 p
- Martinez R, Velasco J, Alcántara R, Millan A. nutrient bioaccumulation in *Phragmites Australis*: management tool for reduction of the mar menor contamination. *Lorca*. 2005. 7 p
- Michael J. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture* 2003; 226: 220 - 221.

Morales G. Crecimiento y eficiencia alimentaria de la Trucha Arco Iris en jaulas bajo diferentes regimenes de alimentación. [Trabajo de grado]. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía; 2004. 51 p.

Msuya F, Neori A. *Ulva reticulata* and *Gracilaria crassa*: Macroalgae That Can Biofilter Effluent from Tidal Fishponds in Tanzania. *Western Indian Ocean J. Mar. Sci* 2002; 1(2): P 117

Padilla F, Cuesta A. *Zoología aplicada: Orden salmoniformes*. Ediciones Díaz de Santos; 2003. 488 p

Palma R. Aprovechamiento de materia orgánica de efluentes de instalaciones de producción de salmones en pisciculturas, en el engorde de camarón de río del sur, *Samastacus spinifrons*, philippi 1882. Temuco. [Trabajo de Grado]. Temuco: Universidad Católica de Temuco. Facultad de Acuicultura y Ciencias Veterinarias; 2004. 92 p

Piedrahita R. Reducing the potencial environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* 2003; 226: 37-39-41

Pillay V. *Acuicultura principios y prácticas*. México D.F: Limusa. 1997. p 389

Pineda H, Jaramillo J, Echeverri D, Olivera N. Triploidía en Trucha Arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*); posibilidades en Colombia. Medellín. *Rev. Col Cienc Pec* 2004; 17(1)

Quipuzco L. Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites Australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Universidad Nacional Agraria La Molina. *Rev. Inst. investig. Fac. minas metal cienc. Geogr* 2002; 5(10): 53 - 56

Ramírez A. *Manual de piscicultura: Proyecto productivo piscícola con la asociación de pescadores de Cabuyaro*. Villavicencio: Imagen y publicidad; 2005. 3 p.

Rodríguez C. Humedales construidos. Estado del arte. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 2003; 24(3): 35-41

Ruiz M. *et al.*. Nutrient bioaccumulation in *Phragmites Australis*: management tool for reduction of the mar menor contamination. En: *International meeting on phytodepuration*; 2005 jul. Lorca; 2005. pp 17-23

Salazar G. *National Aquaculture Sector Overview - Visión General del Sector Acuícola Nacional Colombia*. Roma FAO 2005. [Artículo en internet] http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_colombia_es#tcNB003E. [visitado el 5 de marzo de 2008]

Schulz C, Rennert B. Nutzung ökotechnologischer Verfahren zur Reinigung fischwirtschaftlichen Ablaufwassers. *Fischer&Teichwirt*, 2000, 51, 177-183

Sekiranda S. Growth of phragmites mauritianus and its role in the purification of presettled wastewater in mesocosms (experimental tanks) in Uganda. [Artículo en internet] <http://www.firi.go.ug/Publications/Masters%20Thesis/Sekiranda.Pdf>. [visitada el 5 de marzo de 2009]

Silva J.P. Humedales Construidos. [Artículo en internet] <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/humedales.pdf>. [Visitado el 13 de marzo de 2008]

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

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

Sindilariu P, Brinker A, Reiter R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering* 2009; 35(5): 711 - 722.

Sistema De Información De Precios Y Mercados Para La Producción Acuícola y Pesquera. Artículo trucha arco iris en Colombia: estructura y costos de producción 2009. No.13, Vol. 5

Soriano E, Suarez H, Pardo S. Tratamiento de efluentes: una vía para la acuicultura responsable. *MVZ Córdoba*. 2006; 111: 20-29.

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

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

Temporetti P. Dinámica del fósforo en cuerpos de agua con cría intensiva de Salmónidos. [Tesis de doctorado en Biología] Buenos Aires: Universidad de Nacional del Comahue; 1999. 82 p

Tilley D, Badrinarayanan H, Rosato R, Son J. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquacultural Engineering* 2002; 26: 81–109

Washington. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales: Humedales de flujo subsuperficial. En: http://www.epa.gov/owm/mtb/cs_00_023.pdf. Visitado el 5 de septiembre de 2008

ANEXOS

Anexo 1. Resultados de la concentración de Demanda Química de Oxígeno en cada punto de muestreo

DQO					
Fecha	Sedimentador (mg/L)	Afluyente (mg/L)	Phragmites (mg/L)	Blanco (mg/L)	Hedychium (mg/L)
09/10/08		122	9	7	18
16/10/08		26	21,5	26,4	21
20/10/08	1400	185	27,3	30,5	35,3
23/10/08	1318	84	37,5	20,8	43,3
27/10/08	395	51	27,8	21,6	23,4
30/10/08	362	51	58	12	5
06/11/08	636	262	31	17	14
10/11/08	1440	110	32	16	10
13/11/08	532	198	66	18	8
20/11/08		274	11	15	6
24/11/08	2610	234	23	24	21
11/12/08		178	47,9	49,4	49,1
15/12/08		174	45	47	43
18/12/08		254	10	9	11
22/12/08	1254	54	14,9	28	15,7
29/12/08	92		6	20	4
19/01/09	54	17	15		25
21/01/09	244	38	16,9	5	6
26/01/09	390	62	29	18,2	24,4
28/01/09	210		22,7	27,6	17
02/02/09	1820	114	45,8	51,6	55,8
04/02/09	296	54	44,2	17,4	31,8
09/02/09	554	183	46,2	46,4	31,3
11/02/09	244	53	24	21,3	15,7
promedio	769,5	126,27	29,65	23,88	22,28
Nº datos	18	22	24	23	24
Desviación	707,32	84,01	16,18	13,28	14,62
Máximo	2610	274	66	51,6	55,8
Mínimo	54	17	6	5	4

Anexo 2. Resultados de la concentración de Demanda Bioquímica de Oxígeno en cada punto de muestreo

DBO5					
Fecha	Sedimentador (mg/L)	Afluyente (mg/L)	Phragmites (mg/L)	Blanco (mg/L)	Hedychium (mg/L)
09/10/08	258,42	40,99		6,42	3,52
16/10/08		4,16	3,09	0,40	6,73
20/10/08		105,74	8,67	3,21	4,51
23/10/08	237,62	33,27	9,47	3,96	
27/10/08	29,70	23,76	8,51	5,13	4,32
30/10/08	148,51	29,70		4,24	5,86
06/11/08	368,32	153,27	5,23	3,92	6,77
10/11/08	225,74	57,03	10,69	5,58	4,99
13/11/08		61,78	7,60	7,13	4,99
20/11/08		85,15	3,33	3,92	2,97
24/11/08	308,91	122,77	5,11	8,44	2,50
11/12/08	273,27	64,16			
15/12/08		32,08	14,02	11,88	13,54
18/12/08		91,09	7,60	9,98	12,24
22/12/08	386,14	44,55	4,75	8,91	7,13
29/12/08		56,44	3,17	4,83	5,15
19/01/09	15,09	8,02	4,63	11,11	2,97
21/01/09	98,02	32,91	2,77	3,37	12,83
26/01/09	184,16	33,86	1,90	2,73	3,09
28/01/09	71,29	54,06	2,50	2,50	1,66
02/02/09	201,98	72,48	10,40	4,99	3,56
04/02/09	145,54	40,40	10,99	8,39	8,99
09/02/09	160,40	115,84	14,38	6,24	10,51
11/02/09	142,57	26,14	11,11	8,05	7,43
promedio	191,51	57,90	7,14	5,88	6,19
Nº datos	17	24	21	23	22
Desviación	107,64	37,69	3,86	2,94	3,47
Maximo	386,14	153,27	14,38	11,88	13,54
Mínimo	15,09	4,16	1,90	0,40	1,66

Anexo 3. Resultados de la concentración de Nitrógeno Total en cada punto de muestreo

NT					
Fecha	Sedimentador (mg/L)	Afluente (mg/L)	Phragmites (mg/L)	Blanco (mg/L)	Hedychium (mg/L)
09/10/08		5,45	0,80	1,17	1,76
16/10/08		2,79	1,01	2,07	2,55
20/10/08	4,26	6,65	2,66	1,76	3,09
23/10/08	23,20	2,31	2,50	1,65	2,82
27/10/08	7,87	3,10	2,18	1,76	2,55
30/10/08	8,83	2,75	1,06	2,02	1,76
06/11/08	4,58	3,81	1,33	1,76	2,29
10/11/08	7,34	5,85	2,02	2,29	2,45
13/11/08	18,30	5,50	1,38	1,54	1,76
20/11/08	5,43		1,44	1,49	2,13
24/11/08	15,00	6,83	1,54	1,97	2,07
11/12/08	6,11	5,88		5,32	4,11
15/12/08		9,48	3,95	3,95	5,58
18/12/08	1,79		2,24	6,27	7,17
22/12/08	12,54	4,48	3,58	4,48	4,93
29/12/08	3,58	3,73	1,34	2,69	2,69
19/01/09		1,12	0,45		2,69
21/01/09	2,24	2,24	0,45	4,93	8,51
26/01/09	9,86	3,73	1,79	5,82	8,51
28/01/09	10,75	7,47	4,93	5,82	6,72
02/02/09	23,30	9,71		4,48	7,17
04/02/09	10,75		0,45	4,48	4,93
09/02/09	9,86	5,97	0,45	4,48	4,48
11/02/09	8,06	4,48	1,34	4,48	4,48
promedio	9,68	4,92	1,77	3,33	4,05
Nº datos	20	21	22	23	24
Desviación	6,217	2,299	1,189	1,689	2,190
Máximo	23,30	9,71	4,93	6,27	8,51
Mínimo	1,79	1,12	0,45	1,17	1,76

Anexo 4. Resultados de la concentración de Nitrógeno Amoniacal en cada punto de muestreo

NH3-N					
Fecha	Sedimentador (mg/L)	Afluente (mg/L)	Phragmites (mg/L)	Blanco (mg/L)	Hedychium (mg/L)
09/10/08	0,16	0,33	0,32	0,53	1,33
16/10/08		0,85	0,59	1,38	1,92
20/10/08		2,87	1,65	1,17	2,61
23/10/08	1,66	0,43	2,23	1,17	2,50
27/10/08	0,40	0,53	1,92	1,60	1,97
30/10/08	0,20	0,20	0,64	1,60	1,70
06/11/08	1,73	1,76	1,01	1,54	1,81
10/11/08	1,20	0,16	1,81	1,86	1,97
13/11/08	1,60	0,16	1,01	0,90	1,33
20/11/08	1,38	0,90	0,74	1,12	1,33
24/11/08	0,90	1,33	0,85	0,85	1,12
11/12/08	0,50	0,11	1,85	1,46	1,12
15/12/08		1,29	0,90	0,28	1,57
18/12/08	0,53	1,16	1,16	3,58	4,05
22/12/08	1,11	1,63		4,26	3,74
29/12/08	1,12	2,02			
19/01/09		0,06		5,54	0,84
21/01/09	0,90	1,34	0,22	0,67	3,36
26/01/09	2,24	1,79		4,48	4,93
28/01/09	1,34	1,34		4,48	5,38
02/02/09	2,24	0,45	3,14	4,93	4,93
04/02/09	1,79	0,45	1,79	6,27	6,27
09/02/09	2,24		0,90	4,93	3,14
11/02/09				4,70	4,70
promedio	1,22	0,96	1,26	2,58	2,77
Nº datos	19	22	18	23	23
Desviación	0,673	0,754	0,752	1,910	1,598
Máximo	2,24	2,87	3,14	6,27	6,27
Mínimo	0,16	0,06	0,22	0,28	0,84

Anexo 5. Resultados de la concentración de Fósforo Total en cada punto de muestreo

PT					
Fecha	Sedimentador (mg/L)	Afluente (mg/L)	Phragmites (mg/L)	Blanco (mg/L)	Hedychium (mg/L)
09/10/08	3,25	1,58	0,58	0,63	0,49
16/10/08	9,10		0,36		0,43
20/10/08	10,51	2,28	0,36	0,22	0,21
23/10/08	6,20	0,67	0,16	1,17	1,21
27/10/08		0,24	0,19	0,25	0,71
30/10/08		0,46		0,26	0,49
06/11/08	2,75		0,59	0,26	0,25
10/11/08		0,59	0,62	0,45	0,46
13/11/08		1,54	0,42	0,45	0,41
20/11/08	2,57	1,12	0,23	0,30	0,24
24/11/08		1,34	0,58	0,42	0,38
11/12/08		1,51		1,45	1,02
15/12/08	7,13	1,09	0,87	0,74	1,07
18/12/08		1,59	0,37	0,68	0,74
22/12/08	3,50	0,81	0,71	1,11	0,53
29/12/08	1,33	0,37	0,18	0,35	0,31
19/01/09		0,66	0,15	1,14	0,09
21/01/09	0,66	0,32	0,11	0,17	0,28
26/01/09	1,58	0,61	0,03	0,52	0,15
28/01/09		0,66	0,15	0,37	0,26
02/02/09	1,25		0,10	0,14	0,16
04/02/09	4,72	0,39	0,48	0,30	0,23
09/02/09	5,24	1,09	0,47	0,21	0,34
11/02/09	0,78	0,42	0,57	0,24	0,50
promedio	4,04	0,92	0,38	0,51	0,46
Nº datos	15	21	22	23	24
Desviación	3,06	0,55	0,23	0,37	0,30
Máximo	10,51	2,28	0,87	1,45	1,21
Mínimo	0,66	0,24	0,03	0,14	0,09

Anexo 6. Resultados de la concentración de Sólidos Suspendidos totales en cada punto de muestreo

SST					
Fecha	Sedimentador (mg/L)	Afluente (mg/L)	Phragmites (mg/L)	Blanco (mg/L)	Hedychium (mg/L)
09/10/08	40,00		1,00	2,00	9,00
16/10/08		86	9	8	12
20/10/08	70	64	19	9	10
23/10/08	1315,00	34,00	18,00	1,00	21,00
27/10/08	290,00	57,00	12,00	6,00	11,00
30/10/08	234,00	24,00		3,00	2,00
06/11/08	775,00	80,00	27,00	14,00	11,00
10/11/08	1380,00	126,00	24,00	1,00	12,00
13/11/08	890,00	374,00	8,00	8,00	11,00
20/11/08	200,00		27,00	31,00	7,00
24/11/08	1080,00	110,00	22,00	14,00	13,00
11/12/08	570,00	176,00	39,00	27,00	21,00
15/12/08		110,00	30,00	47,00	33,00
18/12/08		364,00	15,00	32,00	
22/12/08	2175,00	54,00	12,00		22,00
29/12/08		324,00	11,00	28,00	5,00
19/01/09	324,00	11,00	28,00	5,00	32,00
21/01/09	264,00	117,00	21,00	11,00	38,00
26/01/09	231,60	36,00	13,00	25,00	12,00
28/01/09		150,00	11,00	10,00	3,00
02/02/09	595,00	122,00	14,00	6,00	7,00
04/02/09	143,00	61,00	25,00	10,00	19,00
09/02/09	334,00	100,00	6,00	9,00	21,00
11/02/09	228,20	28,00	11,00	10,00	8,00
promedio	586,25	118,55	17,52	13,78	14,78
Nº datos	19	22	23	23	23
Desviación	450,89	89,01	9,13	12,02	9,64
Máximo	2175	374	39	47	38
Mínimo	40	11	1	1	2

Anexo 7. Resultados de la temperatura en cada punto de muestreo

TEMPERATURA (°C)					
FECHA	Sedimentador	Afluente	Phragmites	Blanco	Hedychium
09/10/08	17,8	17,1	17	17,5	17,7
16/10/08	15	15,2	16,3		16,4
20/10/08	16,7	16	18	17,7	17,5
23/10/08	15,6	15,1	16,9	17,8	19
27/10/08	15,4	15,8	16,5	16,6	16,5
30/10/08	17,3	15,1	16,8	17	16,9
06/11/08	20,4	18,9	20,3	19,6	19,7
10/11/08	17,2	16,5	17,7	17,9	17,9
13/11/08	17,1	17,3	17,7	17,6	17,5
20/11/08	16,9	17	18,5	17,5	17,5
24/11/08	20,8	17,7	21	20,1	19,3
11/12/08	18,3	18,6	18,9	17,8	18
15/12/08	17	17	17,4	16,6	16,5
18/12/08	16,7	16,9	17,3	17,4	16,9
22/12/08	16	16,5	17,2	16,8	17,2
29/12/08	16,3	16,3	17,6	17,6	17,8
19/01/09	16,4	16,8	17,4	17,8	17,9
21/01/09	16,6	17,9	17,2	16,8	17,4
26/01/09	16,4	16	16,8	17,3	17,5
28/01/09	17,2	17,3	17,1	18,1	18,1
02/02/09	18,3	16,6	16,7	17,4	18
04/02/09	14,1	14,1	15,9	16,8	16,5
09/02/09	16,5	16,8	17,5	18,6	19
11/02/09	16,2	16,5	17	17,6	17,8
Promedio	16,93	16,63	17,53	17,65	17,69
No Datos	24,00	24,00	24,00	23,00	24,00
Desviación	1,48	1,11	1,17	0,86	0,89
Max	20,80	18,90	21,00	20,10	19,70
Min	14,10	14,10	15,90	16,60	16,40

Anexo 8. Resultados de la concentración de Sólidos Disueltos Totales en cada punto de muestreo

SOLIDOS DISUELTOS TOTALES (mg/L)					
FECHA	Sedimentador (mg/L)	Afluyente (mg/L)	Phragmites (mg/L)	Blanco (mg/L)	Hedychium (mg/L)
09/10/08	65,40	67,70	58,20	167,90	114,40
16/10/08	136,80	77,50	75,90	66,80	73,10
20/10/08	161,40	87,40	104,20	83,00	91,60
23/10/08	57,80	51,70	99,50	97,70	136,20
27/10/08	40,60	41,00	97,10	102,20	95,40
30/10/08	155,20	94,60	93,60	83,90	73,10
06/11/08	71,50	93,40	91,80	80,60	82,40
10/11/08	40,90	52,70	100,40	71,00	79,60
13/11/08	39,30	36,70	55,10	59,80	56,60
20/11/08	46,50	60,90	56,60	55,60	56,40
24/11/08	50,70	109,70	81,50	85,00	65,50
11/12/08	31,20	62,20	133,80	99,70	76,80
15/12/08	100,90	64,20	98,20	114,20	113,20
18/12/08	103,20	105,20	92,80	149,00	124,20
22/12/08	60,20	46,30	109,10	129,30	105,20
29/12/08	31,90	43,50	84,90	114,80	66,00
19/01/09	33,80	37,80	96,80	79,40	103,00
21/01/09	35,60	41,00	111,50	137,70	160,00
26/01/09	47,00	44,80	113,00	76,10	77,30
28/01/09	54,50	53,60	108,10	72,60	78,50
02/02/09	56,10	59,90	41,10	50,10	85,10
04/02/09	36,80	32,70	47,30	96,40	88,50
09/02/09	74,10	77,60	65,30	97,80	70,90
11/02/09	48,90	52,90	73,80	100,10	81,30
Promedio	65,85	62,29	87,07	94,61	89,76
No Datos	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00
Desviación	38,19	22,42	23,51	29,46	25,42
Max	161,40	109,70	133,80	167,90	160,00
Min	31,20	32,70	41,10	50,10	56,40

Anexo 9. Resultados de pH en cada punto de muestreo

pH (unidades)					
FECHA	Sedimentador	Afluente	Phragmites	Blanco	Hedychium
09/10/08	6,90	6,60	6,70	6,90	7,00
16/10/08	6,17	6,51	6,97	7,32	7,31
20/10/08	5,90	6,50	6,90	7,10	6,90
23/10/08	6,40	6,50	6,80	7,20	6,90
27/10/08	6,80	7,00	6,70	6,80	6,60
30/10/08	7,00	6,80	6,80	6,90	6,80
06/11/08	6,45	6,02	7,20	7,17	7,18
10/11/08	7,07	7,06	7,17	7,31	7,18
13/11/08	6,80	6,80	6,90	6,80	6,90
20/11/08	4,90	3,60	4,60	5,60	5,90
24/11/08	6,40	6,30	6,80	6,80	6,90
11/12/08	6,80	6,60	6,50	5,90	6,50
15/12/08	6,20	6,70	6,40	5,20	6,20
18/12/08	7,00	7,10	6,70	6,50	5,80
22/12/08	6,80	7,00	6,80	6,70	6,80
29/12/08	7,00	6,90	6,80	6,70	6,90
19/01/09	7,00	7,20	6,30	6,80	6,90
21/01/09	6,90	7,00	6,60	6,70	6,80
26/01/09	7,10	7,10	6,70	6,80	6,90
28/01/09	6,90	7,10	6,90	7,10	7,20
02/02/09	6,90	7,20	6,80	6,70	7,30
04/02/09	7,60	7,40	7,00	7,00	6,90
09/02/09	7,40	6,90	7,10	7,30	7,30
11/02/09	7,30	7,50	7,10	7,30	7,30
Promedio	6,74	6,72	6,72	6,78	6,85
No Datos	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00
Max	7,60	7,50	7,20	7,32	7,31
Min	4,90	3,60	4,60	5,20	5,80
Desviación	0,56	0,75	0,50	0,53	0,41

Anexo 10. Concentraciones y porcentaje de oxígeno disuelto en cada punto de muestreo

FECHA	Sedimentador		Afluyente		Phragmites (mg/L)		Blanco (mg/L)		Hedychium (mg/L)	
	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
09/10/08	2,9	40	3,4	47,1	2,1	27,5	1,9	25,2	2,3	31,2
16/10/08	4,9	74,3	6,7	68,2	5,2	110,2	5,3	69,6		
20/10/08	0,5	6,7	3,1	42,8	2,2	29	2,4	33	2,6	35,8
23/10/08	1,2	15,7	5,5	72,3	2	27,5	2,8	38,3	1,9	26,5
27/10/08	4,6	61,1	5,5	72,3	3,4	44,8	2,7	36,6	2,4	32,5
30/10/08	5,7	77,2	5,8	74,8	2,5	32,7	3,4	45,1	3	39,4
06/11/08	4,7	65,9	3,6	46,5	2,5	33,2	2,4	32,8	2,3	31,3
10/11/08	7,7	104	6,7	88,4	11,6	155,3	5,7	76,9	8,2	110,6
13/11/08	1,3	17,2	0,9	12,5	2,4	32,7	2,2	30,2	2,6	34,8
20/11/08	4,6	62,4	3,5	46,7	3,3	46,4	3,7	49,9	3,3	44,5
24/11/08	2,9	42,3	3,7	50,5	2,5	35,6	1,5	21	2,5	35,9
11/12/08	5,2	69,8	4	52,7	1,4	18,5	1,4	19,2	1,4	18,6
15/12/08	1,2	16,6	3,3	44,3	1,7	22,6	1	13,9	2,1	27,6
18/12/08	5,7	75,8	4,2	56,2	4,1	54,8	3,2	43,6	3,7	50,1
22/12/08	3,2	42,4	3,4	45,1	2,7	36,1	3,9	52,5	2,8	37,2
29/12/08	4,6	60,8	3,7	49,3	2,5	33,5	4,5	61,8	2,5	33,6
19/01/09	4,8	62,8	4,3	57,7	1,7	23,4	2,8	38,4	4,8	65,4
21/01/09	4,9	66	4,9	65,6	3,2	44,1	3,8	50,8	6	81,2
26/01/09	4,4	57,7	4	52,5	3	40,5	2,7	36,3	3	41
28/01/09	4,5	63,2	3,9	54	2,1	29,2	2	27,7	2,8	39,5
02/02/09	4,1	57,9	3,5	46,9	3,5	48,5	3,1	42,2	4	54,6

Continuación Anexo 11. Concentraciones y porcentaje de oxígeno disuelto en cada punto de muestreo

FECHA	Sedimentador		Afluente		Phragmites (mg/L)		Blanco (mg/L)		Hedychium (mg/L)	
	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
04/02/09	6,7	87	5,1	64,8	2,5	32,2	2,1	28,3	3	40,1
09/02/09	4,1	57,5	4,9	67,2	2,2	30,3	2,5	34,2	3,9	54,6
11/02/09	2,7	35,5	1,2	15,8	2,3	30,9	2,3	31,6	3	40,7
Promedio	4,05	54,99	4,12	53,93	3,03	42,48	2,89	39,13	3,22	43,77
No Datos	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00	23,00	23,00
Max	7,70	104,00	6,70	88,40	11,60	155,30	5,70	76,90	8,20	110,60
Min	0,50	6,70	0,90	12,50	1,40	18,50	1,00	13,90	1,40	18,60
Desviación	1,77	23,92	1,40	17,01	2,01	29,86	1,16	15,36	1,47	19,85

Anexo 12. Resultados de conductividad eléctrica en cada punto de muestreo

CONDUCTIVIDAD ELECTRICA (mS/cm)					
FECHA	Sedimentador	Afluente	Phragmites	Blanco	Hedychium
09/10/08	137,50	136,70	122,50	142,70	239,00
16/10/08	285,00	162,30	159,00	142,00	153,40
20/10/08	336,00	183,00	218,00	174,10	191,50
23/10/08	122,00	109,20	208,00	204,00	284,00
27/10/08	86,10	86,80	203,00	214,00	199,70
30/10/08	323,00	198,20	196,10	175,70	153,50
06/11/08	150,00	195,20	192,00	168,90	172,40
10/11/08	86,30	110,90	210,00	149,00	166,70
13/11/08	83,30	77,80	116,10	125,90	119,30
20/11/08	98,10	128,20	119,20	117,10	118,70
24/11/08	106,80	229,00	170,50	177,80	137,50
11/12/08	66,40	130,80	279,00	208,00	161,20
15/12/08	211,00	134,90	205,00	239,00	237,00
18/12/08	216,00	220,00	194,20	310,00	259,00
22/12/08	126,90	97,80	228,00	270,00	220,00
29/12/08	67,80	91,90	177,80	240,00	138,70
19/01/09	71,60	80,10	202,00	166,30	215,00
21/01/09	75,40	86,70	233,00	287,00	333,00
26/01/09	99,30	94,80	236,00	159,60	162,00
28/01/09	114,60	112,70	226,00	152,20	164,40
02/02/09	118,00	126,00	86,70	105,70	178,30
04/02/09	78,10	69,50	99,90	202,00	185,40
09/02/09	155,50	162,80	137,10	204,00	148,70
11/02/09	103,20	111,60	154,80	209,00	170,30
Promedio	138,25	130,70	182,25	189,33	187,86
No Datos	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00
Max	336,00	229,00	279,00	310,00	333,00
Min	66,40	69,50	86,70	105,70	118,70
Desviación	79,08	46,43	48,74	52,59	52,62

Anexo 13. Datos de caudal en cada punto de muestreo

CAUDAL (Lpm)			
FECHA	Phragmites	Blanco	Hedychium
09/10/08	1.12	1.09	0.96
16/10/08	0.98	0.95	1.00
20/10/08	0.91	0.93	1.14
23/10/08	1.03	1.11	1.06
27/10/08	1.16	1.11	1.15
30/10/08	1.04	1.11	1.19
06/11/08	1.02	1.18	1.06
10/11/08	0.81	1.23	1.19
13/11/08	1.20	1.20	1.13
20/11/08	0.86	1.24	1.24
24/11/08	1.39	1.30	1.08
11/12/08	1.10	1.10	1.20
15/12/08	1.02	1.11	1.24
18/12/08	1.19	1.18	1.03
22/12/08	1.35	1.17	1.21
29/12/08	1.02	1.06	1.08
19/01/09	0.99	0.99	1.01
21/01/09	1.10	1.02	1.12
26/01/09	1.15	1.06	1.11
28/01/09	1.14	1.13	1.10
02/02/09	1.13	1.10	1.09
04/02/09	1.13	1.12	1.07
09/02/09	1.14	1.06	1.09
11/02/09	1.08	1.03	1.09
Promedio	1.09	1.11	1.11
No Datos	24.00	24.00	24.00
Max	1.39	1.30	1.24
Min	0.81	0.93	0.96
Desviación	0.13	0.09	0.08

Anexo 14. Resultados prueba t de Student para los parámetros fisicoquímicos

Prueba	Phragmites - Blanco			Phragmites-Hedychium			Hedychium-Blanco		
	t est	t crit	P	t est	t crit	P	t est	t crit	P
DBO5	1.22	2.02	0.23	0.84	2.02	0.40	0.32	2.02	0.75
DQO	1.33	2.01	0.19	1.66	2.01	0.10	0.39	2.01	0.70
NT	2.06	2.01	0.045	3.03	2.01	0.004	1.25	2.01	0.22
NH ₃ -N	3.02	2.04	0.005	3.98	2.03	0.0004	0.36	2.02	0.72
PT	1.50	2.02	0.14	1.02	2.02	0.31	0.59	2.01	0.56
SST	1.19	2.02	0.24	0.07	2.03	0.95	0.92	2.02	0.36
OD	0.29	2.01	0.77	0.38	2.01	0.7	0.87	2.01	0.39
T°	0.40	2.01	0.69	0.53	2.01	0.6	0.16	2.01	0.88
pH	0.38	2.01	0.71	0.99	2.01	0.33	0.54	2.01	0.59
CE	0.48	2.01	0.63	0.38	2.01	0.70	0.10	2.01	0.92
TDS	0.98	2.01	0.33	0.38	2.01	0.70	0.61	2.01	0.54

Anexo 15. Referencias de los procedimientos de laboratorio y muestreo.

PARAMETRO	REFERENCIA	CODIGO
DQO	Standard Methods- Closed Reflux Colorimetric Method	Celdas de Spectroquant Nova 60
DBO5	Standard Methods – 5 day Bod Test	5210-B
NT	Standard Methods – Macro – Kjeldahl	4500 Norg B
NH3	Standard Methods - Preliminary Distillation step	4500 – NH3 B
SS	Standard Methods – Total Solid Dried at 103 – 105 °C	2540-B
pH	pH- meter Metrohm 744	
PT	Standard Methods – Stannous Chloride Method	4500-PD
Caudal	Método Volumétrico	

Fuente: Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. 20th, Edic. APAPH, AWWA, WEF. 1998.