



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN INGENIERÍA**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**SISTEMA COMBINADO PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES PARA VIVIENDAS
UNIFAMILIARES**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL - AGUA
P R E S E N T A:
ANA LAURA CERVANTES QUIROZ



TUTORA:

DRA. GABRIELA E. MOELLER CHÁVEZ

2009

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por darme mi formación académica.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) que me abrió sus puertas para poder realizar mis estudios de maestría, en especial a la Subcoordinación de Tratamiento de Aguas Residuales por la prestación de sus instalaciones y la asesoría de su personal.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca que me fue otorgada con la cual pude concluir mis estudios de maestría.

A mi tutora y mamá sustituta durante todo este tiempo, que fue la que me brindó todos los recursos necesarios, por brindarme la confianza y paciencia para la realización de éste trabajo; y abrirme las puertas en el campo de ingeniería ambiental.

A mis profesores y tutores que durante toda la maestría me brindaron sus conocimientos y sus críticas constructivas.

A todo el personal de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Campus Morelos por su apoyo y confianza.

A mis papas que gracias a su apoyo he llegado tan lejos, y por darme la libertad de escoger mi camino. A mi hermana por toda la enseñanza desde pequeña y por estar siempre a mi lado, los amo.

A mis amigos de Cuernavaca que fueron mi segunda familia, que siempre estuvieron ahí cuando más los necesité en especial a Arturo, Ivonne, Yli, Manuel y Luis.

A ti por tomarte el tiempo de leer esta tesis.

ÍNDICE

	Página
Índice	i
Índice de tablas	iii
Índice de figuras	iv
Resumen	1
Abstract	3
1. Introducción	4
1.1 Justificación	6
1.2 Hipótesis	7
1.3 Objetivos	7
1.3.1 Objetivo general	7
1.3.2 Objetivo particular	7
1.4 Metas	7
1.5 Alcances	8
2. Fundamentos teóricos	9
2.1 Fundamentos de los procesos naturales	9
2.1.1 Sistemas de tratamiento con lagunas	9
2.1.2 Sistemas de tratamiento en suelo	10
2.1.3 Filtros intermitentes y con recirculación	12
2.1.4 Plantas acuáticas	13
2.2 Utilización del sistema de biofiltración sobre cama de material orgánico para el tratamiento de aguas residuales	14

2.3 Utilización de sistemas de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales	21
3. Metodología	35
3.1 Descripción del sistema de tratamiento	36
3.2 Diseño del sistema de tratamiento	41
3.2.1 Parámetros de diseño del biofiltro anaerobio	41
3.2.2 Parámetros y diseño del humedal	42
3.3 Caracterización de los materiales	48
3.3.1 Caracterización del material orgánico (tabachín)	48
3.3.2 Caracterización del material para el humedal	50
3.4 Descripción de la construcción del sistema	51
3.5 Seguimiento del sistema de tratamiento	51
3.6 Métodos de análisis	53
4. Resultados	54
4.1 Resultados de parámetros de campo	54
4.1.1 Temperatura	54
4.1.2 pH	55
4.1.3 Conductividad eléctrica	56
4.1.4 Sólidos disueltos totales (SDT)	57
4.2 Resultados de análisis de laboratorio	58
4.2.1 Demanda química de oxígeno (DQO)	58
4.2.2 Sólidos suspendidos totales (SST)	61
4.2.3 Nitrógeno	62
4.2.3.1 Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	62
4.2.3.2 Nitritos (NO ₂ ⁻)	64
4.2.3.3 Nitratos (NO ₃ ⁻)	65
4.2.4 Fósforo	66
4.2.4.1 Ortofosfatos (P-PO ₄ ³⁻)	66
4.2.5 Coliformes	68

4.2.5.1 Coliformes totales (CT)	69
4.2.5.2 Coliformes fecales (CF)	69
4.2.6 Huevos de helminto	70
5. Conclusiones y recomendaciones	72
5.1 Conclusiones	72
5.2 Recomendaciones	73
6. Bibliografía	75
ANEXO I. Resultados analíticos de la operación del sistema combinado para el tratamiento de aguas residuales	82
ANEXO II. Análisis estadístico de varianza del sistema combinado para el tratamiento de aguas residuales	95
ANEXO III. Características del medio filtrante determinadas en laboratorio	99

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 2.1 Pruebas de toxicidad del tabachín (<i>Caesalpinia pulcherrima</i>)	2-20
Tabla 2.2 Características físico-químicas del tabachín	2-21
Tabla 2.3 Características de granulometría y contenido de lignina y celulosa del tabachín	2-21
Tabla 2.4 Clasificación científica de la <i>Spathiphyllum wallisii</i>	2-34
Tabla 3.1 Valores promedio del influente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua	3-35
Tabla 3.2 Caracterización del influente enriquecido del sistema	3-36
Tabla 3.3 Valores de las constantes para las ecuaciones de diseño de Kadlec y Knight (1996)	3-45
Tabla 3.4 Programa de seguimiento y control	3-52
Tabla 3.5 Técnicas utilizadas	3-53

Tabla 4.1 Parámetros máximos permisibles de calidad bacteriológica de acuerdo con la NOM-003-SEMARNAT-1996	4-68
Tabla 4.2 Coliformes totales	4-69
Tabla 4.3 Coliformes fecales	4-69
Tabla 4.4 Huevos de helminto	4-70
Tabla A.1 Peso seco del medio de empaque	A-99
Tabla A.2 Resultado de las pruebas de vaciado	A-99
Tabla A.3 Porcentaje de humedad en el medio filtrante	A-100

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1 Esquema de la configuración del biofiltro anaerobio	2-16
Figura 2.2 Tabachín (<i>Caesalpinia pulcherrima</i>)	2-20
Figura 2.3 Sistemas de flujo superficial	2-24
Figura 2.4 Sistemas de flujo subsuperficial	2-25
Figura 2.5 Cuna de Moisés (<i>Spathiphyllum wallisii</i>)	2-34
Figura 3.1 Configuración del biofiltro anaerobio	3-38
Figura 3.2 Configuración de la celda 1	3-39
Figura 3.3 Configuración de la celda 2	3-39
Figura 3.4 Descripción del sistema de tratamiento	3-40
Figura 3.5 Material retenido en las mallas de 0.0125, 0.00952 y 0.00635 m ($\frac{1}{2}$, $\frac{3}{8}$ y de $\frac{1}{4}$ in) respectivamente	3-48
Figura 3.6 Agitador de tamices	3-49
Figura 3.7 Material utilizado para la construcción del humedal	3-50
Figura 3.8 Fotografía del sistema de tratamiento	3-52
Figura 4.1 Comportamiento de la temperatura en el sistema de tratamiento	4-55
Figura 4.2 Comportamiento del pH en el sistema de tratamiento	4-56

Figura 4.3 Comportamiento de la conductividad eléctrica en el sistema de tratamiento	4-57
Figura 4.4 Comportamiento de los SDT en el sistema de tratamiento	4-58
Figura 4.5 Comportamiento de la DQO en el sistema de tratamiento	4-59
Figura 4.6 Remoción de la DQO en el sistema de tratamiento	4-60
Figura 4.7 Comportamiento de los SST en el sistema de tratamiento	4-61
Figura 4.8 Remoción de los SST en el sistema de tratamiento	4-62
Figura 4.9 Comportamiento del N-NH_4^+ en el sistema de tratamiento	4-63
Figura 4.10 Remoción del N-NH_4^+ en el sistema de tratamiento	4-64
Figura 4.11 Comportamiento de NO_2^- en el sistema de tratamiento	4-64
Figura 4.12 Comportamiento de NO_3^- en el sistema de tratamiento	4-66
Figura 4.13 Comportamiento del P-PO_4^{3-} en el sistema de tratamiento	4-67
Figura 4.14 Remoción del P-PO_4^{3-} en el sistema de tratamiento	4-67

SISTEMA COMBINADO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA VIVIENDAS UNIFAMILIARES

Resumen

El acelerado crecimiento demográfico de México hace que cada día haya nuevos asentamientos en zonas apartadas que carecen de los sistemas de servicios básicos. En el año 2005, de los 103.26 millones de personas que habitan en viviendas particulares, el 89.2% cuentan con el servicio de agua potable y 85.6% con alcantarillado. Del 85.6% del servicio de alcantarillado, la cobertura en las zonas urbanas es del 94.5% y del 57.5% en las zonas rurales, por lo que no tienen un sistema para la recolección de aguas residuales y éstas son descargadas a los cuerpos receptores sin tratamiento previo o son descargadas a barrancas, infiltrándose en el subsuelo y contaminando las aguas subterráneas. Los sistemas de tratamiento convencionales requieren de gran inversión para su construcción, mantenimiento y operación, siendo difíciles de costear para las comunidades pequeñas. Por ello, son indispensables los sistemas de tratamiento con bajo costo, tanto en inversión como en su operación y mantenimiento. Los biofiltros y los humedales artificiales son sistemas factibles para el tratamiento de las aguas residuales por su bajo costo y operación simple, su mantenimiento es mínimo y con el uso de estos sistemas se obtienen altas eficiencias de remoción de los contaminantes típicamente presentes en ellas. En esta investigación se combinaron las ventajas de la biofiltración sobre cama una de material orgánico con madera de tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*) triturada y el sistema de humedales construidos con flujo vertical subsuperficial utilizando la planta llamada cuna de Moisés (*Spathiphyllum wallisi*) para tratar un caudal medio de 700 L/día producido por una familia típica (5 habitantes) a nivel doméstico. El sistema así constituido por un reactor de acrílico con un volumen de 260 L y dos celdas de humedales de 80 x 80 x 80 cm que juntos logran una eficiencia de remoción del 98% y de 99.5% para DQO y SST, respectivamente, con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 1.31 días y una área requerida de 1.28 m². En relación con los nutrientes, la eficiencia de remoción promedio para el fósforo (ortofosfatos) es de 73.2% y para el N-NH₄⁺ es del 95.4%. Para los coliformes fecales

(CF), se tuvieron reducciones de 5 unidades logarítmicas y para los huevo de helminto (HH) se tuvieron remociones del 100% en el efluente, por lo que el sistema cumple con los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reutilicen en servicios al público cumpliendo con los límites que para este propósito establece la NOM-003-SEMARNAT-1996.

Palabras clave: Tratamiento de aguas residuales; biofiltros; humedales artificiales.

Abstract

The accelerated population growth in Mexico causes the establishment of new populated zones that result in a lack of the basic service system. In 2005, of the 103.26 million people who lived in México, 89.2% had drinking water service and 85.6% had sewage systems. Of the 85.6% of the sewage system service, 94.5% was in the urban zones and 57.5% in the rural zones. The not covered areas with sewage systems send its wastewaters to receiving bodies without any previous treatment infiltrating in the subsoil and contaminating underground waters. The conventional systems of treatment require of great investment for their construction, maintenance and operation, which are difficult to pay by the small communities. For that reason, low cost treatment systems are indispensable. They should also have low investment and operation and maintenance costs. Biofilters and constructed wetlands are feasible systems for low cost and simple operation wastewater treatment. Its maintenance costs are relatively low and they are really efficient for removing polluting agents. In this investigation, the combined kindness of the biofilters over an organic bed material with "tabachín" (*Caesalpinia pulcherrima*) crushed wood and constructed wetlands system with sub-superficial vertical flow using the plants called "Cuna de Moises" (*Spathiphyllum wallisii*) were used to treat a flow rate of 700 L/day, the volumetric rate produced by a typical family (5 habitants) at domestic level. The systems are constituted by an acrylic reactor with a volume of 260 L, and two wetlands cells of 80 x 80 x 80 cm. Both systems obtained a removal efficiency of 98% and 99.5% for COD and TSS, respectively, with a hydraulic residence time (TRH) of 1.31 days and a required area of 1.28 m². In relation to the nutrients, the removal efficiency average for phosphorus (orthophosphates) was 73.2% and for the N-NH₄⁺ it was 95.4%. It was obtained a reduction of 5 logarithmic units for fecal coliforms (FC) and 100% of the helminth eggs (HH) was removed. The proposed system fulfills the maximum limits for polluting agents set for the treated wastewater that are reused in public services according to the limits established in the Mexican guidelines NOM-003-SEMARNAT-1996.

Keywords: *Wastewater treatment; biofilters; constructed wetlands.*

1. Introducción

El problema de la disponibilidad natural del agua se agrava por el acelerado crecimiento de la población registrado en las últimas décadas, el cual ha originado un incremento en la demanda de este recurso. No obstante las restricciones naturales que limitan la disponibilidad del agua, sumado al crecimiento y a la distribución desigual de la población a lo largo del territorio, se tiene como resultado una baja disponibilidad de agua para el consumo humano (SEMARNAT, 2005).

El abastecimiento de agua es un grave problema que cada día va creciendo. Sin embargo, el agua potable que se suministra en las viviendas es utilizada en la mayoría de los casos para usos no potables, como son las descargas del WC, la lavandería, el riego de áreas verdes, etc.

De acuerdo con el Censo de Población y Vivienda 2005, México alcanzó 103.26 millones de habitantes, para los cuales se tiene una disponibilidad de 4,416 m³/hab/año que, de acuerdo con la clasificación de la disponibilidad de agua, se encuentra en el nivel de disponibilidad bajo (SEMARNAT, 2005).

Un indicador que refleja el nivel de vida de una sociedad es el relativo a la cobertura del servicio de agua potable. A nivel nacional, del mes de diciembre de 1990 a 2005, la población se incrementó en 17.02 millones de habitantes y se incorporaron al servicio de agua potable 30.52 millones. Esto permitió incrementar la cobertura en 10.8% en ese periodo de tiempo (SEMARNAT, 2005).

Con base en la información proporcionada por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), de los 103.26 millones de personas que en 2005 habitaban en viviendas particulares, el 89.2% cuentan con el servicio de agua potable y 85.6% con alcantarillado. Es decir, 11.18 millones no tenían servicio de agua potable y 14.90 millones carecían del servicio de alcantarillado (10.8% y 14.4% de la población, respectivamente (CONAGUA, 2007).

En las zonas urbanas, en el mismo periodo, la población se incrementó en 16.47 millones de personas y se incorporaron al servicio de agua potable 14.41 millones, incrementándose la cobertura en 5.6%. En las zonas rurales, la población se incrementó en 0.55 millones de personas y se incorporaron al servicio de agua potable 5.01 millones, incrementándose la cobertura en 19.5% (CONAGUA, 2007).

Por otra parte, el bajo nivel de recolección y tratamiento de las aguas residuales, además de ser causa de molestias e insalubridad, es factor de contaminación de las fuentes de abastecimiento y de alteración del equilibrio ecológico de los cuerpos receptores.

En México, gran parte de las aguas residuales son descargadas sin tratamiento previo a los cuerpos receptores, lo que ocasiona que prácticamente no exista un solo río o lago que no esté contaminado, afectando así la calidad de los cuerpos de agua y, como consecuencia, a la flora y fauna acuáticas, rompiendo el equilibrio ecológico (CONAGUA, 2007).

De acuerdo con la información proporcionada por los organismos operadores, en el año 2006, se generaron 242 m³/s de aguas residuales y 2.06 millones de toneladas de DBO₅; de las cuales se recolectaron en el alcantarillado 206 m³/s y 1.75 millones de toneladas de DBO₅ (CONAGUA, 2007).

En el inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales, se tienen 1 593 plantas en operación con una capacidad instalada de 99.76 m³/s en las cuales se trataron 74.4 m³/s y 0.52 millones de toneladas de DBO₅; es decir, sólo se trató el 36.1% del volumen recolectado en los sistemas de alcantarillado, que es una cifra muy baja en comparación al volumen de aguas residuales generado diariamente (CONAGUA, 2007).

1.1 Justificación

La escasez del agua es cada vez mayor y las descargas de aguas residuales generan cada vez más problemas graves de contaminación en los cuerpos receptores y su falta de tratamiento es un riesgo muy serio para la salud humana y para la calidad del medioambiente. Además, se ha demostrado que la inadecuada disposición de las aguas residuales es una de las causas de la contaminación del agua potable en las áreas rurales (Sworobuk *et al.*, 1987).

A pesar de que año con año la cobertura de agua potable y alcantarillado va creciendo, muchas comunidades siguen sin contar con estos servicios. Por consiguiente, las aguas residuales que se generan en estas comunidades no son dispuestas en una red de alcantarillado que las conduzca a una planta de tratamiento de aguas residuales y, por ende, carecen del tratamiento adecuado.

El costo de la instalación de un sistema de alcantarillado para la recolección y disposición de las aguas residuales y de los sistemas del tratamiento es un desafío colosal para las comunidades pequeñas y, sobre todo, en las zonas rurales. Por eso es importante buscar nuevas opciones de tratamiento con base en el contexto socio-económico del país.

Por todas estas razones, es necesario desarrollar un sistema de tratamiento de bajo costo y mínima operación y mantenimiento a un nivel unifamiliar o para un grupo pequeño de viviendas con el que se obtenga una calidad del efluente que permita contemplar la reutilización de las aguas residuales tratadas en el riego de áreas verdes o en otros usos similares.

La mayoría de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas para sistemas unifamiliares de tipo convencional están basados en fosas o tanques sépticos, pero estos crean malos olores y no se logra mineralizar la materia orgánica. El efluente

presenta concentraciones considerables de materia orgánica, por lo que es necesario complementar el tratamiento; es decir, sólo funcionan como un pretratamiento.

1.2 Hipótesis

- ⊕ Un sistema combinado de biofiltración utilizando como material de empaque orgánico la madera de tabachín triturada con uno de humedales construidos con flujo vertical subsuperficial utilizando la planta denominada "Cuna de Moisés" puede tratar satisfactoriamente el caudal medio de aguas residuales producido por una familia a nivel doméstico.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

- ⊕ Desarrollar un sistema de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales domésticas a nivel unifamiliar, combinando las ventajas de la biofiltración sobre una cama de material orgánico y las de humedales artificiales de flujo vertical subsuperficial.

1.3.2 Objetivo particular

- ⊕ Probar la eficiencia de remoción de un material de empaque orgánico, madera triturada del tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*) en un biofiltro y la de la utilización de una hidrófita, conocida como cuna de Moisés (*Spathiphyllum wallisii*) como vegetación en un humedal artificial de flujo vertical subsuperficial para obtener un efluente cuya calidad final permita su reutilización en riego.

1.4 Metas

- ⊕ Construir y operar un sistema combinado biofiltro-humedal artificial a nivel unifamiliar de bajo costo y fácil de operar, cuyo efluente cumpla con la calidad que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1996 (DOF, 1998), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas

residuales tratadas que se reutilicen en servicios al público para su reutilización en riego.

1.5 Alcances

- ⊕ Construir, operar y evaluar la remoción de contaminantes del sistema de tratamiento de biofiltración-humedal para el tratamiento de agua residual municipal a escala de laboratorio.

2. Fundamentos teóricos

2.1 Fundamentos de los procesos naturales

Los sistemas de tratamiento hechos por el hombre, pero conocidos como “naturales”, son aquellos procedimientos en los que el tratamiento principal es proporcionado por componentes del medio natural, en los cuales el efecto depurador se debe a la acción de la vegetación, suelo y/o de los microorganismos (terrestres y/o acuáticos). Estos sistemas se dividen en dos grandes grupos: los sistemas de tratamiento mediante la aplicación en el terreno y los sistemas acuáticos.

Estos procesos “naturales” se caracterizan, en general, por sus menores necesidades de personal de operación, menor consumo energético y menor producción de lodos. Sin embargo, requieren mayores superficies de terreno disponibles.

Numerosas son las tecnologías naturales que se han introducido para los pequeños sistemas de tratamiento, en los cuales se puede obtener efluentes de la calidad como los producidos en las plantas de tratamiento mecanizadas, en las cuales se tiene un alto consumo energía y uso de reactivos químicos. Estas tecnologías logran altos niveles de remoción sin necesidad del uso de mano de obra muy especializada y requieren de muy poco mantenimiento (Crites y Tchobanoglous, 2004).

Entre los sistemas de tratamiento naturales para aguas residuales se puede mencionar a los sistemas de tratamiento en el suelo, así como a sistemas de tratamiento con lagunas y filtros intermitentes y con recirculación.

2.1.1 Sistemas de tratamiento con lagunas

Las lagunas no son más que cuerpos de agua creados artificialmente, diseñados para el tratamiento de aguas residuales mediante la acción de una masa biológica en suspensión (constituida principalmente por algas, bacterias y protozoarios), con la intervención de otros procesos y factores naturales. Los trabajos de investigación realizados sobre las lagunas en la década de 1940 permitieron el desarrollo de estos

sistemas como una alternativa de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales (Marais, 1970; Mc Gauhey, 1968). La profundidad de las lagunas usadas para el tratamiento de aguas residuales es variable y se clasifican teniendo en cuenta los niveles de concentración del oxígeno disuelto y la fuente de suministro del mismo para la asimilación bacteriana de compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales, según se indica a continuación:

- i. Laguna aerobia, en donde la fotosíntesis es la que suministra el oxígeno necesario para mantener condiciones aerobias en toda la columna de agua, al menos durante las horas de insolación.
- ii. Laguna facultativa, donde la zona superficial es aerobia y la zona subsuperficial puede ser anóxica o anaerobia, para el caso de la zona más profunda.
- iii. Laguna aireada con mezcla parcial, en donde la aireación mecánica superficial produce una zona aerobia que puede alcanzar la totalidad de la profundidad, dependiendo de la potencia del equipo aireador, del ingreso del oxígeno y de la profundidad de la laguna.
- iv. Laguna anaerobia, como su nombre lo indica, la totalidad de la profundidad es anaerobia, es decir, con ausencia de oxígeno disuelto molecular.

Las desventajas de estos sistemas es que requieren grandes extensiones de terreno, el cual no siempre se tiene disponible, el efluente tiene grandes concentraciones de algas que pueden causar problemas de un exceso de sólidos suspendidos totales las fuentes receptoras y una mala operación que puede generar malos olores.

2.1.2 Sistemas de tratamiento en suelo

El sistema de tratamiento en suelo es la aplicación controlada de agua residual sobre la superficie de un terreno, alcanzando diferentes niveles de tratamiento determinados por

los procesos físicos, químicos y biológicos ocurridos con la interacción de las plantas, el propio suelo y el agua, así como el efecto de la radiación solar. Puede ser utilizado para tratar tanto vertidos municipales como industriales, dependiendo de las características del lugar, las tasas de carga, las características del agua residual y los objetivos del diseño.

Los sistemas de tratamiento en el suelo se desarrollan desde el siglo XIX y, posteriormente, fueron olvidados hasta la década de 1960. La eficiencia de tratamiento en el suelo fue establecida en la década de 1860 en Inglaterra y usada en la década de 1870 desde París hasta Moscú (Jewell y Seabrook, 1979; Rafter, 1897). Los sistemas de tratamiento en el suelo son económicos para muchas localidades rurales y han evolucionado como alternativas importantes dentro del manejo descentralizado de aguas residuales ya que se logran altos niveles de remoción.

Los tres procesos de tratamiento en suelo son:

- i. Tasa Baja. Es la tecnología en suelo más antigua y de mayor difusión (Jewell y Seabrook, 1979). Este proceso evolucionó a partir de la agricultura con el uso de aguas residuales desarrollada en Europa durante la década de 1840, hacia la irrigación con aguas residuales utilizada en Estados Unidos de América durante 1880.
- ii. Infiltración rápida. Es un proceso semejante a la infiltración intermitente en filtros de arena. Después del tratamiento preliminar, el agua residual se aplica sobre campos de distribución a nivel, que contienen material permeable, la cual percola a través de la capa de suelo.
- iii. Flujo superficial. Estos sistemas de tratamiento se desarrollaron para sacar ventaja de los terrenos con baja permeabilidad, como los suelos arcillosos. Este proceso fue iniciado por el alemán Kickuth desde finales de los años sesentas y a principios

de los setentas del siglo XX y en los Estados Unidos de América en Napoleón, Ohio, en 1954 y desarrollado, posteriormente, por la Campbell Soup Company en París, Texas (Pound y Crites, 1973). El tratamiento de flujo superficial ocurre a medida que el agua residual fluye sobre terrenos con pendientes suaves (alrededor de 2 a 10 por ciento), las cuales están cubiertas por vegetación.

La aplicación de estos sistemas no siempre es recomendable ya que dependen del tipo de suelo, la topografía adversa y la inadecuada disponibilidad de terreno cerca de las casas; así como de la profundidad del agua subterránea, de la existencia de drenajes subterráneos y otros factores, que pueden contribuir a la contaminación de aguas subterráneas.

2.1.3 Filtros biológicos intermitentes y con recirculación

Los filtros son unidades de tratamiento físico y biológico que se han utilizado desde hace cerca de cien años en el manejo de las aguas residuales. Consisten de un lecho formado por un medio sumamente permeable en el que se adhieren y desarrollan los microorganismos y a través del cual se filtra el agua residual. Entre los filtros empleados en el tratamiento de aguas residuales se cuentan con:

- i. Filtros percoladores convencionales de alta tasa (Crites y Tchobanoglous, 2004).
- ii. Filtros de alta tasa con medio granular y poroso, usados en la filtración de efluentes tratados (Crites y Tchobanoglous, 2004).
- iii. Filtros de tasa baja con medio granular y poroso, son los que se utilizan en el tratamiento de aguas residuales provenientes de viviendas aisladas y de pequeños sistemas descentralizados de tratamiento (Crites y Tchobanoglous, 2004).

Durante muchos años se han investigado y usado diferentes tipos de medios filtrantes incluyendo: carbón activado, antracita, cortezas de árbol, granate, vidrio, grava, arena sílica, ilmenita, listones amarrados, restos de minerales, piedra, plástico, espuma plástica, arcillas y arcillas expansivas. Hasta la fecha, la arena es el medio filtrante más utilizado en la construcción de filtros intermitentes de lecho empacado. Los medios filtrantes más utilizados en la construcción de filtros intermitentes de lecho empacado con recirculación son la arena gruesa y la grava fina (Metcalf-Eddy, 2003).

Se han desarrollado otros tipos de filtros de lecho empacado utilizando diferentes materiales como plástico absorbente y turba. Ambos filtros operan de forma intermitente.

El flujo intermitente es cuando el líquido es aplicado al lecho empacado sólo una vez y, en el de flujo intermitente con recirculación, una fracción del líquido filtrado se vierte o destina para su reutilización, mientras que la otra fracción retorna a un tanque de recirculación donde se mezcla con el efluente de un tanque séptico, para ser aplicado nuevamente al medio filtrante.

2.1.4 Plantas acuáticas

El uso de plantas acuáticas flotantes se exploró en la década de los 1970 en el centro espacial de la National Aeronautics and Space Administration (NASA) en los EE.UU., como un sistema potencial de tratamiento de aguas residuales para viajes espaciales. Esta tecnología ha evolucionado y se ha integrado con sistemas de lagunas aireadas, aireación extendida y humedales artificiales para ofrecer nuevas opciones para el tratamiento de aguas residuales.

Los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales han evolucionado desde las primeras investigaciones en Alemania con plantas emergentes, convirtiéndose en una importante tecnología para el tratamiento de efluentes de tanques sépticos, de lagunas de estabilización y, en general, de efluentes de tratamiento biológico

secundario. Cañas, juncos y espadañas sirven como matriz para el crecimiento de películas bacterianas adheridas. Los humedales artificiales pueden ser de flujo subsuperficial o de flujo libre de agua. Estos sistemas pueden funcionar como una opción para la reutilización de agua o como hábitat natural de fauna silvestre (Crites y Tchobanoglous, 2004).

2.2 Utilización del sistema de biofiltración sobre cama de material orgánico para el tratamiento de aguas residuales

Ésta es una tecnología de reciente aplicación que está adaptada a partir de los filtros percoladores. En ella, los materiales de empaque están constituidos por algún medio orgánico (trozos de madera, bambú, paja o turba) y es una variante más reciente de los biofiltros que se empezaron a utilizar en los años setentas para la eliminación de olores (tratamiento de gases) (Garzón *et al.*, 2003).

El sistema original se basa en la interacción del gas contaminado con un medio orgánico, cuya actividad de degradación proviene de los microorganismos que viven y se desarrollan en él, en el cual los compuestos indeseables en el aire, son absorbidos y adsorbidos para que puedan ser degradados posteriormente por estos microorganismos (Garzón *et al.*, 2003).

Posteriormente se utilizaron en mataderos, en unidades de "composteo" y en la industria alimentaria (Garzón *et al.*, 2001). De manera progresiva, los biofiltros han sido utilizados para el tratamiento de una gama cada vez más amplia de contaminantes. Actualmente la lista de compuestos en corrientes gaseosas tratados con éxito por biofiltros incluyen casi 200 compuestos diferentes, como minerales, orgánicos, alifáticos, aromáticos, halogenados y no halogenados (Garzón *et al.*, 2001).

La utilización de biofiltros de turba como una alternativa para el tratamiento biológico y físico de efluentes de tanque séptico ha sido reportada desde 1984 (Brooks *et al.*, 1984), en Maine, EE.UU. y Ontario, Canadá. La turba es un material permeable y un

medio absorbente que sirve para filtrar el agua residual, así como sustrato en el tratamiento biológico y para reducir la concentración de nitrógeno, fósforo, metales, compuestos orgánicos que confieren olores y pesticidas. Las tasas de carga hidráulica para estos filtros son similares a las utilizadas por los filtros intermitentes de arena, 4 cm/d.

La biofiltración, actualmente utilizada para tratar efluentes líquidos, es un proceso de tratamiento combinado biológico y físico a la vez en el cual, de forma general, el efluente escurre a través de una cama de material poroso orgánico de forma lenta, lo que permite la colonización de la cama o empaque por microorganismos adaptados a los contaminantes presentes en el agua residual, así como la retención física de los mismos. Los microorganismos forman una biopelícula que se transforma en el principal instrumento de depuración. Una de las ventajas de utilizar la biofiltración sobre medio orgánico es su bajo costo de operación.

Un estudio realizado por Garzón-Zúñiga *et al.* (2002), utilizando un biofiltro empacado con turba y pedazos de madera para tratar aguas residuales provenientes de una granja porcícola demostró ser eficiente en su tratamiento, obteniéndose altas eficiencias de remoción para DQO del 97%, 99% para DBO₅, 99% para N-NH₄⁺ y el 99.99% para SST.

Por lo tanto, la biofiltración sobre medio orgánico vislumbra tener un importante potencial para el tratamiento de efluentes tanto municipales como industriales por sus características de combinación de mecanismos y por la capacidad de adsorción del sistema, descrita por Garzón-Zúñiga (2001).

La biofiltración sobre una cama orgánica para el tratamiento de efluentes líquidos industriales es una tecnología de reciente aplicación que está adaptada a partir de los filtros percoladores, pero con la diferencia que son empacados con algún medio orgánico (trozos de madera, bambú, paja o turba).

Después de que los biofiltros entran en operación, aparece una delgada película bacteriana en las capas superiores sobre el medio filtrante, en la cual, mediante la absorción retiene microorganismos y materia coloidal soluble y particulada presentes en el agua residual sedimentada. El material retenido se descompone y oxida en el intervalo de tiempo de residencia del agua residual dentro del reactor. La materia orgánica soluble se asimila casi de manera instantánea, mientras que la materia coloidal se solubiliza enzimáticamente. El material soluble atraviesa la membrana celular y de esta forma se convierte en los productos finales resultantes de la degradación.

El biofiltro se compone de tres capas: en el fondo, una capa de grava gruesa seguida de una capa del material de soporte y, finalmente en la parte superior, una capa de trozos de madera. La capa de grava retiene la cama orgánica, y la capa de trozos de madera ayuda a distribuir homogéneamente el influente sobre la superficie de la cama orgánica. En la Figura 2.1 se presenta el esquema de la composición del biofiltro anaerobio.

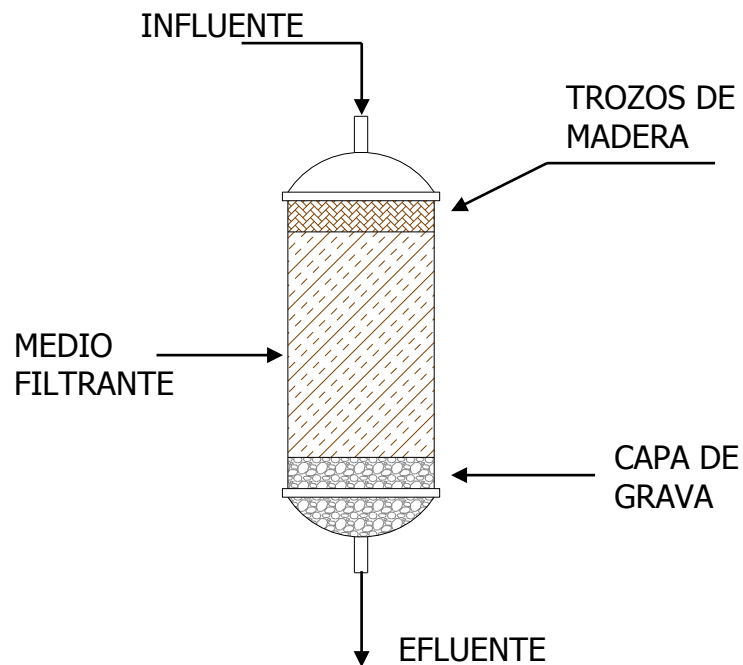


Figura 2.1 Esquema de la configuración del biofiltro anaerobio

Couillard (1994) sugiere que la eficiencia del tratamiento por medio de biofiltración sobre un medio orgánico está en función del área de la superficie específica del medio filtrante (ya sea turba, trozos de madera, etc.), de la profundidad del medio filtrante, de la velocidad de carga hidráulica y de la constante de velocidad de la remoción de DBO_5 . La carga y la profundidad hidráulica del medio filtrante se escogen en el diseño, la constante de velocidad de la remoción de DBO_5 está en función del agua residual que debe ser tratada. Son características del medio filtrante, el área superficial específica y la velocidad de la carga hidráulica.

Lens *et al.* (1993), utilizaron los biofiltros empacados con turba y trozos de madera para determinar la capacidad de remoción para el tratamiento de aguas residuales municipales domésticas. Los resultados obtenidos demostraron que la turba y la madera tienen una buena capacidad en la remoción de bacterias de origen fecal; además, obteniendo el 91% de remoción para SST, 50% en DQO, el 99% para DBO_5 y el 93% para N-NH_4^+ .

Otro estudio realizado por Couillard (1994) demostró que los biofiltros empacados con turba remueven el 99% del cobre y el 96% del zinc de las aguas residuales industriales y determinó que se obtienen estos porcentajes de remoción desde los 30 cm de altura.

En el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) se ha trabajado en la degradación de colorantes azo provenientes de efluentes industriales mediante sistemas de tratamiento utilizando el proceso de biofiltración soportado en una cama de turba para la eliminación de colorantes (Moeller y Garzón, 2003).

Todas las investigaciones previas en la biofiltración sobre cama orgánica se habían realizado con turba como medio de empaque, ya que es un material orgánico compuesto de carbohidratos, minerales y un grupo de sustancias identificadas como ácidos húmicos y fúlvicos (humus), entre otros componentes. Con alto porcentaje de materia vegetal parcialmente fosilizada, generalmente de color café oscuro, que se

forma con poca oxigenación y abundante agua en lugares donde la velocidad de acumulación de la materia vegetal es más grande que la de su descomposición, es un material complejo, cuyos mayores constituyentes son la lignina y la celulosa.

La lignina es un polímero que se encuentra incrustado en la pared celular secundaria de las células de las plantas leñosas. Ayuda a robustecer y endurecer las paredes. La molécula de lignina es una macromolécula, con un elevado peso molecular, que resulta de la unión de varios ácidos y alcoholes fenilpropílicos (cumarílico, coniferílico y sinapílico). Es un producto final del metabolismo que a la muerte de la planta es degradado lentamente por hongos y bacterias. Por ello forma la parte principal de la materia orgánica del suelo. La celulosa es un polisacárido y es el principal componente de la membrana celular de la mayor parte de las plantas (Coupal y Lalancette, 1976).

La turba se ha reconocido por poseer una combinación extraordinaria de sustancias químicas y de propiedades físicas, tal como la absorción, adsorción y decoloración, que ayudan en la remoción de contaminantes.

El inconveniente con la turba en México es que es un material de importación, originario de los bosques de Norte América, por lo cual, en el IMTA se realizó un estudio con diferentes tipos de materiales orgánicos autóctonos del Estado de Morelos para ver cuál era el que tenía un mejor desempeño en el tratamiento de aguas residuales industriales en la decoloración fúngica de efluentes industriales con colorantes azo (García, 2006; Garzón *et al.*, 2005). Se seleccionaron los materiales de acuerdo con sus características físico-químicas, que incluían: contenido de nutrientes, capacidad de retención de humedad, pH, porosidad, densidad aparente, contenido de celulosa, contenido de lignina, capacidad de intercambio catiónico, características medicinales, farmacéuticas, toxicológicas, los usos y la disponibilidad de los mismos.

Los materiales que reunieron estas características fueron la fibra de coco, el bagazo de caña de azúcar, el tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*), la jacaranda (*Jacaranda*

mimosifolia) y el casahuate (*Ipomoea wolcottiana*). A estos materiales se les hicieron pruebas de porosidad, de conductividad hidráulica y caracterización físico-química, pruebas toxicológicas y de resistencia mecánica que los hicieran adecuados como medio de soporte para llevar a cabo la decoloración fúngica (García, 2006; Garzón *et al.*, 2003)

Los trozos de madera del tabachín, Jacaranda y casahuate confieren la rigidez estructural que necesita el medio para resistir largos periodos de operación sin degradarse a un punto en el que se desbaraten los materiales y se produzca taponamiento del sistema, lo cual no pasa con las fibras (coco y caña). Se tendría que suministrar más material de empaque para que siga teniendo las mismas características de operación y tiempo de residencia hidráulico, por lo que se optó por sólo utilizar la madera de tabachín triturada para ver su comportamiento en la remoción de contaminantes en las aguas residuales domésticas.

El tabachín, cuyo nombre científico es *Caesalpinia pulcherrima*, como ya se dijo, también es conocido como chacaloxochitl, su nombre prehispánico, barbona o cabello de ángel. Es un árbol que alcanza hasta 5 m de altura, de tronco delgado y liso con follaje vistoso y hojas de tamaño mediano. Las flores están ubicadas en racimos; sus frutos son vainas alargadas de color café, como se muestra en la Figura 2.2, (SEMARNAT, 2006).

Es originaria de México y habita en climas cálido, semicálido y templado. Es cultivado en las casas y está asociada a la selva tropical caducifolia, subcaducifolia y perennifolia; bosques espinoso, mesófilo de montaña, de encino y de pino, (SEMARNAT, 2006).

Es una planta de uso muy antiguo, pues desde antes de la llegada de los españoles era empleada en el tratamiento de afecciones de las vías respiratorias, (SEMARNAT, 2006).

En la actualidad, en algunos estados del centro y norte del país, se recomienda para aliviar la tos, mediante la infusión de las flores como agua de uso. Para la misma

finalidad es utilizada y combinada con otras plantas como epazote de zorrillo, gordolobo, bugambilia y palo mulato; además de la flor, también del llamado Cabello de Ángel se emplean la raíz, el tallo o las hojas. Por otro lado, es útil en problemas digestivos como purgante y para los cólicos. Contiene taninos, los cuales se utilizan para curtir pieles, (SEMARNAT, 2006).

Su aprovechamiento está regulado por las normas NOM-004-RECNAT-1996 (DOF, 1995), NOM-005-RECNAT-1997 (DOF, 1996a) y NOM-007-RECNAT-1997(DOF, 1996b).



Figura 2.2 Tabachín

En la Tabla 2.1 se presentan los resultados de las pruebas de toxicidad del tabachín realizadas con el virus ADV-8.

Tabla 2.1 Pruebas de toxicidad del tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*),
(Chiang *et al.*, 2003)

	EC₅₀
Fruta	41.2
Semilla	83.2
Vástago	61.8
Hoja	52.1
Flor	177.9

En muchos sitios se puede obtener sin costo ya que es un desecho de la poda de jardines y áreas verdes. Su disponibilidad es durante todo el año. En la Tabla 2.2 se muestran las características físico-químicas de la madera de tabachín (las pruebas de toxicidad se realizaron con *Vibrio fischeri*).

Tabla 2.2 Características físico-químicas del tabachín (García, 2006; Garzón *et al.*, 2003)

Material	% Porosidad	pH	Conductividad (mS/cm)	Toxicidad (UT)
Tabachín	74.90	7.10	0.84	1.09*

*Toxicidad moderada, día 9 de operación. Después del día 46 de operación la toxicidad no es detectable
UT= Unidades de toxicidad

En la Tabla 2.3 se muestran las características de granulometría, y su contenido de lignina y de celulosa.

Tabla 2.3 Características de granulometría y contenido de lignina y celulosa del tabachín (García, 2006)

Material	Granulometría (cm)		Lignina (%)	Celulosa (%)
	Largo	Ancho		
Tabachín	2.4	0.5	41.1	58.9

2.3 Utilización de sistemas de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales

Los humedales son ecosistemas de transición entre uno terrestre y uno acuático; tienen el suelo saturado de agua o inundado, al menos estacionalmente, pero esta condición

también puede ser permanente. Las plantas que crecen en los humedales son aquellas adaptadas a los suelos con bajo o nulo nivel de oxígeno, tienen como función estabilizar los sedimentos, servir como soporte para el desarrollo de películas bacterianas, ayudar a la infiltración y mantener la permeabilidad del sustrato, transferir el oxígeno a la columna de agua y controlar el crecimiento de fauna indeseable. Entre los procesos físicos, químicos y biológicos, se pueden mencionar la sedimentación, almacenamiento, intercambio iónico, producción de nutrientes, absorción, adsorción, asimilación de bacterias y hongos, solubilización, gasificación, transporte, amonificación, nitrificación, desnitrificación, bioconversión, entre otros. (Kadlec y Knight, 1996).

El interés por el uso de humedales en el tratamiento de aguas residuales se ha incrementado en los últimos veinte años. Los humedales naturales se definen como una porción de tierra donde la superficie del suelo está saturada con agua y crece vegetación; como los pantanos y las ciénegas. Un humedal artificial se define como un humedal construido por el hombre con el propósito de controlar la contaminación y el tratamiento de las aguas residuales, en un sitio diferente a los humedales naturales (USEPA, 1988).

Este sistema de tratamiento es muy viable, debido a los bajos costos de construcción, cuando el terreno es barato y de calidad adecuada; así como de operación y mantenimiento, ya que se puede utilizar para una gran variedad de aguas residuales como las de origen doméstico, municipales, industriales; así como también para tratar a los lixiviados. El intervalo de aplicación va desde un sistema unifamiliar, hasta parques, escuelas, pequeñas comunidades rurales y para el tratamiento de aguas municipales e industriales por tener varias ventajas significativas como las de no generar malos olores, controlar plagas de mosquitos y otros insectos vectores, así como un mínimo riesgo público a la exposición y contacto con el agua residual del sistema (USEPA, 1988).

El proceso puede remover DBO_5 y SST y producir una calidad de tratamiento terciario en el efluente. La remoción de nitrógeno es posible si se tiene un tiempo suficiente de

retención y el oxígeno suficiente para las reacciones de nitrificación cerca de las raíces y/o rizomas de las plantas y de desnitrificación en las partes donde se carece de él. Los humedales tienen la capacidad para remover los metales pesados. Sin embargo, el proceso está limitado en la capacidad de remover fósforo. La remoción de los coliformes fecales se puede realizar en este proceso (USEPA, 1988).

La remoción física de la DBO_5 ocurre rápidamente por la sedimentación y porque las partículas de la materia quedan atrapadas entre los espacios del medio de grava o de roca. La DBO_5 soluble es removida por el crecimiento microbiológico sobre la superficie del medio y es fijado en las raíces y en los rizomas de la vegetación acuática.

La remoción de los SST es muy eficiente en los humedales. La mayoría de ésta ocurre en los primeros metros de la superficie del humedal. Sin embargo, es muy importante tener un paso previo de sedimentación para evitar que el sistema se tapone y la hidráulica no sea suficiente.

La remoción del nitrógeno se da por medio de una nitrificación biológica seguida de una desnitrificación.

La remoción del fósforo se da por medio de la grava y por los óxidos de hierro y aluminio asociados con este medio, su remoción está en función del tiempo de residencia hidráulico (TRH). En Europa utilizan arena en vez de grava para mantener la capacidad de remoción del fósforo, pero la selección de este medio hace que el sistema sea más grande por la reducción de la conductividad hidráulica que tiene la arena comparada con la de la grava.

Existen dos tipos básicos de humedales construidos, los que tienen un flujo libre de agua sobre la superficie y los que tienen el flujo de agua al menos unos centímetros debajo de la superficie. Ambos tipos utilizan plantas acuáticas emergentes.

El humedal de flujo superficial es muy similar a los humedales naturales con vegetación emergente, con áreas inundadas de agua con bordos subsuperficiales ya sean naturales o construidos para evitar la filtración; el medio filtrante sirve de soporte a las raíces de la vegetación emergente por donde el agua cruda es esparcida con un tirante muy pequeño para que fluya a través del sistema. La superficie del agua está expuesta a la atmósfera y el flujo del agua es horizontal a través del sistema como se muestra en la Figura 2.3. Los humedales de flujo superficial son comúnmente largos y angostos para minimizar el corto circuito (USEPA, 1988).

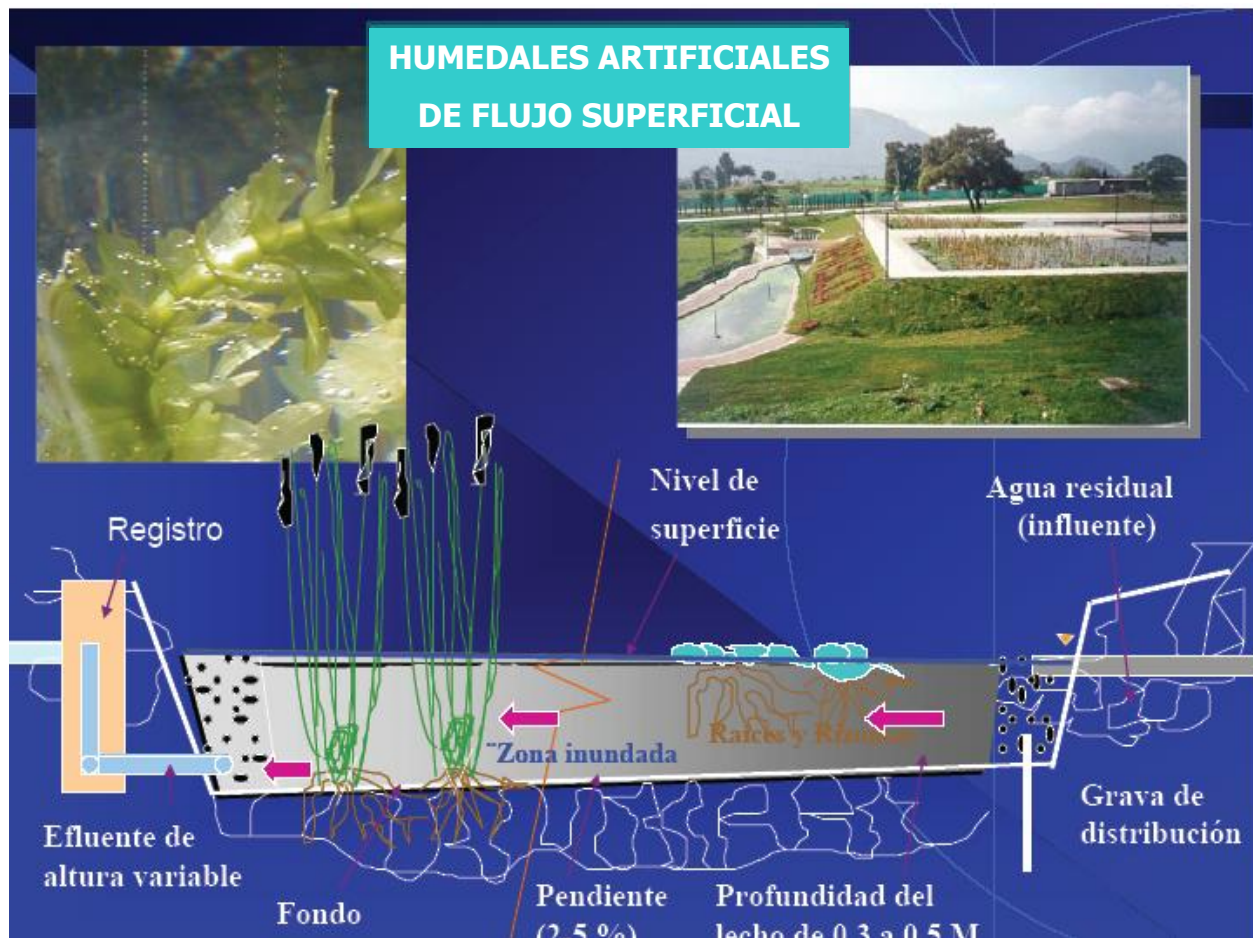


Figura 2.3 Sistemas de flujo superficial (Rivas, 2005)

El humedal de flujo subsuperficial es un sistema que consiste en canales o estanques que contienen grava y/o arena como medio de soporte para la vegetación emergente. La cama de material impermeable tiene una pendiente entre 0 a 2 por ciento. El agua residual fluye horizontalmente por la zona de las raíces cerca de 100 a 150 mm por debajo de la superficie de la arena. El efluente tratado es colectado en un canal de salida o por una tubería como se muestra en la Figura 2.4. Muchos sistemas son utilizados en Europa, en Australia y en los Estados Unidos.

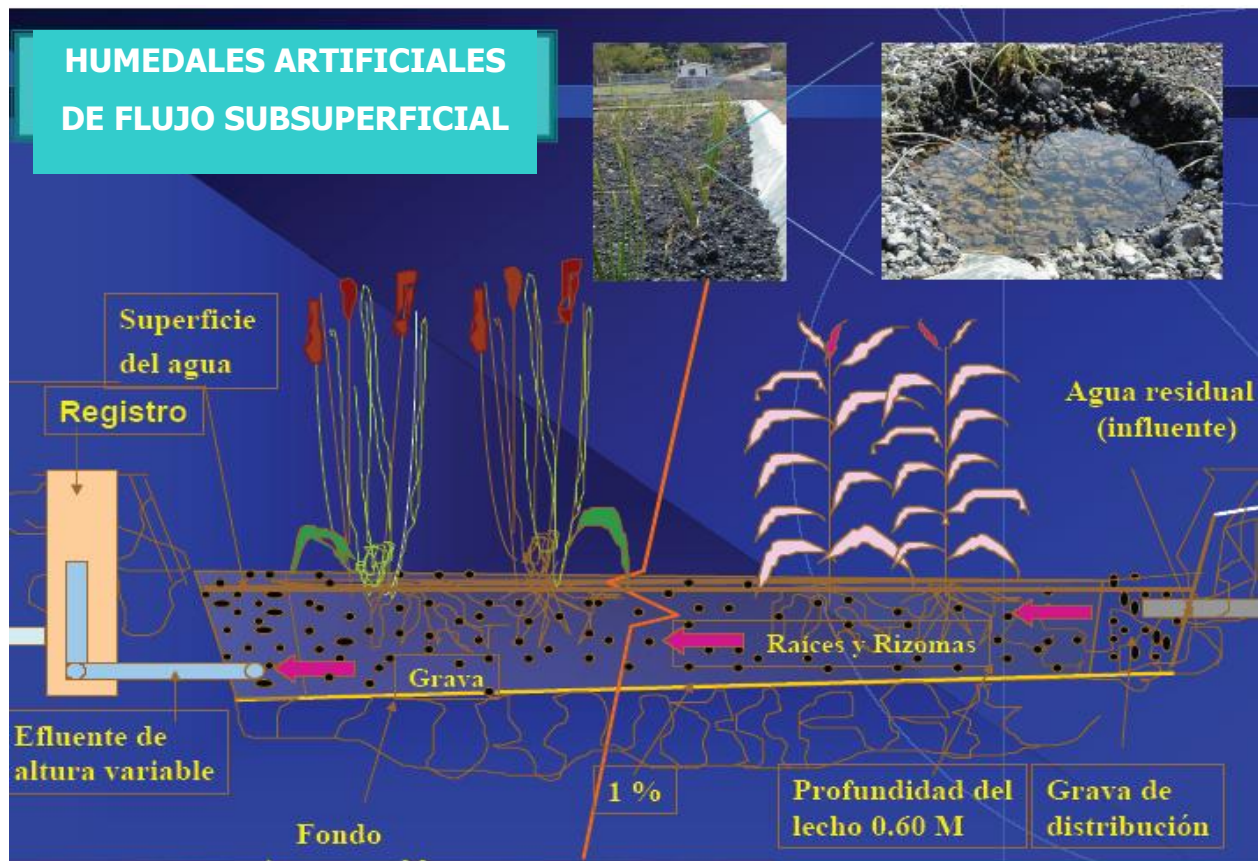


Figura 2.4 Sistemas de flujo subsuperficial (Rivas, 2005)

Los humedales del este tipo tienen ventajas sobre el sistema de flujo superficial ya que, por tener el nivel de la superficie del agua por debajo del medio, disminuye el riesgo de olores, la exposición y de los insectos vectores, además de que el medio proporciona mayor superficie de contacto, por lo que el tiempo de residencia hidráulico es menor y,

por lo tanto, se necesita menor área que en el humedal de tipo flujo superficial para las mismas condiciones de agua residual.

El concepto de flujo subsuperficial fue desarrollado por Seidel (1966), que incluyó una serie de canales llenados con arena o grava como soporte de la vegetación acuática emergente (*Typha*, *Scirpus* y *Phragmites*, siendo ésta última la más utilizada). En la mayoría de los casos, el patrón del flujo ha sido vertical a través de cada canal o de cada celda. Este sistema ha reportado una excelente eficiencia de remoción para DBO₅, SST, nitrógeno, fósforo y otros compuestos orgánicos.

Los humedales de flujo subsuperficial construidos con grava y arena son sugeridos por ser una alternativa de bajo costo y ser sistemas de poco mantenimiento para el tratamiento de aguas residuales domésticas y son una gran alternativa para el uso de comunidades rurales y en complejos residenciales.

El flujo subsuperficial evita la generación de mosquitos, reduce significativamente los malos olores y disminuye la posibilidad del contacto humano con los organismos patógenos. La vegetación de los humedales facilita el tratamiento de las aguas residuales ya que proveen una gran área para la formación de una biopelícula microbiana heterotrófica, a la cual da soporte a la difusión del oxígeno de la planta por su tejido parénquima hasta la rizósfera (Crites *et al.*, 1991). Las plantas, además de ser efectivas en el tratamiento de aguas residuales, dan un diseño atractivo al lugar.

Los procesos físicos, químicos y microbiológicos en los humedales subsuperficiales pueden reducir los sólidos suspendidos totales (SST), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), así como un gran número de microorganismos patógenos en las aguas residuales municipales (Bastian y Hammer, 1993). Los humedales construidos han demostrado tener una remoción aceptable de contaminantes para el tratamiento de aguas residuales en viviendas unifamiliares en los Estados Unidos de América (Barret *et al.*, 2001; Leonard, 2000; Neralla *et al.*, 2000).

Investigaciones en Santee, California, EE.UU., con sistemas de flujo subsuperficial (SFS), han estudiado la contribución de la vegetación a la eliminación de bacterias coliformes en humedales artificiales. Cada lecho del humedal consistió en una impermeabilización plástica y una excavación de 18.5 m de largo x 3.5 m de ancho y 0.76 m de profundidad, con vegetación emergente que crece sobre arena gruesa. El influente era agua residual municipal primaria. Los niveles de coliformes totales en el influente eran de 6.75×10^7 NMP/100 mL y se redujeron a 5.77×10^6 NMP/100 mL (99% de reducción). El tiempo de residencia hidráulico fue de 5.5 días. El decaimiento de la población de coliformes es debido a la sedimentación, filtración, y absorción (USEPA, 1988).

Kickuth (1977) propuso el uso de suelos cohesivos en lugar de arena o grava y con vegetación de *Phragmites*, con un patrón horizontal en el diseño del flujo del agua a través del suelo. La teoría propuesta por Kickuth sugiere que el crecimiento, desarrollo y la muerte de las raíces de las plantas y las rizomas pueden abrir canales de flujo para una profundidad de 0.6 m, aproximadamente en suelos cohesivos, por eso la conductividad hidráulica del suelo arcilloso es equivalente a la del suelo arenoso. Esto permite el flujo a través del medio a velocidades razonables y puede tomar ventaja en la capacidad de adsorción del fósforo y de otros materiales. Este sistema es muy efectivo en la remoción de DBO_5 , SST, nitrógeno, fósforo y otros compuestos orgánicos. En el año de 1990 cerca de 500 de estos humedales de *Phragmites*, también conocidos como *reed beds*, han sido construidos en Alemania, Dinamarca, Austria y Suiza. Este tipo de sistemas en operación se puede utilizar para tratamientos unifamiliares hasta grandes sistemas de tratamiento de aguas municipales e industriales.

En el comienzo de 1985, un gran número de sistemas con este tipo de vegetación (*reed beds*) fueron construidos en la Gran Bretaña basados en el principio de Kickuth (1977), pero en muchos casos se utilizó una cama de grava como medio en vez del suelo cohesivo, debido a la conductividad hidráulica del suelo. Muchos de estos canales se

construyeron con una pendiente baja entre el 0.5% y el 1% y superficie plana. El propósito de esta pendiente pequeña es dar un gradiente hidráulico para garantizar un flujo subsuperficial.

Wolverton *et al.* (1983), realizaron un trabajo en Louisiana empezando con bandejas experimentales a escala, con grava como medio de soporte para la vegetación acuática. Se llenaron las bandejas con agua residual y se drenaron después de cierto número de horas (entre 12 y 48 horas), como en un proceso tipo intermitente ("batch"). Se demostró tener excelentes tasas de remoción de DBO_5 , SST, N-NH_4^+ y una remoción moderada del fósforo con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de un día. La carga orgánica durante el experimento fue de 58 kg $\text{DBO}_5/\text{ha}/\text{d}$ y la carga hidráulica de 8 cm/d. El criterio del diseño en el cual se basó este trabajo fue con una relación de 15:1 (relación largo: ancho). Este criterio de diseño o sus variaciones fueron gradualmente aplicados a principios de los años noventa del siglo XX, existiendo cerca de 60 sistemas en operación y otros en varias etapas de diseño en el sur de los Estados Unidos de América, basados en estos resultados. Estos sistemas van desde el tratamiento unifamiliar hasta el tratamiento de aguas residuales municipales a gran escala (arriba de 15,141 m^3/d).

A mitad de los ochentas del siglo XX, la Autoridad del Valle de Tennessee (TVA, por sus siglas en inglés) puso en marcha el programa de búsqueda y asistencia técnica en humedales para el tratamiento de una gran variedad de aguas residuales municipales, industriales, mineras, agrícolas, etc. El criterio de diseño de estos sistemas de flujo subsuperficial fue el propuesto por Kickuth *et al.* (1977), que ha sido modificado significativamente en los años posteriores. Para el año de 1991 se tenían registros de, al menos, 80 sistemas de humedales con flujo subsuperficial en operación en muchos estados de los Estados Unidos de América. Estos sistemas varían en tamaño desde el tratamiento unifamiliar hasta grandes sistemas municipales (3,785 m^3/d).

La carga orgánica de uno de los diseños más recientes en los sistemas TVA es de 81 kg DBO₅/ha/d y la carga hidráulica de 14 cm/d, con un TRH de dos días. Otro sistema construido recientemente fue diseñado para una carga orgánica de 4 kg DBO₅/ha/d y la carga hidráulica de 3 cm/d, con un TRH de 3 días.

La mayoría de los humedales construidos en la República Checa por más de tres décadas han sido diseñados para tratar las aguas residuales municipales o domésticas (56 sistemas) y para drenajes combinados con agua de lluvia (39 sistemas). Otros tipos de aguas residuales tratadas incluyen aquellas provenientes de lecherías, panaderías, de rastros y de granjas. Sólo se ha construido un humedal para el tratamiento de lixiviados y uno sólo para el tratamientos de agua de lluvia. Se han construido 95 humedales como tratamiento secundario y solo 6 sistemas como tratamiento terciario. De estos humedales 95 se han diseñado de flujo subsuperficial y seis son híbridos con configuraciones de flujo horizontal-vertical (Vymazal, 2001).

El tamaño de estos sistemas de humedales construidos va de acuerdo con la población equivalente en un intervalo de 3 a 1,000 habitantes. Recientemente, el número de humedales construidos para sistemas unifamiliares se ha incrementado y existen 17 sistemas en operación para un promedio de 10 habitantes, siendo un número pequeño, debido a que la mayoría de estos sistemas no están registrados (Vymazal, 2001).

Dahab y Surampalli (2001) estudiaron la efectividad de los humedales de flujo subsuperficial de flujo horizontal en pequeñas y remotas comunidades en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Para esto se analizaron dos temporadas, la del verano y la de invierno en el estado de Nebraska. Se reportó una remoción efectiva para DBO₅ soluble, N-NH₄⁺, fósforo total y coliformes fecales. El promedio estudiado de las eficiencias de remoción reportadas fueron del 69% para DBO₅ soluble, 26% para N-NH₄⁺, 39% para N-NO₃⁻, 18% para el fósforo total y cerca de 2 unidades logarítmicas de coliformes fecales. El porcentaje de remoción más alto se dio en la época de verano, llegando a valores de 84% para DBO₅ soluble comparado con el 79% en invierno; para

los valores de N-NH_4^+ y de N-NO_3^- y las velocidades de remoción del fósforo total tuvieron más variabilidad entre el verano y el invierno. Las remociones registradas en verano fueron cerca del 30% para el N-NH_4^+ y del 43% para N-NO_3^- y cerca del 21% para el fósforo total. Las remociones en el invierno fueron del 14% para el N-NH_4^+ y del 30% para N-NO_3^- y cerca del 13% para el fósforo total. Para los coliformes fecales las remociones encontradas fueron cerca de dos unidades logarítmicas.

En Nepal, la mayoría de los ríos se han convertido en canales de vertido de las descargas no tratadas de aguas residuales municipales y en algunos casos de aguas industriales tóxicas. Desde hace 20 años, se construyeron cuatro sistemas de tratamiento de aguas residuales en Valley, pero no funcionaron por mucho tiempo (Laber *et al.*, 1999). Debido a las fallas de estos grandes sistemas, empezó la demanda por los sistemas descentralizados. En el año de 1995 se introdujeron los sistemas de humedales construidos por un equipo de la Organización del Medio Ambiente y Salud Pública, con la colaboración técnica del Instituto de Provisión del Agua, la Universidad de Ciencias Agrícolas de Viena, Austria. El primero se construyó a una escala piloto para tratar el efluente del hospital Dhulikhel que fue diseñado y construido en 1997 (Laber *et al.*, 1999; Sherstha, 1999; Shrestha *et al.*, 2001a). Actualmente existen tres humedales operando exitosamente en tres diferentes localidades alrededor de Valley.

Shrestha *et al.* (2001b), publicaron los resultados de las eficiencias de remoción del sistema del Hospital Dhulikhel el cual demostró tener el 97.25% de remoción para SST, el 95.18% para N-NH_4^+ , el 46.6% para el fósforo total, el 97.01% para DBO_5 , el 93.8% para DQO y el 99.999% de remoción para E. coli. El sistema fue diseñado inicialmente para tratar un gasto de $20 \text{ m}^3/\text{día}$, actualmente el sistema opera para tratar de 35 a $40 \text{ m}^3/\text{día}$.

Una casa habitación con 7 personas produce un gasto de 500 L/d de agua residual, que provienen de los baños, lavadora y del agua que se utiliza en la cocina. La recolección del agua se lleva a un tanque para su posterior tratamiento. El sistema

consiste de un tanque de sedimentación con dos cámaras de 500 L como pretratamiento, la alimentación de un tanque de 200 L y un sistema de humedal construido con una cama de flujo vertical de 1 x 6 x 1 m llenado con arena como soporte del sistema y la plantación de *Phragmites karka* como unidad principal del tratamiento (Shrestha, 2000).

Este sistema no necesita energía eléctrica para su funcionamiento. El agua fluye por gravedad hacia el sistema, de tres a cuatro veces al día. Finalmente el agua es recolectada en un tanque, que es utilizada para las descargas de los WC, para el riego de áreas verdes y para la limpieza. Este sistema permite un ahorro de 400 a 500 L/d. Después de dos años de operación se obtuvo el 97% de remoción para SST, el 96% para N-NH_4^+ , el 35% para el fósforo total, el 97% para DBO_5 , y el 93% para DQO en promedio (Shrestha, 2000).

México cuenta con varios modelos experimentales que se encuentran funcionando eficazmente en Ciudad Universitaria, en los Viveros de Coyoacán y dos humedales ya construidos y varios que se encuentran en proyecto en el estado de Michoacán como parte del programa para la recuperación ambiental de la cuenca del Lago de Pátzcuaro, que incluye actividades de saneamiento y la instalación de humedales construidos para el tratamiento de las aguas residuales en comunidades indígenas y en pequeñas ciudades.

Rodríguez-Monroy y Durán-de-Bazúa (2006), publicaron una investigación en la cual probaron la remoción del nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de piloto. Se utilizaron 5 reactores con un volumen de 250 L, alimentados con agua residual sintética con un promedio de 230 mg $\text{DQO}_{\text{sol}}/\text{L}$, con un tiempo de residencia hidráulica de 10 días. La remoción del nitrógeno adicionado como sulfato de amonio y del nitrógeno amoniacal fueron del 88.7% y del 93.9% respectivamente. Para el nitrógeno total se presentaron remociones entre el 85.1% y 93.1%; para los nitritos fue del 83.2% al 96.5%. La

remoción de la DQO_{sol} fue entre el 34.9% y el 69.7%, siendo resultados satisfactorios en la remoción del nitrógeno por medio de los humedales de flujo vertical.

En los resultados obtenidos en los humedales puestos en marcha en la comunidad de Cucuchucho se tiene que la DBO_T fluctuó entre 414 y 468 mg/L en la entrada del humedal, la DBO_T de salida varió entre 4.7 y 16.1 mg/L y la eficiencia de remoción se presentó dentro del intervalo del 96 al 99%. En los tres muestreos la DBO_T de salida fue menor que el límite establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para embalses naturales de 30 mg/L, por lo que se cumple con la normatividad vigente. La concentración de nitrógeno total del primer muestreo fue de 47 mg/L y la de salida de 4.1 mg/L, por lo que la eficiencia de remoción del sistema fue del 93%. En el segundo y tercer muestreo incrementó la concentración en ambos puntos, especialmente en el efluente del tercer muestreo, en donde con un valor de 15.8 mg/L, la concentración se encuentra ligeramente por encima del límite establecido en la norma. No obstante, de manera general, se cumple con este requerimiento. El mismo comportamiento que se presentó para el nitrógeno total se obtuvo con el fósforo total. La mayor eficiencia (84%) se presentó durante el primer muestreo y la menor en el mes de marzo (54%). La concentración de salida de coliformes fecales de los muestreos primero y tercero (790 y 490 NMP/100 mL) es menor que la establecida en la norma (1.000 NMP/100 mL), aunque en el segundo muestreo (1,590 NMP/100 mL) se presentó ligeramente por encima del valor establecido. Para cumplir con el requerimiento normativo es necesario remover cuatro unidades logarítmicas (en función de la concentración de entrada), por lo que la eficiencia debe ser mayor de 99.99%. La eliminación de huevos de helmintos fue del 100% en todos los casos (Rivas, 2006).

También en México se cuentan con 18 plantas de tratamiento con este sistema en los estados de Aguascalientes, Chiapas, Chihuahua, Jalisco, Edo. de México, Michoacán, Nuevo León, Tabasco, Tamaulipas y Tlaxcala (CONAGUA, 2005).

De acuerdo con la revisión bibliográfica y las características de los humedales, se escogió el humedal de flujo vertical subsuperficial para aplicarla en esta investigación ya que son los más apropiados por evitar un contacto directo entre la columna de agua y la atmósfera, además de ser más seguros para la salud pública.

El arreglo que se eligió para este sistema esta basado en la experiencia de los sistemas franceses (Molle *et al.*, 2005) y de la práctica alemana (Uhl y Dittmer, 2005), los cuales proponen el arreglo de grava gruesa (20-40 mm), grava fina (5-20 mm) y arena (0-5 mm).

El tipo de vegetación utilizado en el humedal es la cuna de Moisés (*Spathiphyllum wallisii*), ya que en un estudio realizado por García *et al.* (2001) probaron diferentes tipos de sustratos para la producción de la *Spathiphyllum wallisii* en donde la distribución entre la porosidad de aire y la retención de humedad son las características físicas mas importantes para el crecimiento y desarrollo del cultivo de plantas, indicando el mejor rendimiento de la cuna de Moisés se presentaba en un sustrato de turba con arena. En este estudio se investigará su funcionamiento para el tratamiento de aguas residuales.

La *Spathiphyllum wallisii* pertenece a una de las 36 especies en el género perenne tropical. Fue descubierta a finales del siglo XIX como flor silvestre en Centroamérica. Esta especie ha sido mejorada por medio de los grandes híbridos conocidos como "Mauna Loa" (llamados así después de la erupción del volcán en Hawaii), que han sido de gran agrado como plantas de ornamento como se muestra en la Figura 2.5.

Es una planta cespitosa cultivada por el follaje como por su inflorescencia particular, las hojas se sostiene por pecíolos de unos 15 cm y son ovalanceoladas y acorazonadas. Miden 15 cm de longitud y 8 de ancho. En el centro del grupo de hojas aparecen en primavera-verano las flores perfumadas en una inflorescencia en forma de espádice con

una espata blanca y verde de unos 10 cm de longitud. Requiere luminosidad y temperatura ambiente todo el año. La clasificación científica se presenta en la Tabla 2.4.



Figura 2.5 Cuna de Moisés (*Spathiphyllum wallisii*)

Tabla 2.4 Clasificación científica de la *Spathiphyllum wallisii*

Reino:	Plantae
División:	Magnoliophyta
Clase:	Liliopsida
Orden:	Alismatales
Familia:	Araceae
Género:	<i>Spathiphyllum</i>
Especie:	<i>S. wallisii</i>

3. Metodología

El agua residual a tratar proviene del influente de la planta de tratamiento de aguas residuales que se encuentra ubicada dentro de las instalaciones del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), la cual tiene una composición la presentada en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Valores promedio del influente de planta de tratamiento de aguas residuales del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Parámetro	Concentración promedio
DBO ₅ , mg/L	90
DQO, mg/L	176
N-NH ₄ ⁺ , mg/L	21
P-PO ₄ ³⁻ , mg/L	4
SST, mg/L	75
SSV, mg/L	30

Debido a la baja carga orgánica y bajo contenido de nutrientes del agua residual de la planta, ésta fue enriquecida con 45 g/L de azúcar y 0.5 g/L de fertilizante de fosfato de amonio monoácido. La solución se suministró a la entrada del biofiltro mediante un equipo de venoclisis para tener un agua residual con concentraciones típicas de aguas domésticas como las concentraciones presentadas en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Caracterización del influente enriquecido del sistema

Parámetro	Concentración promedio
DBO ₅ , mg/L	645
DQO, mg/L	320
N-NH ₄ ⁺ , mg/L	25
P-PO ₄ ³⁻ , mg/L	12
SST, mg/L	75
SSV, mg/L	30

El sistema se alimentó con un caudal de 300 L/día con un periodo de operación de 119 días. Durante los primeros 54 días de operación se tuvo lavado del material de empaque, que hacía que la concentración de contaminantes a la salida fuera mayor que a la entrada.

A partir del día 120 de operación se incrementó el caudal paulatinamente hasta llegar a 700 L/día. Esto ocurrió en el día 130 de operación, manteniéndolo así hasta el final de la etapa de experimentación (205 días).

3.1 Descripción del sistema del tratamiento

Para la alimentación del sistema se cuenta con un tanque de plástico tipo rotoplas de 450 L de capacidad y un recipiente con un volumen de 4 L en el cual se encuentra la solución enriquecedora, la cual se inyectó al influente que viene de la planta de tratamiento de aguas residuales del IMTA por medio de un sistema de venoclisis con un goteo de 15 gotas por min (equivalente a 1mL/min), para que el agua contara con la concentración típica de un agua residual doméstica. El agua fue bombeada al biofiltro anaerobio por medio de una bomba peristáltica modelo 7574-80 Master Flex L/S Cole Parmer a un caudal de 208 mL/min en la primera etapa y de 485 mL/min en la segunda.

El biofiltro anaerobio está constituido por un reactor cilíndrico de acrílico de 1.15 m de altura y de 0.55 m de diámetro con un volumen total de 260 L, el cual fue alimentado por la parte superior por medio de un sistema hidráulico de tuberías de PVC perforadas con un diámetro de 0.0125 m ($\frac{1}{2}$ in). El biofiltro fue empacado con madera de tabachín triturada y tamizada.

El biofiltro consta en la parte inferior de una capa de grava gruesa retenida en la malla de 0.0254 m (1 in), de 15 cm de espesor y de una capa de grava fina retenida en la malla de 0.00625 m ($\frac{1}{4}$ in), las cuales sirvieron de soporte para el material filtrante. Se hizo una mezcla de 40% de material retenido en la malla de 0.00952 m ($\frac{3}{8}$ in) y el 60% de material retenido en la malla de 0.00625 m ($\frac{1}{4}$ in) con el cual se empacó un volumen de 260 L del reactor.

El agua percola a través del biofiltro y el efluente del mismo cae uniformemente y por gravedad a la primera celda de humedales por medio del sistema hidráulico de distribución, como se muestra en la Figura 3.1.

A causa de algunos problemas de operación, el biofiltro tuvo que ser cubierto con papel de aluminio ya que por ser un reactor de acrílico transparente con la luz del sol, se empezó a tener problemas de crecimiento de algas sobre las paredes.

El sistema de humedales de flujo vertical subsuperficial está constituido por dos celdas (cajas agrícolas de plástico) con medidas de 80 x 80 x 80 cm: B x L x H, a las cuales se les dio una pendiente del 5%. Originalmente se tenía la misma configuración para las dos celdas pero por el problema de baja permeabilidad se empezó a crear una capa en la superficie debido a la formación de una biopelícula impidiendo el drenado del agua a través de la arena por lo cual se optó por cambiar la configuración de la primera celda por 20 cm de tezontle retenido en la malla de 1 in y 60 cm de grava fina retenida en la malla de 0.00635 m ($\frac{1}{4}$ in), como se muestra en la Figura 3.2, conforme a la

distribución granulométrica de diseño que permite el adecuado flujo hidráulico (Durán-Domínguez y Luna-Pabello, 1998).

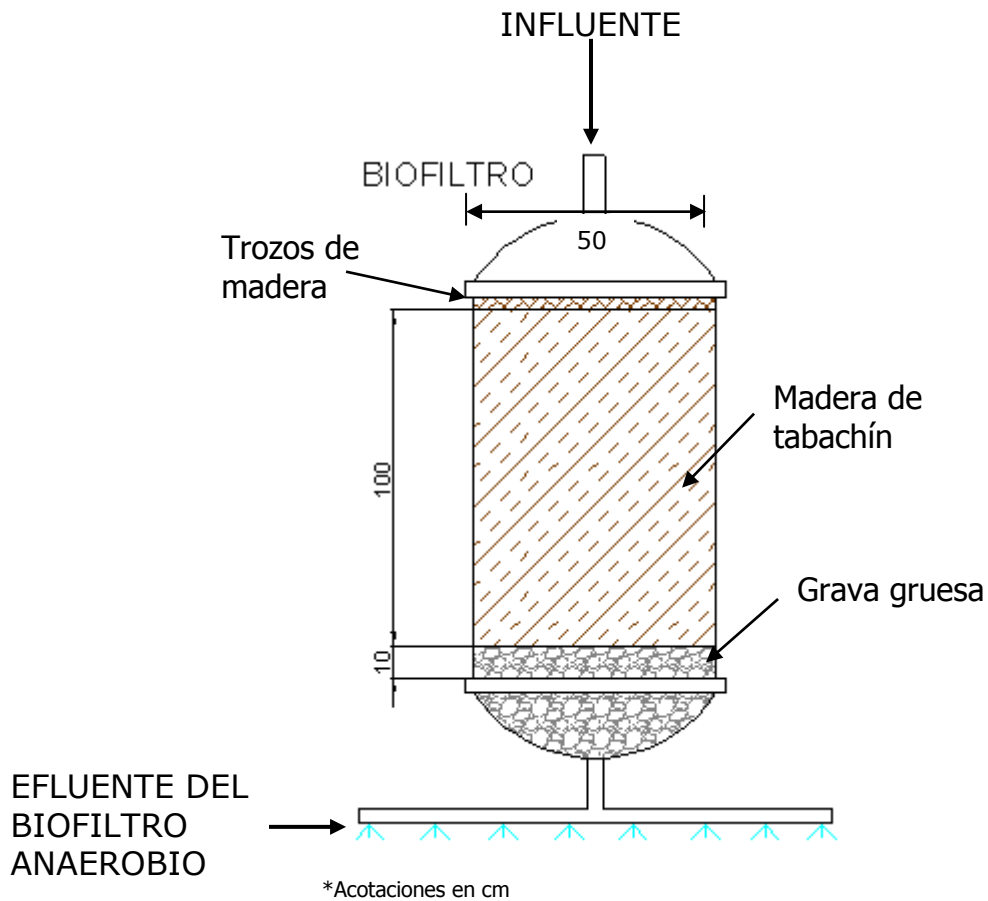


Figura 3.1 Configuración del biofiltro anaerobio

La configuración de la segunda celda es de 20 cm de tezontle retenido en la malla de 0.0254 m (1 in), 40 cm de grava fina retenida en la malla de 0.00625 m (1/4 in) y 20 cm de arena. A las dos celdas se les plantaron 5 brotes de la cuna de Moisés (*Spathiphyllum wallisii*) con una separación de 20 cm entre cada una, como se muestra en la Figura 3.3.

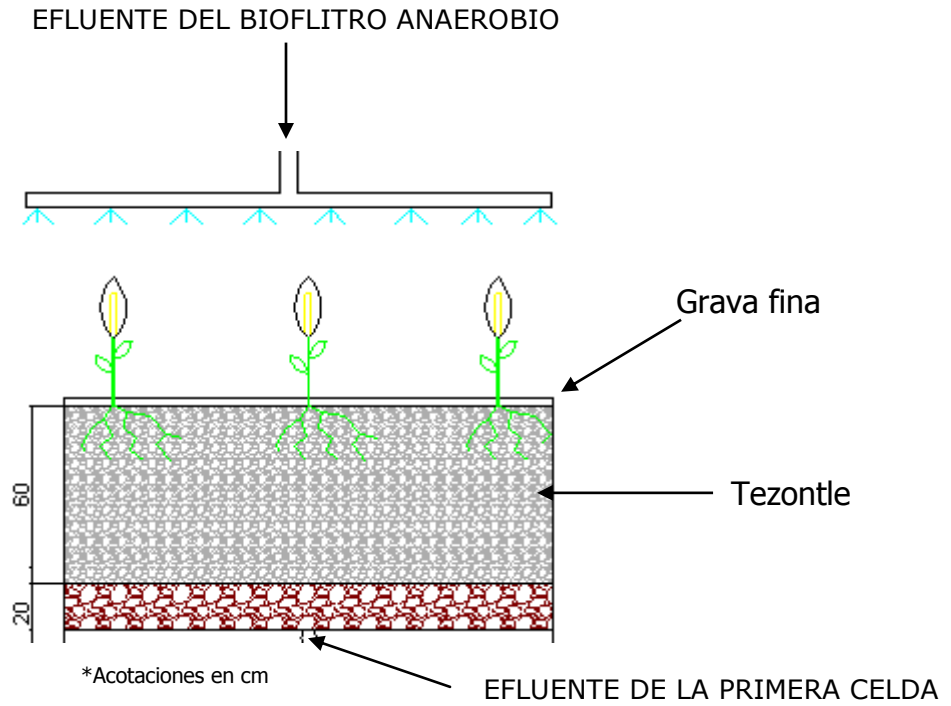


Figura 3.2 Configuración de la celda 1

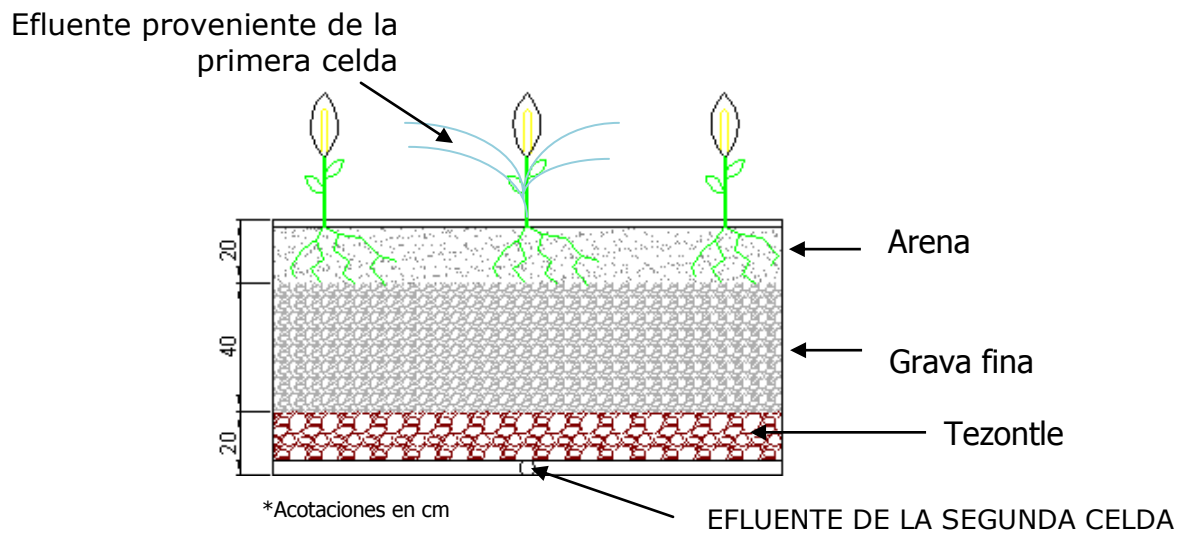


Figura 3.3 Configuración de la celda 2

El agua que sale del biofiltro cae por gravedad y se infiltra a través de la primera celda. El agua del efluente de esta celda se recolecta por medio de una tubería perforada de PVC hidráulico de 0.0254 m (1 in) de diámetro en la parte inferior de la caja. De ahí, el agua sale por una conexión a un tanque de almacenamiento de 20 L de capacidad para ser bombeado a la segunda celda con una bomba peristáltica modelo 7574-80 Master Flex L/S Cole Parmer a un caudal de 208 mL/min en la primer etapa y de 485 mL/min en la segunda, en la cual el agua es distribuida por medio de un micro aspersor; el efluente es recolectado en un sistema similar al de la primera celda en un tanque de almacenamiento de 20 L de capacidad para ser utilizado para riego de áreas verdes. En la Figura 3.4 se muestra el arreglo del sistema de tratamiento.

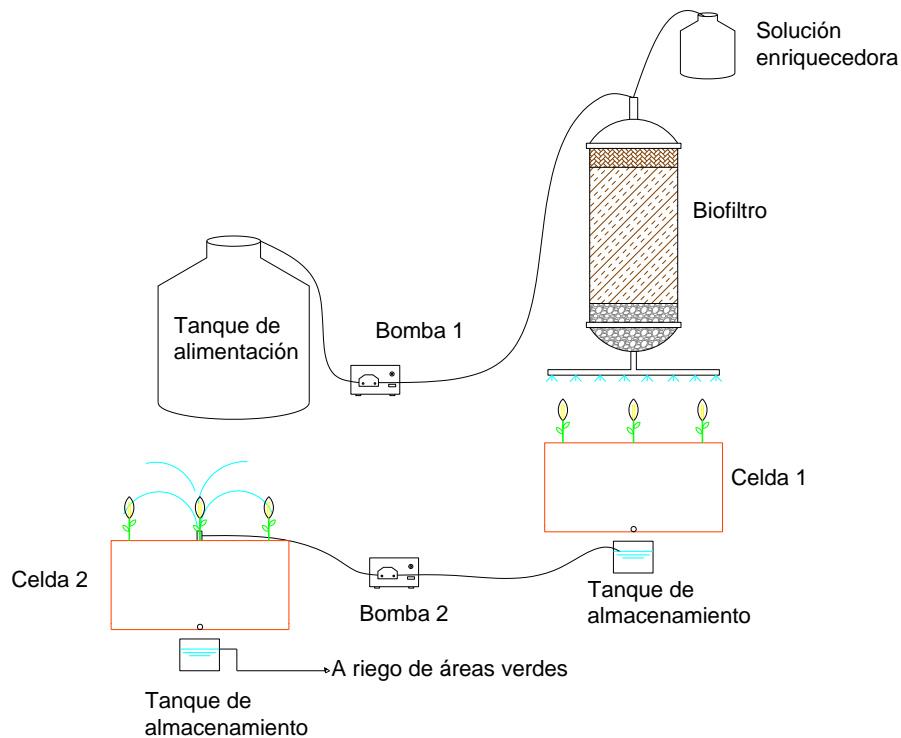


Figura 3.4 Descripción del sistema de tratamiento

3.2 Diseño del sistema de tratamiento

3.2.1 Parámetros de diseño del biofiltro anaerobio

El biofiltro opera con los parámetros de diseño presentados a continuación:

Volumen del reactor (V_R)

$$V_R = \pi \cdot r^2 \cdot h = 261 \text{ L}$$

De acuerdo a las pruebas de vaciado realizadas y mostradas en el Anexo III, se obtuvo el volumen efectivo del reactor (V_B)

$$V_B = 121.7 \text{ L}$$

Área superficial (A_s)

$$A_s = \pi \cdot r^2 = 0.24 \text{ m}^2$$

Caudal suministrado en la primera fase:

$$Q = 300 \text{ L/día} = 0.30 \text{ m}^3/\text{día}$$

Caudal suministrado en la primera fase:

$$Q = 700 \text{ L/día} = 0.70 \text{ m}^3/\text{día}$$

Demanda bioquímica de oxígeno soluble del influente al biofiltro

$$DBO_i = 320 \text{ mg/L} = 0.320 \text{ kg/m}^3$$

Demanda química de oxígeno del influente al biofiltro

$$DQO_i = 645 \text{ mg/L} = 0.645 \text{ kg/m}^3$$

Tiempo de residencia hidráulica (TRH)

$$TRH = \frac{V_B}{Q} = \frac{121.7 \text{ L}}{300 \text{ L/día}} = 0.41 \text{ días} \times 24 \text{ h} = 9.7 \text{ h}$$

Carga hidráulica (CH)

$$CH = \frac{Q}{A_s} = \frac{0.30 \text{ m}^3/\text{día}}{0.24 \text{ m}^2} = 1.25 \text{ m}^3/[\text{m}^2 \cdot \text{día}]$$

Cargas orgánicas volumétricas (COV)

$$COV_b = CH \times DBO_i = 1.25 \text{ m}^3/[\text{m}^2 \cdot \text{día}] \times 0.320 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 = 0.40 \text{ kg DBO}_5/[\text{m}^2 \cdot \text{día}]$$

$$COV_q = CH \times DQO_i = 1.25 \text{ m}^3/[\text{m}^2 \cdot \text{día}] \times 0.645 \text{ kg}/\text{m}^3 = 0.81 \text{ kg DQO}/[\text{m}^2 \cdot \text{día}]$$

3.2.2 Parámetros y diseño del humedal

Existen diferentes enfoques para el diseño de humedales construidos. Reed *et al.* (1995) y Kadlec y Knight (1996) consideran a los humedales como un reactor de crecimiento biológico, por lo que utilizan el modelo cinético de primer orden de flujo en pistón como la base del desarrollo de sus ecuaciones. La remoción de la DBO soluble es debido al crecimiento microbiano pegado en las raíces de las plantas, a la volatilización y a los sustratos. Reed *et al.* (1995) y Kadlec y Knight (1996) admiten que la remoción de la DBO₅ puede ser descrita por la cinética de primer orden para reactores de flujo en pistón. Esto significa que la velocidad de remoción de un contaminante en particular es directamente proporcional a la concentración remanente en cualquier punto dentro de la celda del humedal por lo que se pueden aplicar dos teorías de mezclado idealizado:

- ⊕ La del reactor completamente mezclado en el cual la concentración del efluente es la misma en cualquier punto del reactor
- ⊕ La de flujo pistón, en la cual la concentración del reactivo decrece a lo largo del camino del flujo a través del reactor

Obviamente, el flujo pistón da una mejor descripción del patrón de flujo en los humedales construidos.

La principal diferencia entre el enfoque de Reed *et al.* (1995) y de Kadlec y Knight (1996) es la base para definir las constantes de cambio. Las ecuaciones de Reed utilizan una constante de primer orden que depende de la temperatura, los cálculos que han sido basados en la porosidad y el promedio de la temperatura del agua.

En cambio, las ecuaciones de Kadlec y Knight (1996) suponen que la velocidad es una constante que está relacionada sólo con el área superficial del humedal, y que los cambios de temperatura son considerados significativos sólo para la remoción del nitrógeno. Una de sus limitaciones es que la concentración requerida para que el efluente alcance la concentración mínima del contaminante puede hacer que el área determinada se incremente exponencialmente, llevando a sobreestimaciones del área requerida en casos cercanos a la concentración límite de contaminante.

Kadlec y Knight (1996) presumen un decaimiento de primer orden, un modelo de flujo pistón para todos los contaminantes incluyendo la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos totales (SST), fósforo total (P_T), nitrógeno total (N_T), nitrógeno orgánico (N_{org}), nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), óxidos de nitrógeno ($N-NO_x$) y coliformes fecales (CF). Este modelo es menos sensible a los cambios de temperatura por lo que se optó por utilizarlo para el diseño de este sistema.

La configuración del humedal debe permitir una distribución del agua residual que maximice su contacto con el sustrato y la vegetación para minimizar el corto circuito. Se debe considerar el grado de pretratamiento para el requerimiento del área.

El humedal operará con dos celdas en serie para que el agua se mueva secuencialmente formando una cadena lo cual permite minimizar el corto circuito permitiendo un mejor tratamiento en el sistema.

Las ecuaciones para el diseño del humedal de flujo subsuperficial se presentan a continuación:

$$\ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_i - C^*}\right) = \frac{-k}{q} \quad (3.1)$$

$$q = \frac{365Q}{A_s} \quad (3.2)$$

$$A_s = \frac{365Q}{k} \ln\left(\frac{C_i - C^*}{C_e - C^*}\right) \quad (3.3)$$

donde:

A_s = área de humedal requerida (m^2)

C_e = concentración del efluente (mg/L)

C_i = concentración del influente (mg/L)

C^* = constante de la concentración del contaminante (mg/L)

k = constante de velocidad considerando una reacción de conversión de primer orden (m/año)

q = velocidad de la carga hidráulica (m/año)

Q = caudal promedio en el humedal ($m^3/día$)

En la Tabla 3.3 se presentan los valores de las constantes para las ecuaciones de diseño de Kadlec y Knight (1996).

Tabla 3.3 Valores de las constantes para las ecuaciones de diseño de Kadlec y Knight (Kadlec y Knight, 1996)

Parámetro	k₂₀ (m/año)	q	C* (mg/L)
DBO	180	1.00	3.5+0.053C _i
SST	1000	1.00	7.8+0.063C _i
N _{org}	35	1.05	1.5
N-NH ₄ ⁺	34	1.04	0
N-N _{Ox}	50	1.09	0
N _T	27	1.05	1.5
P _T	12	1.00	0.02
CF	95	1.00	10

Memoria de cálculo para el diseño de humedal de flujo vertical subsuperficial

Se toma una concentración teórica de DBO₅ de 150 mg/L, suponiendo que el biofiltro anaerobio remueve alrededor del 50% de la concentración inicial en el influente de la primera celda. La concentración máxima permisible de DBO₅ que se establece en la Tabla 1 de la NOM-003-SEMARNAT-1997 para el efluente del sistema es de 20 mg/L, para su reutilización en servicios al público con contacto directo (DOF, 1998).

DATOS DE PROYECTO

Demanda bioquímica a la entrada de la primera celda:

$$DBO_{5 \text{ inf}} = 150 \text{ mg/L} = 0.15 \text{ kg/m}^3$$

Demanda bioquímica en el efluente del sistema (segunda celda):

$$DBO_{5 \text{ efl}} = 20 \text{ mg/L}$$

Caudal suministrado en la primera etapa:

$$Q = 300 \text{ L/día} = 0.3 \text{ m}^3/\text{día} = 208.33 \text{ mL/min}$$

Nitrógeno total en el influente (primera celda):

$$N_{T \text{ inf}} = 20 \text{ mg/L}$$

Nitrógeno total en el efluente del sistema (segunda celda):

$$N_{T \text{ efl}} = 15 \text{ mg/L}$$

Fósforo total en el influente (primera celda):

$$P_{T \text{ inf}} = 15 \text{ mg/L}$$

Nitrógeno total en el efluente del sistema (segunda celda):

$$P_{T \text{ efl}} = 5 \text{ mg/L}$$

Coliformes fecales en el influente (primera celda):

$$CF_{\text{inf}} = 3.79E+07$$

Coliformes fecales en el efluente del sistema (segunda celda):

$$CF_{\text{efl}} = 1.00E+03$$

Concentraciones de las constantes C^* obtenidos de la Tabla 3.3:

$$DBO = 11.45 \text{ mg/L}$$

$$CF = 10 \text{ mg/L}$$

$$N_T = 1.5 \text{ mg/L}$$

$$P_T = 0.02 \text{ mg/L}$$

$$k_{20} = 180 \text{ mg/L}$$

KADLEC FLUJO SUBTERRÁNEO

Aplicando la ecuación 3.3 se obtienen las siguientes áreas:

Área requerida para la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

$$A_{\text{DBO}_5} = 1.23 \text{ m}^2$$

Área requerida para la remoción de los coliformes fecales (CF)

$$A_{\text{CF}} = 12.15 \text{ m}^2$$

Área requerida para la remoción del nitrógeno total (N_T)

$$A_{\text{N}_T} = 1.17 \text{ m}^2$$

Área requerida para la remoción del fósforo total (P_T)

$$A_{\text{P}_T} = 10.02 \text{ m}^2$$

Área transversal cada celda de humedal

$$A_{\text{T}_r} = 0.64 \text{ m}^2$$

Ancho y altura de cada celda de humedal

$$B = 0.80 \text{ m}$$

$$H = 0.80 \text{ m}$$

Largo

$$L = 1.53 \text{ m}$$

Profundidad de salida

$$h_s = 0.14 \text{ m}$$

Carga orgánica

$$CO = 0.04 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{día}$$

Tiempo de residencia hidráulica

TRH= 1.31 días

Carga hidráulica superficial

CHS= 0.2448 m/día = 24.24 cm/día

3.3 Caracterización de los materiales

3.3.1 Caracterización del material orgánico (tabachín)

Tamizado

La madera de tabachín se consiguió de las podas de los árboles de las instalaciones del IMTA, el cual se dejaba secar al sol durante 3 semanas para eliminar la humedad del los troncos, quitarle la corteza y poder ser triturado. Después de la trituración, se tamizaba el material, para lo cual se utilizaron 3 tipos de tamices con diferentes aberturas de malla las cuales fueron de 0.0125, 0.00952 y 0.00635m ($\frac{1}{2}$, $\frac{3}{8}$ y de $\frac{1}{4}$ in) (Figura 3.5). Al final se colocaba una charola para la recolección de material fino.



Figura 3.5 Material retenido en las mallas de 0.0125, 0.00952 y 0.00635 m ($\frac{1}{2}$, $\frac{3}{8}$ y de $\frac{1}{4}$ in) respectivamente

En el proceso de tamizado se acomodaban las charolas en el orden de menor a mayor, hasta abajo se colocaba la charola de recolección de material fino, después la de malla de 0.00952 m ($\frac{1}{4}$ in), seguida de la charola de malla 0.00635 ($\frac{3}{8}$ in) y hasta arriba la de malla de 0.0125 m ($\frac{1}{2}$ in); las charolas se colocaban en el agitador de tamices por un tiempo de 2 min para tener una buena separación del material (Figura 3.6).

El material se iba separando y colocando en cajas agrícolas de 40x70x25 cm (B x L x H) según el tamaño de la malla. El material retenido en la malla de $\frac{1}{2}$ in se regresaba para una nueva pasada de trituración, el material de las mallas 0.00635 y de 0.00952 m ($\frac{3}{8}$ y $\frac{1}{4}$ in) se juntaba para el empaque del biofiltro y el material fino se utilizaba para la realización de composta.



Figura 3.6 Agitador de tamices

Se hizo una mezcla de 40% de material de 0.00635 m ($\frac{3}{8}$ in) y el 60% de material de 0.00952 m ($\frac{1}{4}$ in); el material se pone a remojar hasta obtener el 65% de humedad con el procedimiento que se describe en Garzón-Zúñiga *et al.* (2003).

3.3.2 Caracterización del material para el humedal

Granulometría

Los materiales para la construcción de las celdas del humedal fueron proporcionados por el área de mantenimiento del IMTA. De acuerdo con el diseño realizado para el humedal se necesita grava gruesa (20-40 mm). Debido a que comercialmente no es fácil de conseguir grava de estas características se optó por la utilización de tezontle ya que no altera las características del humedal y por su porosidad ayuda drenar el agua hacia la tubería de recolección y evita que se obstruya. Se obtuvieron 0.5 m³ del tezontle que fue tamizado y retenido en la malla de 0.0254 m (1 in).

Para la obtención de la grava fina se tamizó con mallas de 0.00635 y de 0.00952 m ($\frac{3}{8}$ y de $\frac{1}{4}$ in), la de 0.00635 m para quitar la grava gruesa y la de 0.00952 m para obtener la grava fina y una charola de recolección para el polvo y la tierra.

La arena se tamizó con la malla de 0.00952 m ($\frac{1}{4}$ in) para quitar pequeñas piedras ya que se necesitaba una arena fina con un máximo de 2 mm. En la Figura 3.7 se muestran los materiales separados por granulometría.



Figura 3.7 Material utilizado para la construcción del humedal

3.4 Descripción de la construcción del sistema

Una vez que se obtuvo la cantidad suficiente de tabachín para empacar al biofiltro se hizo una mezcla del material obtenido en las mallas 0.00635 m ($\frac{3}{8}$ in) y de 0.00952 m ($\frac{1}{4}$ in) y se llevó a la humedad óptima para una mejor compactación del material y evitar en lo que se pueda los espacios vacíos, no se determino la porosidad del material de empaque.

El biofiltro está constituido por una capa inferior con un espesor de 10 cm de grava gruesa retenida en la malla de 0.0254 m (1 in), seguida de un espesor de 5 cm de grava fina retenida en la malla de 0.0125 m ($\frac{1}{2}$ in) que sirve como soporte y retén de la capa intermedia constituida por una mezcla de madera de tabachín triturada y tamizada, se hizo la mezcla del 40% con la madera retenida en las mallas de 0.00635 m ($\frac{3}{8}$ in) y del 60% con la retenida en la de 0.00952 m ($\frac{1}{4}$ in); y finalmente, se colocó una capa de trozos de madera retenidos en la malla de 0.0125 m ($\frac{1}{2}$ in) para que se distribuya el agua uniformemente sobre el material de empaque. El efluente del biofiltro se conducirá por gravedad a la primera celda del humedal.

Las celdas del humedal se llenaron con una capa de tezontle tamizado y retenido en la malla de 0.0254 m (1 in) con 20 cm de espesor el cual sirve de soporte para el medio filtrante en ambas celdas, después se colocó una capa de grava fina tamizada y retenida en la malla de 0.00952 m ($\frac{1}{4}$ in) con un espesor de 60 cm en la primera celda y de 40 cm en la segunda celda; y por último en la segunda celda se colocó una capa de arena fina (hasta 2 mm) con un espesor de 20 cm. En la última capa de material de cada celda se sembraron 5 plantas de cuna de Moisés con una separación de 20 cm cada una. La Figura 3.8 se muestra el arreglo del sistema.

3.5 Seguimiento del sistema de tratamiento

Para el seguimiento del sistema los parámetros de campo medidos fueron: el pH, temperatura, conductividad eléctrica (CND), sólidos disueltos totales (SDT), y los

parámetros medidos en el laboratorio se muestran en el programa de seguimiento y control del sistema presentado en la Tabla 3.4.

Tabla 3.4 Programa de seguimiento y control

PARÁMETRO	PUNTO DE MUESTREO	FRECUENCIA
pH, temperatura, conductividad eléctrica, SDT y DQO	Influente, efluente del biofiltro, efluente de la celda 1, efluente de la celda 2	Diario
SST	Influente, efluente del biofiltro, efluente de la celda 1, efluente de la celda 2	1 vez cada dos semanas
N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ y PO ₄ ³⁻	Influente, efluente del biofiltro, efluente de la celda 1, efluente de la celda 2	3 veces por semana
CF, CT y HH	Influente, efluente del biofiltro, efluente de la celda 1, efluente de la celda 2	5 análisis aleatorios



Figura 3.8 Fotografía del sistema de tratamiento

3.6 Métodos de análisis

Los métodos mostrados en la Tabla 3.5 están referidos en los Métodos Estándar para el análisis de agua potable y agua residual (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Tabla 3.5 Técnicas utilizadas

PARÁMETRO	MÉTODO	EQUIPO
pH	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 4500	Potenciómetro HACH modelo 43800-00
Temperatura	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 2550	Medidor de CND, T y SDT HACH modelo 44600
Conductividad eléctrica	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 2510	Medidor de CND, T y SDT HACH modelo 44600
SDT	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 2540	Medidor de CND, T y SDT HACH modelo 44600
DQO	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 5220H8000 USEPA	Digestor HACH modelo 45600, Espectrofotómetro HACH modelo DR/2400
N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ y PO ₄ ³⁻	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 4500 US EPA	Espectrofotómetro HACH modelo DR/2400

4. Resultados

El sistema operó durante un periodo de casi siete meses (205 días) del 3 de agosto de 2006 al 23 de febrero de 2007. Los resultados presentados se tomaron a partir del día 55 de operación (26 de septiembre del 2007), una vez que ya estuvo estabilizado el sistema y se habían lavado los materiales de empaque de los sistemas, ya que esto ocasionaba un incremento en las cargas orgánicas durante el periodo de arranque y de estabilización.

Los resultados obtenidos se presentan gráficamente a continuación, teniendo la siguiente denotación para cada punto de muestreo:

I	Influente
B	Efluente del biofiltros
C1	Efluente de la celda 1 del humedal artificial
C2	Efluente de la celda 2 del humedal artificial

En el Anexo I se presentan las tablas de los resultados analíticos de la operación del sistema y en el Anexo II se muestra en análisis estadístico de varianza del sistema.

4.1 Resultados de parámetros de campo

4.1.1 Temperatura

La temperatura del agua es un parámetro importante porque afecta directamente las velocidades de reacción ya que los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluyen procesos biológicos que dependen de ella. En la Figura 4.1 se muestra el comportamiento de la temperatura en el sistema a lo largo de los 205 días de operación.

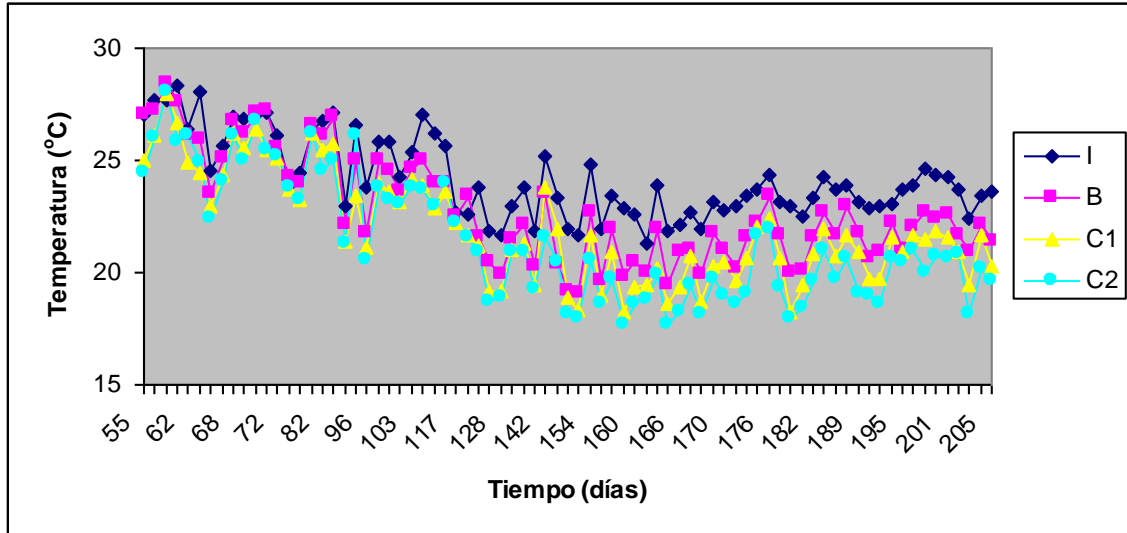


Figura 4.1 Comportamiento de la temperatura en el sistema de tratamiento

La temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana se encuentra en el intervalo de 25 a 35°C. Se observa que la temperatura promedio alcanza valores de 24.2°C en el influente, de 22.8°C en el biofiltro, 22°C en la primera celda de humedal y de 21.4°C en la segunda celda de humedal. En los meses de verano y otoño (de agosto a noviembre) se alcanzaron temperaturas promedio de 25.8°C, y en los meses de invierno (de diciembre a febrero) se tuvo un promedio de 21.6°C en el sistema, por lo que la temperatura en los meses de verano benefició la colonización de los microorganismos que intervienen en la remoción de los contaminantes, que fueron los meses de arranque del sistema de tratamiento como lo mencionan Crites y Tchobanoglous, 2004.

4.1.2 pH

El pH es un término de uso general para expresar la magnitud que mide la actividad del ión hidrógeno. El intervalo adecuado de pH para la existencia de la mayor parte de la vida biológica es relativamente estrecho. Este está en el intervalo de valores que va de 5 a 9, por lo que las aguas residuales con valores de pH menores a 5 y superiores a 9

son difíciles de tratar por medio de procesos biológicos. En la Figura 4.2 se muestran los valores de pH obtenidos en el sistema de tratamiento.

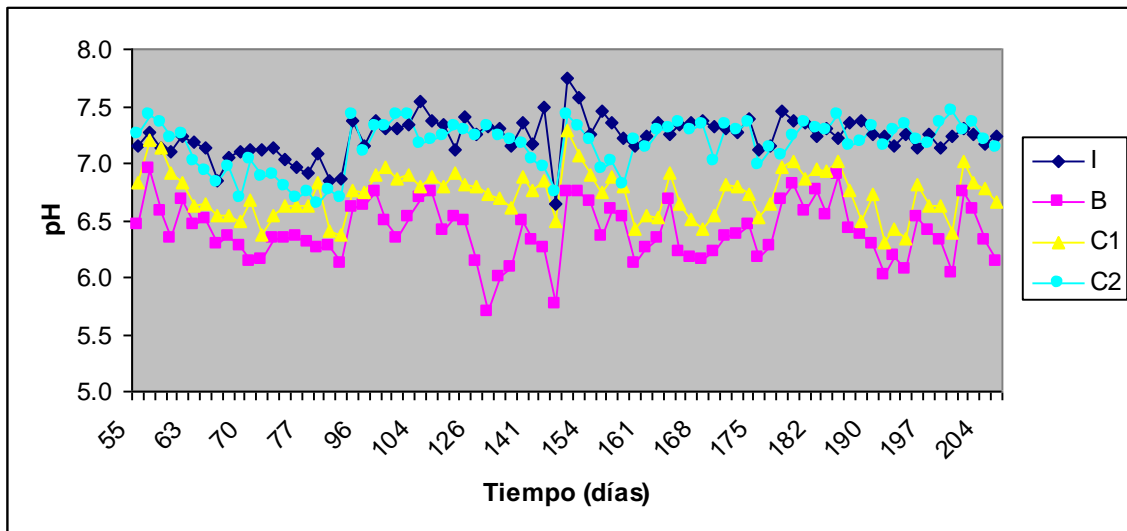


Figura 4.2 Comportamiento del pH en el sistema de tratamiento

Durante la fase de experimentación los valores de pH en el sistema oscilaron entre 6 y 8, que se encuentra dentro del intervalo de valores típicos de un agua residual doméstica, siendo un pH adecuado para el tratamiento biológico. Se observó que los valores más bajos son los obtenidos a la salida del biofiltro con un valor promedio de 6.39. Esto es debido a los ácidos húmicos y fúlvicos contenidos en la madera que hacen que disminuya el pH (García, 2006) y alcance valores menores a 6, a diferencia del valor de entrada del sistema que tuvo un valor promedio de 7.24. A la salida de la celda 1 se tiene un valor promedio de 6.73 y a la salida de la salida de la celda 2, en la que el efluente del sistema llega a un valor promedio de 7.16. En general, se tuvieron valores cercanos al valor neutro en el sistema a lo largo de los 205 días de operación.

4.1.3 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica del agua es la medida de la capacidad de una solución para conducir la corriente eléctrica, es realmente una medida de la actividad iónica de una solución en términos de su capacidad para transmitir corriente, el aumento de la

concentración de iones provoca un aumento en la conductividad eléctrica (Crites y Tchobanoglous, 2004). El comportamiento de este parámetro se muestra en la Figura 4.3.

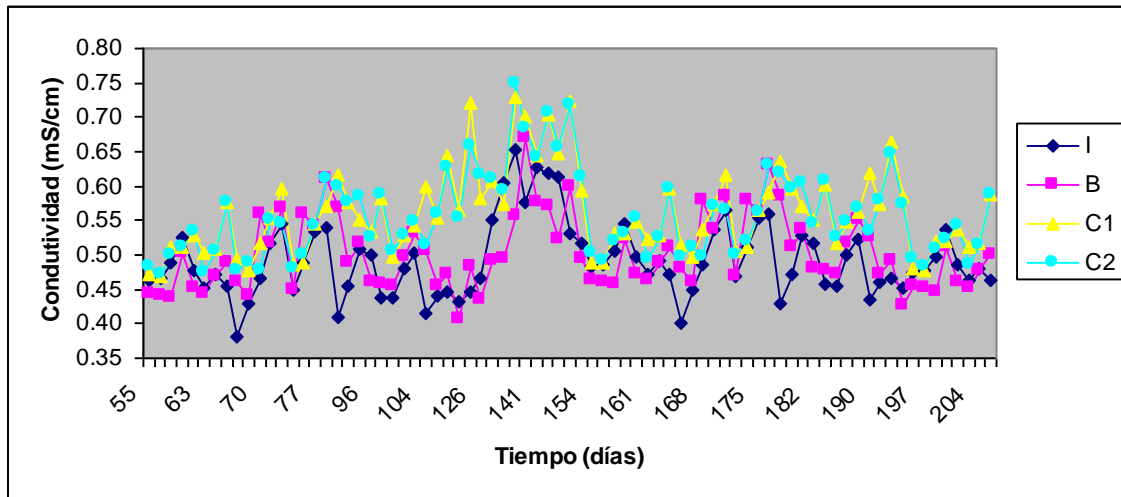


Figura 4.3 Comportamiento de la conductividad eléctrica en el sistema de tratamiento

Se observa que los valores promedio de la conductividad en el influente del sistema son de 0.492 mS/cm, de 0.502 mS/cm a la salida del biofiltro, del 0.560 mS/cm en la primera celda y de 0.556 mS/cm a la salida del sistema, teniendo los valores más altos en las celdas de los humedales artificiales, sobre todo a la salida de la celda 2 que alcanza valores máximos de 0.749 mS/cm debido a la mineralización.

4.1.4 Sólidos disueltos totales (SDT)

Los SDT son sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas en el agua. Su comportamiento se muestra en la Figura 4.4.

Se tuvieron como resultado una concentración de sólidos disueltos totales en promedio de 0.246 g/L en el influente que es una concentración típica en el agua residual; una

concentración de 0.254 g/L a la salida del biofiltro, de 0.282 g/L a la salida de la primera celda y de 0.279 g/L a la salida del sistema.

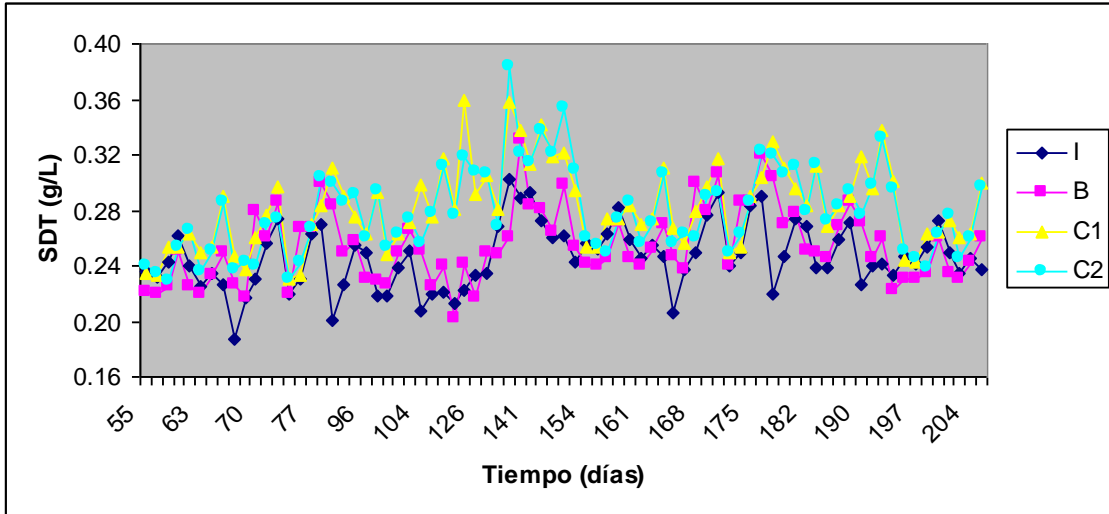


Figura 4.4. Comportamiento de los SDT en el sistema de tratamiento

4.2 Resultados de análisis de laboratorio

Los resultados obtenidos se presentan gráficamente a continuación, teniendo la siguiente denotación para cada punto de muestreo:

I	Influente
B	Efluente del biofiltros
C1	Efluente de la celda 1 del humedal artificial
C2	Efluente de la celda 2 del humedal artificial

4.2.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO es la cantidad de oxígeno utilizado para oxidar la materia orgánica, por lo que es una medida indirecta del material orgánico, susceptible a ser oxidado químicamente con una solución de dicromato de potasio en medio ácido, utilizando sulfato de plata

como catalizador. El comportamiento a lo largo del tiempo de operación en el sistema se muestra en la Figura 4.5.

Como se puede observar al día 55 de operación todavía hay un aumento en la concentración debido al lavado de material de empaque, pero a partir del día 63 se empieza a notar la disminución de la concentración, teniendo un promedio de concentración en el influente de 690 mg/L, siendo en el biofiltro donde se elimina alrededor del 70-80% de la materia orgánica reduciendo los valores a una concentración promedio de 130 mg/L; a la salida de la celda 1 se ve que hay una disminución hasta una concentración promedio de 55 mg/L y a la salida del sistema con concentraciones promedio de 13 mg/L, obteniendo valores cercanos al 98% de remoción global.

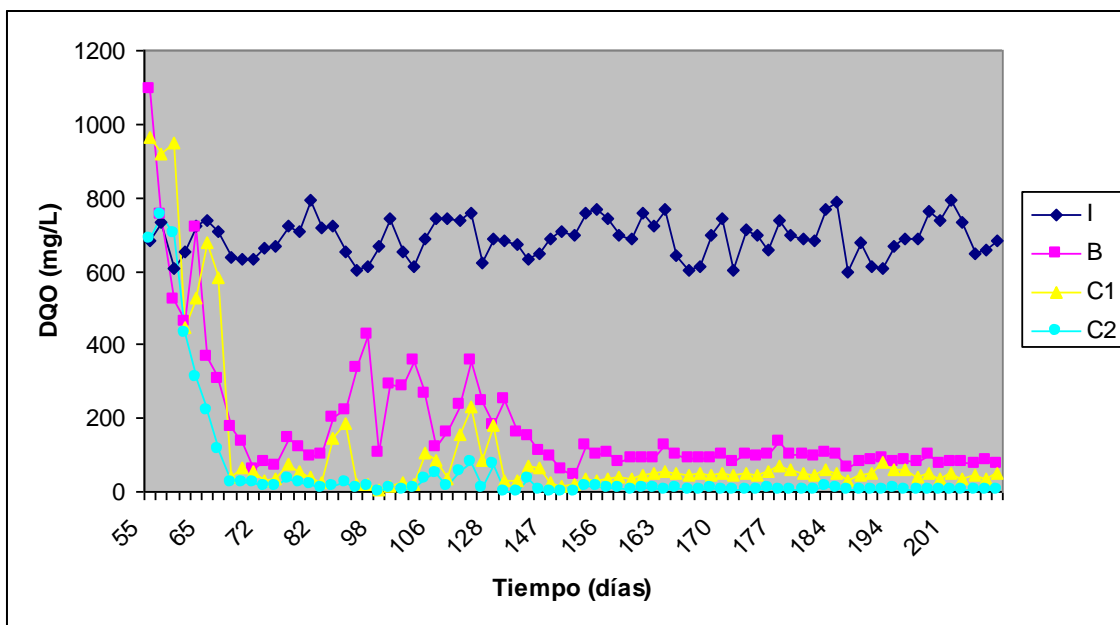


Figura 4.5. Comportamiento de la DQO en el sistema de tratamiento

Entre los días 90 y 140 de operación se ve una disminución en la remoción de la materia orgánica, ya que en este periodo de tiempo se le incrementó el caudal a 700 L/día al reactor, pero después del día 154 el sistema se vuelve a estabilizar con una remoción

cercana al 99% hasta el final del tiempo de experimentación, como se muestra en la Figura 4.6.

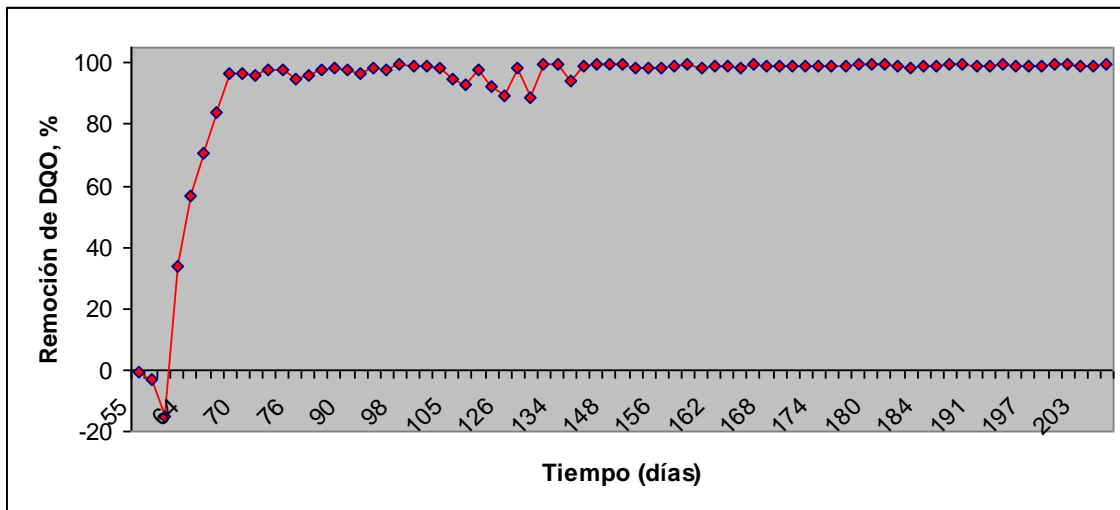


Figura 4.6 Remoción de la DQO en el sistema de tratamiento

El material orgánico es degradado por medio de la actividad microbiana que se desarrolla dentro de los sistemas de tratamiento, estos microorganismos son capaces de transformar estos compuestos a productos de estructuras más simples llegando a niveles de remoción cercana al 99%, como se menciono anteriormente.

Haciendo un análisis comparativo de remoción de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento, la mayor remoción se da en el sistema de biofiltración anaerobia, que es donde se remueve cerca del 70%, considerando a las dos celdas de humedales construidos como un sistema de pulimento.

Una parte de la materia inorgánica se presume que es adsorbida por las raíces de las plantas para ser asimilado en su tejido para realizar sus funciones metabólicas, no se tomo ninguna muestra de las raíces de las plantas para hacer un análisis mas detallado ya que estas pruebas no entraban dentro de los alcances de este trabajo de investigación.

4.2.2 Sólidos suspendidos totales (SST)

Los SST es la fracción de sólidos totales retenido sobre un filtro con un tamaño específico de poro de 1.58 μm , medido después del secado a una temperatura de 550°C. Estos sólidos contienen una parte volátil y una fija por lo que se le denomina un parámetro agrupado. La información sobre el tamaño de las partículas es de gran importancia al evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento como el e la sedimentación secundaria, la filtración de efluentes y la desinfección. (Crites y Tchobanoglous, 2004). El comportamiento de los SST en el sistema se muestra en la Figura 4.7.

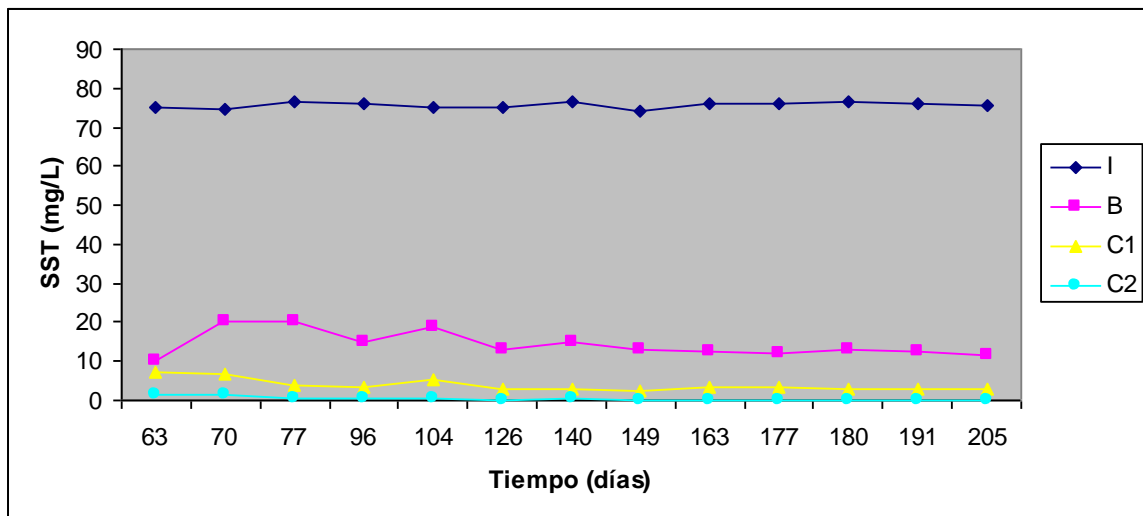


Figura 4.7 Comportamiento de los SST en el sistema de tratamiento

Debido a que el agua del influente proviene de la PTAR del IMTA no se considera una típica agua residual típica doméstica, por lo que el de entrada de los SST no es un valor representativo de un agua residual domestica típica, el cual se encuentra alrededor de 75 mg/L. Sin embargo, se tiene una remoción cercana al 99.5%, ya que en el efluente del sistema se tienen valores cercanos a cero. Los componentes del sistema funcionan como filtros que retienen a los SST. En la Figura 4.8 se muestra la remoción de los mismos.

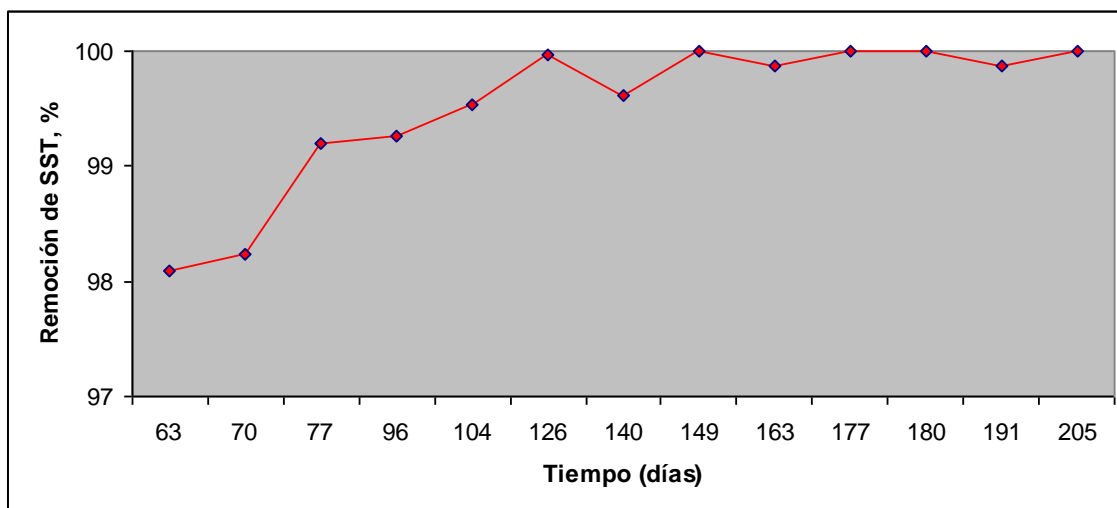


Figura 4.8 Remoción de los SST en el sistema de tratamiento

4.2.3 Nitrógeno

El nitrógeno es esencial para la síntesis de proteínas. Se necesitan conocer las concentraciones de este nutriente para evaluar la tratabilidad del agua residual mediante los procesos biológicos. El contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y nitrógeno orgánico.

4.2.3.1 Nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+)

La "edad relativa" del agua residual se indica por la cantidad de nitrógeno amoniacal presente en la misma. El nitrógeno presente en las aguas residuales frescas se encuentra principalmente en forma de proteína y urea pero, debido a la rápida acción de las bacterias, ambas formas cambian a nitrógeno amoniacal (Sawyer *et al.*, 2005) por lo que se observa en la Figura 4.9 que la concentración del nitrógeno amoniacal en el influente es mayor con un valor promedio de 19 mg/L siendo una concentración típica (Metcalf-Eddy, 2003).

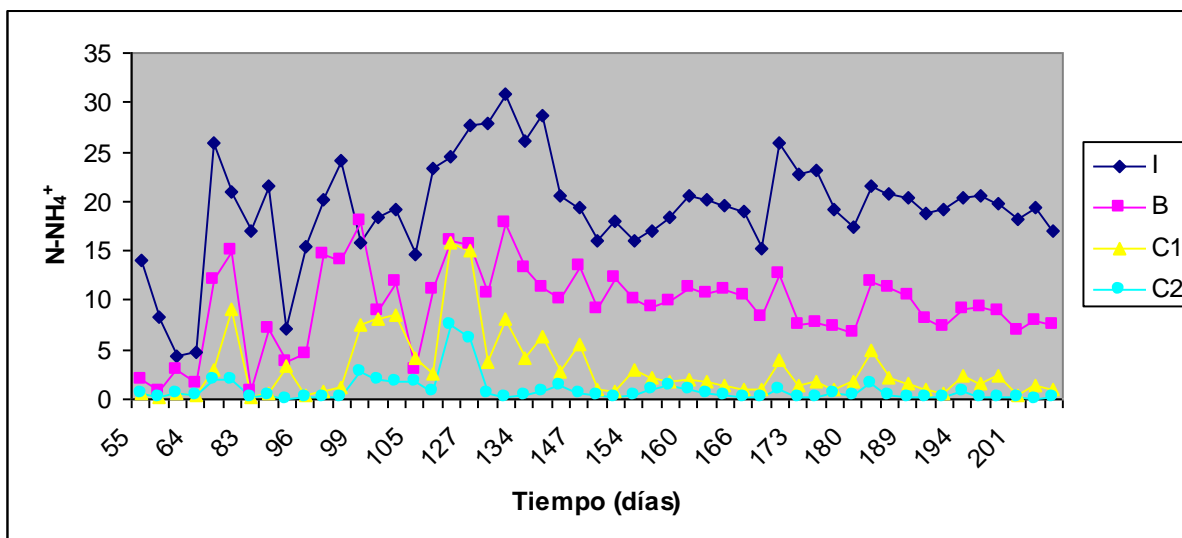


Figura 4.9 Comportamiento del $N-NH_4^+$ en el sistema de tratamiento

También se sabe que durante la conversión biológica de la materia orgánica carbonosa del agua residual en tejido celular y productos gaseosos, el nitrógeno presente en los compuestos se transforma en nitrógeno amoniacal (Sawyer *et al.*, 2005), por lo que la concentración en el efluente del biofiltro es de aproximadamente 9.5 mg/L, además de que empieza el proceso de nitrificación donde el nitrógeno amoniacal se oxida a nitritos, debido a que en la superficie del biofiltro se encuentra una parte aerobia que empieza la transformación del nitrógeno y a la salida del sistema llegando a valores de menos de 1mg/L, por lo que se puede ver que existe un proceso de nitrificación a lo largo del sistema, teniendo valores de remoción del 95.4% como se muestra en la Figura 4.10.

Se observa una disminución en la remoción en el día 126 ya que como se mencionó anteriormente, el caudal se incrementó en el día 120 de operación, pero a partir del día 128 se vuelve a estabilizar el sistema en cuanto a la remoción del nitrógeno amoniacal.

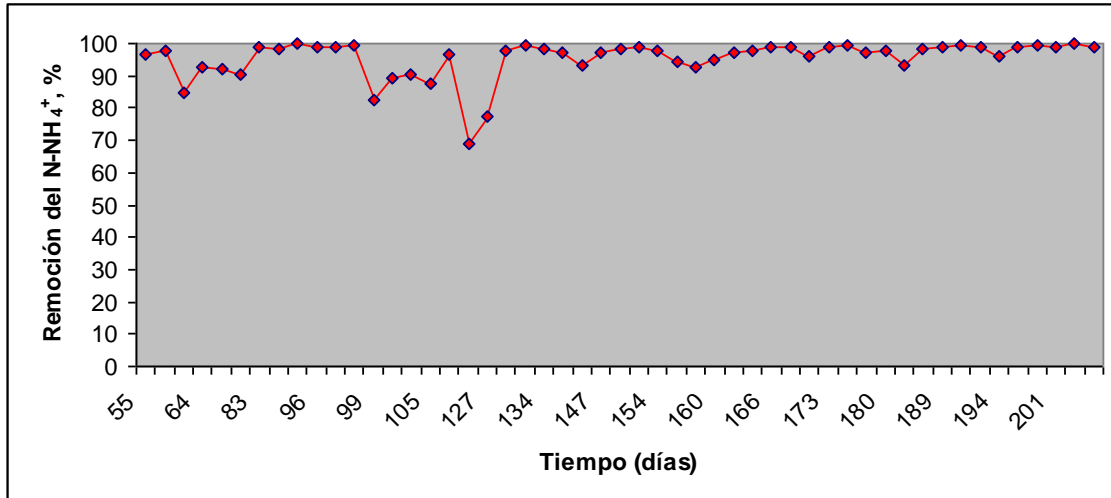


Figura 4.10 Remoción del N-NH₄⁺ en el sistema de tratamiento

4.2.3.2 Nitritos (NO₂⁻)

El nitrógeno en forma de NO₂⁻ es fácilmente oxidado a la forma de NO₃⁻ y es un indicador de contaminación previa al proceso de nitrificación (Sawyer, 2005). La concentración de NO₂⁻ presentes en cada parte del proceso se indica en la Figura 4.11.

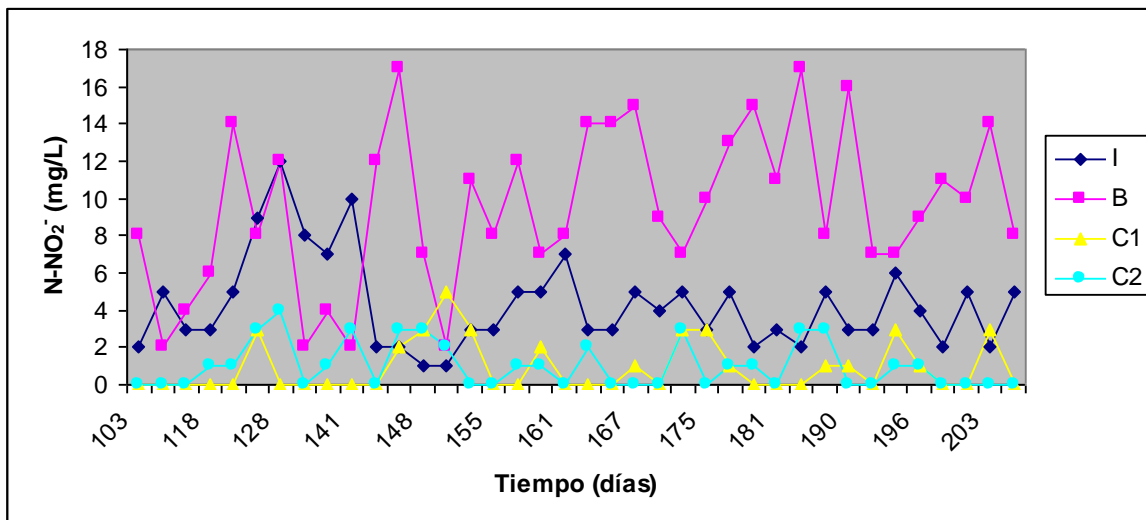


Figura 4.11 Comportamiento de los NO₂⁻ en el sistema de tratamiento

Se presume que la concentración de los nitritos en el influente es elevada ya que como se menciono anteriormente, se toma agua residual proveniente de la planta de tratamiento del IMTA y contienen agua proveniente de los laboratorios dentro de las instalaciones, y pueden ser descargados en el sistema de alcantarillado.

Como se mencionó anteriormente en el biofiltro se encuentran zonas aerobias en la superficie y lo zonas anaerobias a través de mismo, por lo que en presencia del oxígeno molecular (O_2) empieza el proceso de nitrificación convirtiendo al nitrógeno amoniacal a nitritos por medio de las bacterias del género microbiológico *Nitrosomonas*, por lo que se puede ver que existe una mayor concentración en el efluente del biofiltro llegando a una concentración promedio de 9.5 mg/L; y en la parte interior del biofiltros empieza el proceso de desnitrificación.

En los humedales artificiales también se da este caso, ya que se presume que las raíces de las plantas transfieren el O_2 de la superficie hacia el interior, permitiendo que exista el proceso de desnitrificación, por lo que se cuenta con una concentración menor a 1 mg/L en el efluente del sistema. Además los NO_2^- son asimilados fácilmente por las plantas para formar células (Sawyer, 2005).

4.2.3.3 Nitratos (NO_3^-)

El nitrógeno en forma de nitrato es la especie química del nitrógeno más oxidada que se encuentra en las aguas residuales. El predominio del NO_3^- indica la última fase del proceso de nitrificación, y el comienzo del proceso de desnitrificación en el cual en ausencia de O_2 , el NO_3^- se transforma a nitrógeno gas (N_2). En estos sistemas se da el proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea, ya que en los sistemas de biopelícula fija existen zonas anóxicas cercanas al material de empaque y zonas anaerobias en la superficie. En la Figura 4.12 se muestra las concentraciones de NO_3^- a lo largo del proceso.

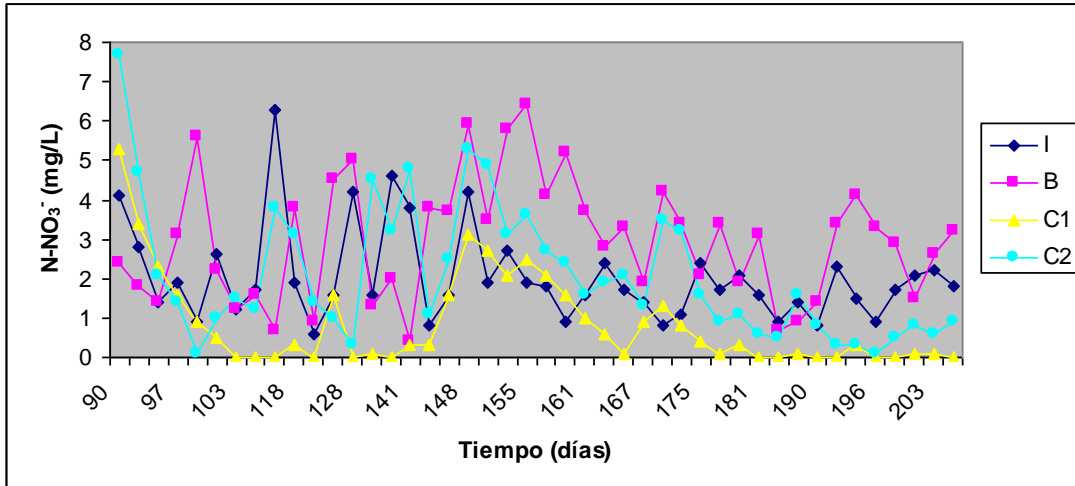


Figura 4.12 Comportamiento de los NO_3^- en el sistema de tratamiento

Como se puede ver en la figura la mayor transformación se da en el biofiltro con un promedio de 3 mg/L, disminuyendo la cantidad en la celda 1, teniendo el proceso de desnitrificación ya que las plantas de la celda 2 crecieron mas despacio que las de la celda 2, por lo que se pueden presentar mas zonas anaerobias en la celda 1; y a la salida del sistema (celda 2) se tiene una concentración promedio de 2.1 mg/L, ya que las raíces de las plantas penetraron más al fondo del sistema presentándose una nitrificación de nuevo.

4.2.4 Fósforo

El fósforo también es un elemento conocido como nutriente, ya que es esencial para el crecimiento de algas y de otros microorganismos.

4.2.4.1 Ortofosfatos (P-PO_4^{3-})

La única forma del fósforo que puede ser rápidamente empleada por muchas plantas y microorganismos es la de ortofosfatos (P-PO_4^{3-}). La conversión de formas insolubles del fósforo en formas solubles, principalmente ortofosfatos, se lleva a cabo mediante la acción de microorganismos. En la Figura 4.13 se muestra el comportamiento de los P-PO_4^{3-} a través del sistema.

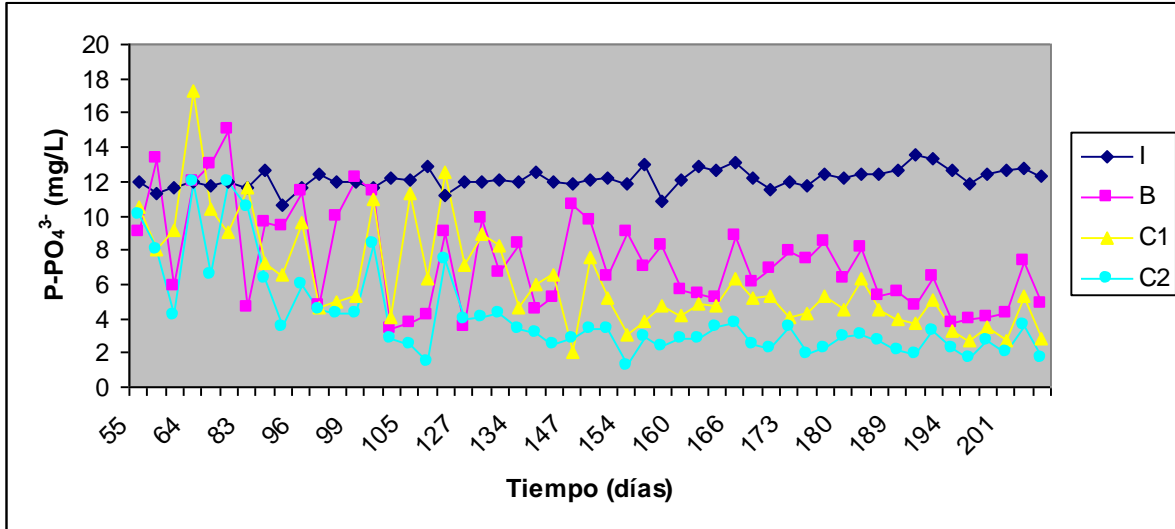


Figura 4.13 Comportamiento de los $P-PO_4^{3-}$ en el sistema de tratamiento

Como se muestra en la figura 4.13 se observa que los ortofosfatos tienen una tendencia a disminuir de acuerdo con el proceso teniendo una concentración promedio de 12 mg/L, cuando una parte del fósforo orgánico es transformado a $P-PO_4^{3-}$ mediante acción bacteriana y luego incorporados de nuevo al tejido de las plantas. Al final del sistema se presenta en una concentración promedio de 4 mg/L.

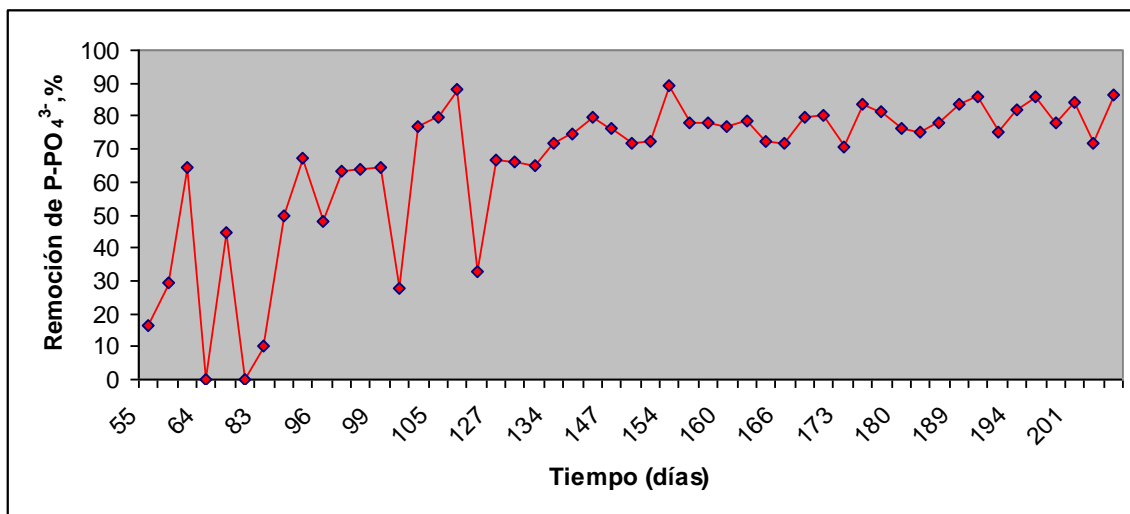


Figura 4.14 Remoción del $P-PO_4^{3-}$ en el sistema de tratamiento

En la Figura 4.14 se observa que la remoción del sistema es alrededor del 73%. En el día 126 se presenta una disminución en la remoción y a partir del día 155 de operación se estabiliza el sistema llegando a alcanzar valores de aproximadamente 80% de remoción.

4.2.5 Coliformes

Acorde con la norma NOM-003-SEMARNAT-1996 (DOF, 1998) que marca límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reutilicen en servicios al público se tiene que cumplir con ciertas características microbiológicas que se mencionan en la Tabla 4.4.

Tabla 4.1 Parámetros máximos permisibles de calidad bacteriológica de acuerdo con la NOM-003-SEMARNAT-1996

TIPO DE REÚSO	PROMEDIO MENSUAL	
	Coliformes Fecales NMP/100 mL	Huevos de Helminto (h/L)
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO DIRECTO	240	≤ 1
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO INDIRECTO U OCASIONAL	1,000	≤ 5

Para verificar el cumplimiento de estos parámetros se seleccionaron 5 días a lo largo del tiempo de operación del sistema, en las cuales se hicieron pruebas para determinar la cantidad de coliformes totales y fecales. Se empleó la técnica de tubos múltiples de fermentación empleando los medios de cultivo Caldo Lactosado, Caldo Bilis Verde Brillante y Caldo EC de acuerdo con el método 9222-9223-9225 referido en los Métodos Estándar para el análisis de agua potable y agua residual (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

4.2.5.1 Coliformes totales (CT)

Los valores de los coliformes totales se presentan en la Tabla 4.5.

Tabla 4.2. Coliformes totales

COLIFORMES TOTALES (NMP/100 mL)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
55	26/09/2006	2.4E+07	1.9E+07	7.5E+04	2.0E+02
90	31/10/2006	9.2E+04	6.3E+03	2.3E+03	3.3E+02
147	27/12/2006	1.1E+07	4.3E+04	4.0E+02	2.3E+01
181	30/01/2007	9.3E+06	2.8E+04	2.0E+03	2.1E+01
203	21/02/2007	2.4E+07	4.3E+04	9.3E+03	9.3E+02

Como se muestra en la tabla se reducen 5 unidades logarítmicas a lo largo del sistema.

4.2.5.2 Coliformes fecales (CF)

Los coliformes fecales sí están controlados por la normatividad ya que son un indicador de contaminación de tipo fecal en las aguas residuales. En la Tabla 4.6 se muestra los resultados obtenidos:

Tabla 4.3 Coliformes fecales

COLIFORMES FECALES (NMP/100 mL)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
55	26/09/2006	9.0E+04	4.0E+03	4.0E+02	4.0E+01
90	31/10/2006	6.1E+04	6.4E+03	2.3E+03	1.3E+02
147	27/12/2006	4.3E+05	4.0E+03	4.0E+02	9.0E+00
181	30/01/2007	1.5E+06	1.1E+04	2.0E+03	2.1E+01
203	21/02/2007	1.1E+07	2.3E+04	4.3E+03	2.1E+02

Para el día 55 de operación se observó una reducción de 3 unidades logarítmicas, entrando con una concentración de 90,000 NMP/100 mL siendo reducidos a 40 NMP/100 mL; para el segundo muestreo (día 90 de operación) se tuvo una concentración de 61,000 NMP/100 mL siendo reducidos a 130 NMP/100 mL, disminuyendo 2 unidades logarítmicas; para el tercer muestreo en el día 147 de operación se tuvo una reducción de 5 unidades logarítmicas con una concentración inicial de 430,000 NMP/100 mL siendo la concentración final de 9 NMP/100 mL; para el cuarto muestreo (día 181 de operación) se tenía una concentración inicial de 1'500,000 NMP/100 mL llegando a 21 NMP/100 mL, reduciendo 5 unidades logarítmicas; finalmente al quinto muestreo en el día 203 de operación se inició con una concentración de 11'000,000 NMP/100 mL llegando a 210 NMP/100 mL, reduciendo 5 unidades logarítmicas. Este es un valor típico en aguas residuales municipales.

4.2.6 Huevos de helminto

Para la realización de la determinación y cuantificación de los huevos de helminto se utilizó como base la técnica descrita en la NOM-003-SEMARNAT-1996 (DOF, 1998). Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 4.7.

Tabla 4.4 Huevos de helminto

HUEVOS DE HELMINTO (HH/ 5L)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
55	26/09/2006	17	0	0	0
90	31/10/2006	21	2	0	0
147	27/12/2006	13	0	0	0
181	30/01/2007	20	1	0	0
203	21/02/2007	15	0	0	0

Al igual que para los coliformes, se tomaron 5 muestras para la realización de los análisis obteniendo para el primer muestreo al día 55 de operación un total de 17 HH/5L en el influente, teniendo una concentración de 0 HH/ 5L en el efluente; al igual que el día 90 de operación que se encontraron 21 HH/ 5L, en el día 147 se tuvieron 13 HH/ 5L, en el día 181 se tuvieron 20 HH/ 5L y en el día 203 se tuvieron 15 HH/ 5L, en todos los casos no fueron detectados huevos de helminto en el efluente del sistema. No se detectaron desde la salida desde la primera celda incluso en tres de las ocasiones, desde la salida del biofiltro anaerobio.

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

Con los resultados obtenidos en las pruebas de laboratorio se observó que en el sistema se obtuvieron remociones en promedio del 98% para la DQO, del 99.5% para SST, del 95.4% para el N-NH_4^+ y del 73.2% para el fósforo (ortofosfatos).

Cabe notar que la concentración de los SST no es la típica de un agua residual doméstica, por lo que se tiene que hacer un análisis detallado para ver que tipo de pretratamiento es el más adecuado para evitar algún taponamiento en el sistema o una colmatación en el material de empaque del biofiltro anaerobio. Para aguas residuales domésticas típicas se recomienda una fosa séptica, o una sedimentación primaria previa al sistema de biofiltración anaerobia.

En las pruebas bacteriológicas realizadas, los resultados finales para los coliformes fecales muestran reducciones entre 3 y 5 unidades logarítmicas, quedando todos los valores dentro de los límites máximos permisibles. Para los huevos de helminto, se tuvo en el influente un promedio de 17 HH/5L y valores de cero en el efluente del sistema, por lo que también cumple con los parámetros establecidos en la norma NOM-003-SEMARNAT-1996 (DOF, 1998) para servicios al público con contacto directo. Se concluye que el efluente puede ser reutilizado en llenado de fuentes de ornato, lavado de vehículos, riego áreas verdes, descargas de WC, lavado de patios, etc.

Por tanto se cumplió con el objetivo de desarrollar un sistema de tratamiento con baja operación a nivel unifamiliar combinando las bondades de la biofiltración sobre cama de material orgánico y los humedales de flujo vertical subsuperficial.

También se comprobó la eficiencia de remoción de materia orgánica y de nutrientes, utilizando como material de empaque orgánico a la madera triturada del Tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*) en el sistema de biofiltración, y de la utilización de la cuna de Moisés (*Spathiphyllum wallisii*) como vegetación en los humedales de flujo vertical

subsuperficial obteniendo un efluente apto para su reutilización en servicios al público con contacto directo sin necesidad de un sistema de desinfección.

Además se cumplió con la meta de la construcción y operación de un sistema combinado a nivel unifamiliar biofiltro-humedal por un periodo de 205 días, fácil operación, bajo mantenimiento cuyo y sin necesidad de un operador, ya que el efluente cumple con la calidad establecida.

5.2 Recomendaciones

Se recomienda empacar las celdas de los humedales con tezontle retenido en la malla de 2.54 cm (1 in) en la parte inferior y con grava fina retenida en a malla de 0.952 cm (1/4 in) en la parte superior, utilizando las configuraciones utilizadas en México, y eliminar la arena según recomiendan la escuela francesa y alemana, debido a los problemas de baja permeabilidad que impide el drenado del agua a través de la arena.

Es importante hacer un análisis detallado de la concentración de los SST al utilizar un efluente típico para elegir el sistema de pretratamiento, ya sea una fosa séptica o un sedimentador primario para evitar colmataciones en el material de empaque y/o taponamientos en el biofiltro.

Por todo lo mencionado anteriormente, el sistema biofiltro-humedales un método muy viable para el tratamiento de aguas residuales municipales de origen doméstico, por lo que se recomienda poner en operación este sistema de tratamiento en comunidades rurales, conjuntos habitacionales, y/o en viviendas unifamiliares.

Por ser sistemas naturales los utilizados en este trabajo, según la bibliografía reportada, por separado se requiere de área mayor para el tratamiento de las aguas residuales producidas por una familia de 5 habitantes. En el caso de los humedales se requiere un área aproximada entre 1 y 2 m²/hab, con la combinación de estos dos sistemas se obtuvo a un área de 1.3 m² para tratar el caudal producido por 5 habitantes, los cual

reduce significativamente el área del terreno para el tratamiento, por lo que se recomienda hacer un estudio mas detallado para ver que tan conveniente puede ser utilizar este sistema en lugares donde no exista una disponibilidad de terreno para los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

ANEXO I

RESULTADOS ANALÍTICOS DE LA OPERACIÓN DEL SISTEMA COMBINADO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Resultados de parámetros de campo

✦ Temperatura

TEMPERATURA (°C)					
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂
55	26/09/2006	27.0	27.0	25.0	24.4
56	27/09/2006	27.7	27.2	26.1	26.0
57	28/09/2006	27.7	28.5	28.0	28.1
58	29/09/2006	28.3	27.6	26.7	25.8
62	03/10/2006	26.4	26.1	24.9	26.1
63	04/10/2006	28.0	25.9	24.4	24.9
64	05/10/2006	24.5	23.5	23.0	22.4
65	06/10/2006	25.6	25.1	24.3	24.1
68	09/10/2006	26.9	26.8	26.2	26.1
69	10/10/2006	26.87	26.23	25.60	25.03
70	11/10/2006	27.07	27.10	26.43	26.73
71	12/10/2006	27.10	27.20	25.50	25.50
72	13/10/2006	26.13	25.60	25.13	25.17
75	16/10/2006	23.93	24.23	23.73	23.83
76	17/10/2006	24.40	24.00	23.23	23.20
77	18/10/2006	26.43	26.60	26.20	26.17
82	23/10/2006	26.73	26.07	25.43	24.53
83	24/10/2006	27.17	26.90	25.77	25.00
90	31/10/2006	23.00	22.13	21.43	21.30
93	03/11/2006	26.60	25.03	23.40	26.10
96	06/11/2006	23.77	21.73	21.10	20.60
97	07/11/2006	25.80	25.03	24.00	23.80
98	08/11/2006	25.87	24.50	23.63	23.20
99	09/11/2006	24.27	23.63	23.13	23.10
103	13/11/2006	25.40	24.60	24.17	23.77
104	14/11/2006	27.00	24.97	23.87	23.70
105	15/11/2006	26.17	23.97	22.83	22.93
106	16/11/2006	25.63	23.97	23.60	23.97
117	27/11/2006	22.67	22.50	22.20	22.20
118	28/11/2006	22.60	23.43	21.70	21.53
126	06/12/2006	23.77	21.53	21.20	20.90
127	07/12/2006	21.81	20.44	19.13	18.74
128	08/12/2006	21.65	19.93	19.20	18.92
131	11/12/2006	22.99	21.52	21.00	20.90
134	14/12/2006	23.76	22.14	21.32	20.93
141	21/12/2006	21.86	20.25	19.44	19.30
142	22/12/2006	25.15	23.51	23.79	21.55
147	27/12/2006	23.31	20.36	21.98	20.46
148	28/12/2006	21.90	19.15	18.91	18.12
149	29/12/2006	21.67	19.05	18.35	17.97
154	03/01/2007	24.82	22.71	21.71	20.56

TEMPERATURA (°C)					
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂
155	04/01/2007	21.95	19.63	19.01	18.64
156	05/01/2007	23.44	21.95	20.94	19.70
159	08/01/2007	22.87	19.86	18.23	17.67
160	09/01/2007	22.63	20.46	19.35	18.64
161	10/01/2007	21.33	20.04	19.42	18.79
162	11/01/2007	23.91	21.94	20.16	19.94
163	12/01/2007	21.87	19.41	18.64	17.64
166	15/01/2007	22.15	20.96	19.32	18.20
167	16/01/2007	22.64	21.04	20.76	19.49
168	17/01/2007	21.99	19.87	18.67	18.14
169	18/01/2007	23.11	21.76	20.31	19.75
170	19/01/2007	22.75	21.01	20.45	19.01
173	22/01/2007	22.94	20.14	19.67	18.65
174	23/01/2007	23.43	21.54	20.68	19.06
175	24/01/2007	23.67	22.24	22.00	21.67
176	25/01/2007	24.32	23.41	22.40	21.94
177	26/01/2007	23.18	21.64	20.64	19.34
180	29/01/2007	22.96	19.98	18.28	17.99
181	30/01/2007	22.46	20.11	19.43	18.45
182	31/01/2007	23.34	21.57	20.79	19.67
183	01/02/2007	24.22	22.65	21.98	21.04
184	02/02/2007	23.67	21.67	20.76	19.76
188	06/02/2007	23.88	22.98	21.67	20.65
189	07/02/2007	23.14	21.76	20.94	19.04
190	08/02/2007	22.89	20.64	19.76	18.97
191	09/02/2007	22.97	20.94	19.74	18.64
194	12/02/2007	23.08	22.24	21.60	20.67
195	13/02/2007	23.75	21.06	20.97	20.48
196	14/02/2007	23.89	22.01	21.64	21.05
197	15/02/2007	24.65	22.64	21.52	19.98
198	16/02/2007	24.31	22.43	21.87	20.73
201	19/02/2007	24.26	22.61	21.61	20.68
202	20/02/2007	23.68	21.64	20.96	20.84
203	21/02/2007	22.42	20.93	19.46	18.14
204	22/02/2007	23.46	22.14	21.67	20.16
205	23/02/2007	23.58	21.43	20.30	19.60

✦ pH

pH					
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂
55	26/09/2006	7.16	6.46	6.83	7.25
56	27/09/2006	7.28	6.95	7.21	7.42
57	28/09/2006	7.14	6.58	7.13	7.35
58	29/09/2006	7.10	6.34	6.91	7.22
62	03/10/2006	7.24	6.67	6.83	7.25
63	04/10/2006	7.18	6.45	6.63	7.01
64	05/10/2006	7.13	6.51	6.64	6.94
65	06/10/2006	6.85	6.28	6.54	6.83

pH					
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂
68	09/10/2006	7.05	6.35	6.54	6.97
69	10/10/2006	7.11	6.27	6.50	6.69
70	11/10/2006	7.12	6.13	6.67	7.04
71	12/10/2006	7.12	6.15	6.38	6.88
72	13/10/2006	7.13	6.34	6.54	6.89
75	16/10/2006	7.04	6.34	6.62	6.79
76	17/10/2006	6.96	6.35	6.63	6.70
77	18/10/2006	6.91	6.30	6.62	6.74
82	23/10/2006	7.09	6.25	6.83	6.64
83	24/10/2006	6.84	6.27	6.40	6.76
90	31/10/2006	6.87	6.12	6.38	6.70
93	03/11/2006	7.38	6.61	6.76	7.43
96	06/11/2006	7.16	6.63	6.74	7.11
97	07/11/2006	7.38	6.74	6.89	7.32
98	08/11/2006	7.30	6.49	6.96	7.32
99	09/11/2006	7.31	6.34	6.86	7.42
103	13/11/2006	7.34	6.52	6.89	7.42
104	14/11/2006	7.54	6.69	6.80	7.17
105	15/11/2006	7.38	6.75	6.88	7.21
106	16/11/2006	7.34	6.41	6.80	7.24
117	27/11/2006	7.12	6.52	6.92	7.32
118	28/11/2006	7.40	6.49	6.81	7.28
126	06/12/2006	7.25	6.14	6.79	7.23
127	07/12/2006	7.32	5.69	6.73	7.32
128	08/12/2006	7.31	6.00	6.70	7.24
131	11/12/2006	7.15	6.09	6.61	7.20
134	14/12/2006	7.36	6.49	6.88	7.17
141	21/12/2006	7.17	6.33	6.77	7.03
142	22/12/2006	7.49	6.25	6.85	6.97
147	27/12/2006	6.64	5.76	6.50	6.75
148	28/12/2006	7.74	6.75	7.28	7.42
149	29/12/2006	7.58	6.74	7.07	7.32
154	03/01/2007	7.26	6.66	6.89	7.21
155	04/01/2007	7.45	6.35	6.75	6.95
156	05/01/2007	7.36	6.60	6.88	7.02
159	08/01/2007	7.22	6.53	6.79	6.81
160	09/01/2007	7.16	6.12	6.43	7.20
161	10/01/2007	7.23	6.25	6.55	7.13
162	11/01/2007	7.35	6.34	6.53	7.28
163	12/01/2007	7.26	6.67	6.92	7.31
166	15/01/2007	7.34	6.22	6.64	7.35
167	16/01/2007	7.36	6.17	6.51	7.29
168	17/01/2007	7.38	6.16	6.43	7.34
169	18/01/2007	7.33	6.22	6.54	7.02
170	19/01/2007	7.31	6.35	6.81	7.34
173	22/01/2007	7.27	6.38	6.79	7.29
174	23/01/2007	7.39	6.45	6.73	7.35
175	24/01/2007	7.12	6.17	6.52	6.98
176	25/01/2007	7.16	6.27	6.64	7.13
177	26/01/2007	7.45	6.67	6.97	7.06

pH					
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂
180	29/01/2007	7.38	6.82	7.01	7.23
181	30/01/2007	7.36	6.57	6.87	7.36
182	31/01/2007	7.23	6.76	6.95	7.31
183	01/02/2007	7.31	6.55	6.93	7.28
184	02/02/2007	7.22	6.89	7.02	7.42
188	06/02/2007	7.36	6.42	6.77	7.16
189	07/02/2007	7.37	6.37	6.49	7.19
190	08/02/2007	7.26	6.28	6.73	7.32
191	09/02/2007	7.24	6.01	6.31	7.15
194	12/02/2007	7.15	6.18	6.43	7.28
195	13/02/2007	7.26	6.07	6.34	7.34
196	14/02/2007	7.13	6.53	6.81	7.21
197	15/02/2007	7.26	6.41	6.63	7.17
198	16/02/2007	7.14	6.33	6.62	7.36
201	19/02/2007	7.23	6.03	6.39	7.45
202	20/02/2007	7.31	6.75	7.01	7.29
203	21/02/2007	7.26	6.59	6.83	7.35
204	22/02/2007	7.17	6.32	6.78	7.21
205	23/02/2007	7.24	6.14	6.66	7.14

⊕ Conductividad eléctrica

CONDUCTIVIDAD (mS/cm)					
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂
55	26/09/2006	0.463	0.445	0.470	0.484
56	27/09/2006	0.467	0.442	0.469	0.473
57	28/09/2006	0.488	0.437	0.510	0.499
58	29/09/2006	0.527	0.503	0.511	0.512
62	03/10/2006	0.477	0.451	0.528	0.534
63	04/10/2006	0.452	0.443	0.502	0.475
64	05/10/2006	0.471	0.468	0.507	0.505
65	06/10/2006	0.453	0.490	0.577	0.577
68	09/10/2006	0.380	0.460	0.493	0.477
69	10/10/2006	0.430	0.440	0.477	0.490
70	11/10/2006	0.467	0.560	0.517	0.477
71	12/10/2006	0.517	0.517	0.553	0.550
72	13/10/2006	0.547	0.567	0.597	0.547
75	16/10/2006	0.450	0.450	0.487	0.480
76	17/10/2006	0.490	0.560	0.490	0.500
77	18/10/2006	0.533	0.543	0.547	0.543
82	23/10/2006	0.540	0.610	0.570	0.610
83	24/10/2006	0.410	0.567	0.617	0.600
90	31/10/2006	0.453	0.490	0.577	0.577
93	03/11/2006	0.509	0.517	0.552	0.585
96	06/11/2006	0.499	0.461	0.533	0.524
97	07/11/2006	0.438	0.458	0.582	0.587
98	08/11/2006	0.437	0.453	0.498	0.506
99	09/11/2006	0.479	0.498	0.528	0.528
103	13/11/2006	0.504	0.532	0.543	0.548

CONDUCTIVIDAD (mS/cm)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
104	14/11/2006	0.416	0.505	0.599	0.514
105	15/11/2006	0.441	0.454	0.555	0.558
106	16/11/2006	0.445	0.472	0.645	0.629
117	27/11/2006	0.433	0.406	0.565	0.555
118	28/11/2006	0.445	0.482	0.720	0.658
126	06/12/2006	0.465	0.434	0.583	0.617
127	07/12/2006	0.551	0.492	0.607	0.610
128	08/12/2006	0.606	0.493	0.573	0.594
131	11/12/2006	0.652	0.558	0.730	0.749
134	14/12/2006	0.577	0.669	0.702	0.685
141	21/12/2006	0.626	0.576	0.643	0.642
142	22/12/2006	0.618	0.570	0.705	0.706
147	27/12/2006	0.613	0.524	0.647	0.657
148	28/12/2006	0.530	0.598	0.725	0.719
149	29/12/2006	0.518	0.495	0.593	0.614
154	03/01/2007	0.483	0.464	0.490	0.504
155	04/01/2007	0.486	0.461	0.488	0.492
156	05/01/2007	0.507	0.457	0.530	0.519
159	08/01/2007	0.546	0.522	0.531	0.531
160	09/01/2007	0.497	0.471	0.547	0.553
161	10/01/2007	0.472	0.463	0.522	0.495
162	11/01/2007	0.491	0.488	0.527	0.525
163	12/01/2007	0.473	0.510	0.596	0.596
166	15/01/2007	0.400	0.480	0.513	0.496
167	16/01/2007	0.450	0.460	0.496	0.510
168	17/01/2007	0.486	0.580	0.536	0.496
169	18/01/2007	0.536	0.536	0.573	0.570
170	19/01/2007	0.566	0.586	0.616	0.566
173	22/01/2007	0.470	0.470	0.506	0.500
174	23/01/2007	0.510	0.580	0.510	0.520
175	24/01/2007	0.553	0.563	0.566	0.563
176	25/01/2007	0.560	0.630	0.590	0.630
177	26/01/2007	0.430	0.586	0.636	0.620
180	29/01/2007	0.473	0.510	0.596	0.596
181	30/01/2007	0.528	0.536	0.571	0.604
182	31/01/2007	0.518	0.481	0.552	0.544
183	01/02/2007	0.457	0.478	0.602	0.607
184	02/02/2007	0.456	0.473	0.518	0.526
188	06/02/2007	0.499	0.518	0.547	0.548
189	07/02/2007	0.523	0.552	0.563	0.568
190	08/02/2007	0.435	0.525	0.618	0.534
191	09/02/2007	0.460	0.473	0.574	0.578
194	12/02/2007	0.465	0.492	0.665	0.648
195	13/02/2007	0.452	0.426	0.585	0.575
196	14/02/2007	0.473	0.455	0.480	0.494
197	15/02/2007	0.477	0.452	0.479	0.483
198	16/02/2007	0.498	0.447	0.520	0.509
201	19/02/2007	0.537	0.513	0.521	0.522
202	20/02/2007	0.487	0.461	0.538	0.544
203	21/02/2007	0.462	0.453	0.512	0.485

CONDUCTIVIDAD (mS/cm)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
204	22/02/2007	0.481	0.478	0.517	0.515
205	23/02/2007	0.463	0.500	0.587	0.587

✦ **SDT**

SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (mg/L)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
55	26/09/2006	0.236	0.221	0.234	0.240
56	27/09/2006	0.232	0.220	0.233	0.235
57	28/09/2006	0.243	0.225	0.253	0.229
58	29/09/2006	0.262	0.251	0.254	0.254
62	03/10/2006	0.239	0.225	0.263	0.266
63	04/10/2006	0.225	0.220	0.250	0.236
64	05/10/2006	0.235	0.233	0.253	0.251
65	06/10/2006	0.227	0.250	0.290	0.287
68	09/10/2006	0.187	0.227	0.247	0.237
69	10/10/2006	0.217	0.217	0.237	0.243
70	11/10/2006	0.230	0.280	0.260	0.240
71	12/10/2006	0.257	0.260	0.277	0.270
72	13/10/2006	0.273	0.287	0.297	0.273
75	16/10/2006	0.220	0.220	0.230	0.230
76	17/10/2006	0.230	0.267	0.233	0.243
77	18/10/2006	0.263	0.267	0.270	0.267
82	23/10/2006	0.270	0.300	0.283	0.303
83	24/10/2006	0.200	0.283	0.310	0.300
90	31/10/2006	0.227	0.250	0.290	0.287
93	03/11/2006	0.254	0.258	0.276	0.292
96	06/11/2006	0.249	0.231	0.263	0.260
97	07/11/2006	0.219	0.229	0.292	0.294
98	08/11/2006	0.218	0.226	0.249	0.253
99	09/11/2006	0.239	0.249	0.263	0.263
103	13/11/2006	0.251	0.266	0.271	0.274
104	14/11/2006	0.207	0.251	0.299	0.256
105	15/11/2006	0.219	0.225	0.275	0.278
106	16/11/2006	0.221	0.240	0.317	0.312
117	27/11/2006	0.213	0.202	0.281	0.276
118	28/11/2006	0.223	0.241	0.359	0.319
126	06/12/2006	0.233	0.217	0.292	0.308
127	07/12/2006	0.235	0.250	0.305	0.306
128	08/12/2006	0.268	0.248	0.281	0.269
131	11/12/2006	0.302	0.261	0.358	0.384
134	14/12/2006	0.289	0.331	0.337	0.322
141	21/12/2006	0.293	0.283	0.313	0.314
142	22/12/2006	0.273	0.281	0.342	0.338
147	27/12/2006	0.261	0.264	0.319	0.322
148	28/12/2006	0.262	0.298	0.322	0.354
149	29/12/2006	0.243	0.254	0.294	0.309
154	03/01/2007	0.256	0.241	0.254	0.260
155	04/01/2007	0.252	0.240	0.253	0.255

SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (mg/L)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
156	05/01/2007	0.263	0.245	0.273	0.249
159	08/01/2007	0.282	0.271	0.274	0.274
160	09/01/2007	0.259	0.245	0.283	0.286
161	10/01/2007	0.245	0.240	0.270	0.256
162	11/01/2007	0.255	0.253	0.273	0.271
163	12/01/2007	0.247	0.270	0.310	0.307
166	15/01/2007	0.207	0.247	0.267	0.257
167	16/01/2007	0.237	0.237	0.257	0.263
168	17/01/2007	0.250	0.300	0.280	0.260
169	18/01/2007	0.277	0.280	0.297	0.290
170	19/01/2007	0.293	0.307	0.317	0.293
173	22/01/2007	0.240	0.240	0.250	0.250
174	23/01/2007	0.250	0.287	0.253	0.263
175	24/01/2007	0.283	0.287	0.290	0.287
176	25/01/2007	0.290	0.320	0.303	0.323
177	26/01/2007	0.220	0.303	0.330	0.320
180	29/01/2007	0.247	0.270	0.310	0.307
181	30/01/2007	0.274	0.278	0.296	0.312
182	31/01/2007	0.269	0.251	0.283	0.280
183	01/02/2007	0.239	0.249	0.312	0.314
184	02/02/2007	0.238	0.246	0.269	0.273
188	06/02/2007	0.259	0.269	0.283	0.283
189	07/02/2007	0.271	0.286	0.291	0.294
190	08/02/2007	0.227	0.271	0.319	0.276
191	09/02/2007	0.239	0.245	0.295	0.298
194	12/02/2007	0.241	0.260	0.337	0.332
195	13/02/2007	0.233	0.222	0.301	0.296
196	14/02/2007	0.246	0.231	0.244	0.250
197	15/02/2007	0.242	0.230	0.243	0.245
198	16/02/2007	0.253	0.235	0.263	0.239
201	19/02/2007	0.272	0.261	0.264	0.264
202	20/02/2007	0.249	0.235	0.273	0.276
203	21/02/2007	0.235	0.230	0.260	0.246
204	22/02/2007	0.245	0.243	0.263	0.261
205	23/02/2007	0.237	0.260	0.300	0.297

Resultados de análisis de laboratorio

✦ DQO

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) (mg/L)							
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂	% Remoción	Estándar
55	26/09/2006	682.9	1093.9	965.5	686.5	-0.53	504.1
57	29/09/2006	732.6	755.1	917.3	754.7	-3.02	437.2
58	30/09/2006	609.0	521.6	950.8	702.6	-15.37	437.2
63	04/10/2006	650.9	462.0	447.3	431.0	33.78	510.8
64	05/10/2006	720.6	719.0	529.4	311.9	56.72	449.0
65	06/10/2006	740.6	368.7	679.7	218.9	70.44	456.0

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) (mg/L)							
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂	% Remoción	Estándar
68	09/10/2006	705.8	305.0	580.0	115.6	83.62	471.1
69	10/10/2006	636.5	177.5	41.9	23.6	96.30	484.9
70	11/10/2006	634.4	134.2	67.5	23.8	96.24	541.4
71	12/10/2006	632.5	61.1	55.6	24.3	96.15	551.2
72	13/10/2006	660.9	78.1	30.5	13.4	97.97	490.6
75	16/10/2006	669.8	67.9	36.3	14.2	97.88	512.7
76	17/10/2006	721.6	147.3	77.5	36.5	94.95	500.6
77	18/10/2006	707.5	119.7	54.0	27.5	96.12	500.6
79	20/10/2006	794.1	96.4	41.2	18.4	97.68	538.2
82	23/10/2006	719.0	102.1	23.4	10.2	98.58	472.6
90	31/10/2006	724.8	203.0	148.1	15.9	97.80	483.2
93	03/11/2006	651.9	220.1	187.8	23.0	96.47	489.3
96	06/11/2006	602.7	335.9	18.5	8.8	98.54	497.1
97	07/11/2006	612.8	427.7	21.4	13.1	97.86	509.6
98	08/11/2006	666.23	107.6	7.11	1.23	99.82	477.9
99	09/11/2006	742.3	290.7	17.1	9.3	98.74	484.8
100	10/11/2006	650.8	283.7	24.5	5.9	99.09	485.8
104	14/11/2006	612.3	356.6	18.7	9.7	98.42	499.6
105	15/11/2006	685.7	264.7	105.6	35.3	94.85	472.5
106	16/11/2006	744.1	121.1	84.0	51.7	93.06	460.7
118	28/11/2006	742.6	162.2	36.6	16.5	97.78	495.2
120	30/11/2006	740.5	238.1	153.3	55.0	92.57	490.0
126	06/12/2006	757.2	357.2	230.0	82.5	89.11	491.0
127	07/12/2006	621.3	243.6	85.6	8.7	98.61	497.2
128	08/12/2006	686.1	182.8	180.8	75.6	88.99	487.9
131	11/12/2006	680.8	249.2	31.5	1.2	99.83	567.9
134	14/12/2006	674.8	160.6	28.2	0.9	99.86	492.0
140	20/12/2006	633.1	151.0	71.4	35.9	94.33	523.4
142	22/12/2006	649.5	110.4	66.0	5.3	99.19	471.4
147	27/12/2006	690.0	97.8	23.9	2.2	99.68	498.2
148	28/12/2006	708.3	59.9	16.9	1.8	99.74	476.8
149	29/12/2006	695.7	44.5	19.4	2.2	99.68	500.2
154	03/01/2007	759.30	125.5	35.60	14.30	98.12	501.3
155	04/01/2007	769.5	99.5	31.6	12.6	98.36	5007
156	05/01/2007	742.1	106.8	33.5	11.8	98.41	503.6
159	08/01/2007	698.6	79.5	40.8	8.9	98.73	498.7
160	09/01/2007	687.2	89.5	34.2	4.6	99.33	478.35
161	10/01/2007	758.4	91.5	46	12.1	98.40	512.6
162	11/01/2007	722.9	89.5	47.8	8.8	98.78	489.4
163	12/01/2007	768	125.9	54.1	7.2	99.06	512.6
166	15/01/2007	642.3	102	50.8	11.3	98.24	500.7
167	16/01/2007	602.7	89.6	46.8	2.6	99.57	502.6
168	17/01/2007	613.5	90.5	48.6	5.8	99.05	499
169	18/01/2007	698.4	89.4	43.1	9.1	98.70	467.5
170	19/01/2007	744.5	98.7	50.3	7	99.06	476.5
173	22/01/2007	604.6	81.5	44.6	4.5	99.26	516.7
174	23/01/2007	712.9	100.5	51.7	7.1	99.00	503.6
175	24/01/2007	698.4	95.3	46.8	6.2	99.11	499.5
176	25/01/2007	658.7	98.5	55.8	7.6	98.85	486.4
177	26/01/2007	738.4	135	71.3	4.3	99.42	503.1

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) (mg/L)							
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂	% Remoción	Estándar
180	29/01/2007	697.4	102.3	58.7	2.7	99.61	500.6
181	30/01/2007	687.8	99.5	48.8	3.6	99.48	506.4
182	31/01/2007	684.8	97.8	47.6	5.1	99.26	499.5
183	01/02/2007	767.6	103.6	58.4	14.8	98.07	469.7
184	02/02/2007	789.5	98.3	49.6	8.3	98.95	482.6
188	06/02/2007	599.3	65.2	31.5	6	99.00	503.4
189	07/02/2007	678.5	79.5	44.9	3.9	99.43	500.9
190	08/02/2007	612.5	86.2	48.2	4.4	99.28	501.3
191	09/02/2007	605.6	91.5	77.9	7.2	98.81	498.6
194	12/02/2007	667.8	78.3	60.6	8.1	98.79	495.7
195	13/02/2007	687.1	85.4	58.1	4.9	99.29	511.1
196	14/02/2007	688.9	79.5	38.1	5.7	99.17	476.6
197	15/02/2007	765.1	98.1	49.9	6.3	99.18	507.3
198	16/02/2007	735.7	77.1	37.6	5.5	99.25	498.8
201	19/02/2007	793.5	79.9	48.6	4.3	99.46	467.4
202	20/02/2007	731.5	80.7	32.9	4.7	99.36	477.3
203	21/02/2007	648.2	76.4	46.7	5.6	99.14	506.1
204	22/02/2007	657.5	85.8	35.1	5.5	99.16	500.3
205	23/02/2007	684.3	76.4	48.3	3.4	99.50	502.7

✦ SST

SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) (mg/L)						
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂	% Remoción
63	04/10/2006	75.2	10.2	7.4	1.4	98.1
70	11/10/2006	74.8	20.3	6.7	1.3	98.2
77	18/10/2006	76.7	20.0	4.0	0.6	99.2
96	06/11/2006	76.1	15.0	3.4	0.6	99.3
104	14/11/2006	75.3	18.7	5.1	0.4	99.5
126	06/12/2006	74.9	13.2	2.9	0.0	100.0
140	20/12/2006	76.6	15.1	3.1	0.3	99.6
149	29/12/2006	74.3	12.8	2.4	0.0	100.0
163	12/01/2007	76.2	12.3	3.4	0.1	99.9
177	26/01/2007	75.9	11.9	3.2	0.0	100.0
180	29/01/2007	76.4	13.2	3.0	0.0	100.0
191	09/02/2007	76.1	12.7	2.9	0.1	99.9
205	23/02/2007	75.8	11.5	2.9	0.0	100.0

✦ N-NH₄⁺

Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺) (mg/L)						
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂	% Remoción
55	26/09/2006	14.0	2.0	0.5	0.5	96.4
57	29/09/2006	8.4	0.8	0.2	0.2	97.6
63	04/10/2006	4.3	3.0	0.7	0.7	84.6
64	05/10/2006	4.7	1.7	0.3	0.3	92.9
71	12/10/2006	26.0	12.0	3.0	2.0	92.3

Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺) (mg/L)						
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂	% Remoción
76	17/10/2006	21.0	15.0	9.0	2.0	90.5
83	24/10/2006	17.0	0.8	0.2	0.2	98.8
96	06/11/2006	15.4	4.6	0.4	0.2	98.7
97	07/11/2006	20.2	14.6	0.8	0.2	99.0
98	08/11/2006	24.2	14.0	1.2	0.2	99.2
99	09/11/2006	15.8	18.0	7.6	2.8	82.3
103	13/11/2006	18.4	8.8	8.2	2.0	89.1
104	14/11/2006	19.2	11.8	8.6	1.8	90.6
105	15/11/2006	14.6	3.0	4.2	1.8	87.7
118	28/11/2006	23.4	11.0	2.6	0.8	96.6
126	06/12/2006	24.6	16.0	15.8	7.6	69.1
127	07/12/2006	27.6	15.6	15.0	6.2	77.5
128	08/12/2006	27.8	10.6	3.8	0.6	97.8
131	11/12/2006	30.8	17.8	8.2	0.2	99.4
134	14/12/2006	26.2	13.2	4.2	0.4	98.5
141	21/12/2006	28.6	11.2	6.4	0.8	97.2
142	22/12/2006	20.6	10.0	2.8	1.4	93.2
147	27/12/2006	19.4	13.4	5.6	0.6	96.9
148	28/12/2006	16.0	9.0	1.0	0.3	98.1
149	29/12/2006	18.0	12.2	0.7	0.2	98.8
154	03/01/2007	16.0	10.0	3.0	0.3	97.9
155	04/01/2007	17.0	9.2	2.2	1.0	94.1
156	05/01/2007	18.4	9.8	1.8	1.4	92.4
160	09/01/2007	20.6	11.2	1.9	1.0	95.1
161	10/01/2007	20.2	10.6	1.7	0.6	97.0
162	11/01/2007	19.6	11.0	1.4	0.4	98.0
166	15/01/2007	19.0	10.5	1.0	0.2	98.9
167	16/01/2007	15.2	8.4	0.9	0.2	98.7
168	17/01/2007	26.0	12.6	3.9	1.0	96.2
173	22/01/2007	22.8	7.6	1.5	0.2	99.1
175	24/01/2007	23.2	7.8	1.8	0.1	99.6
177	26/01/2007	19.2	7.4	1.0	0.5	97.4
180	29/01/2007	17.4	6.8	1.7	0.4	97.7
181	30/01/2007	21.6	11.8	5.0	1.5	93.1
182	31/01/2007	20.8	11.2	2.2	0.3	98.6
189	07/02/2007	20.4	10.4	1.6	0.2	99.0
190	08/02/2007	18.8	8.2	0.9	0.1	99.5
191	09/02/2007	19.2	7.4	0.5	0.3	98.6
194	12/02/2007	20.4	9.0	2.4	0.8	96.1
196	14/02/2007	20.6	9.2	1.6	0.2	99.0
198	16/02/2007	19.8	8.9	2.4	0.1	99.5
201	19/02/2007	18.2	7.0	0.3	0.2	98.9
203	21/02/2007	19.4	8.0	1.3	0.0	100.0
205	23/02/2007	17.0	7.6	1.0	0.2	98.8

⊕ **N-NO₂⁻**

Nitritos (N-NO₂⁻) (mg/L)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
103	13/11/2006	2.0	8.0	0.0	0.0
104	14/11/2006	5.0	2.0	0.0	0.0
105	15/11/2006	3.0	4.0	0.0	0.0
118	28/11/2006	3.0	6.0	0.0	1.0
126	06/12/2006	5.0	14.0	0.0	1.0
127	07/12/2006	9.0	8.0	3.0	3.0
128	08/12/2006	12.0	12.0	0.0	4.0
131	11/12/2006	8.0	2.0	0.0	0.0
134	14/12/2006	7.0	4.0	0.0	1.0
141	21/12/2006	10.0	2.0	0.0	3.0
142	22/12/2006	2.0	12.0	0.0	0.0
147	27/12/2006	2.0	17.0	2.0	3.0
148	28/12/2006	1.0	7.0	3.0	3.0
149	29/12/2006	1.0	2.0	5.0	2.0
154	03/01/2007	3.0	11.0	3.0	0.0
155	04/01/2007	3.0	8.0	0.0	0.0
156	05/01/2007	5.0	12.0	0.0	1.0
160	09/01/2007	5.0	7.0	2.0	1.0
161	10/01/2007	7.0	8.0	0.0	0.0
162	11/01/2007	3.0	14.0	0.0	2.0
166	15/01/2007	3.0	14.0	0.0	0.0
167	16/01/2007	5.0	15.0	1.0	0.0
168	17/01/2007	4.0	9.0	0.0	0.0
173	22/01/2007	5.0	7.0	3.0	3.0
175	24/01/2007	3.0	10.0	3.0	0.0
177	26/01/2007	5.0	13.0	1.0	1.0
180	29/01/2007	2.0	15.0	0.0	1.0
181	30/01/2007	3.0	11.0	0.0	0.0
182	31/01/2007	2.0	17.0	0.0	3.0
189	07/02/2007	5.0	8.0	1.0	3.0
190	08/02/2007	3.0	16.0	1.0	0.0
191	09/02/2007	3.0	7.0	0.0	0.0
194	12/02/2007	6.0	7.0	3.0	1.0
196	14/02/2007	4.0	9.0	1.0	1.0
198	16/02/2007	2.0	11.0	0.0	0.0
201	19/02/2007	5.0	10.0	0.0	0.0
203	21/02/2007	2.0	14.0	3.0	0.0
205	23/02/2007	5.0	8.0	0.0	0.0

⊕ **N-NO₃⁻**

Nitratos (N-NO₃⁻) (mg/L)					
Día	Fecha	I	B	C₁	C₂
90	31/10/2006	4.1	2.4	5.3	7.7
93	03/11/2006	2.8	1.8	3.4	4.7
96	06/11/2006	1.4	1.4	2.3	2.1
97	07/11/2006	1.9	3.1	1.6	1.4

Nitratos (N-NO ₃ ⁻) (mg/L)					
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂
98	08/11/2006	0.9	5.6	0.9	0.1
99	09/11/2006	2.6	2.2	0.5	1.0
103	13/11/2006	1.2	1.2	0.0	1.5
104	14/11/2006	1.7	1.6	0.0	1.2
105	15/11/2006	6.3	0.7	0.0	3.8
118	28/11/2006	1.9	3.8	0.3	3.1
126	06/12/2006	0.6	0.9	0.0	1.4
127	07/12/2006	1.6	4.5	1.6	1.0
128	08/12/2006	4.2	5.0	0.0	0.3
131	11/12/2006	1.6	1.3	0.1	4.5
134	14/12/2006	4.6	2.0	0.0	3.2
141	21/12/2006	3.8	0.4	0.3	4.8
142	22/12/2006	0.8	3.8	0.3	1.1
147	27/12/2006	1.6	3.7	1.6	2.5
148	28/12/2006	4.2	5.9	3.1	5.3
149	29/12/2006	1.9	3.5	2.7	4.9
154	03/01/2007	2.7	5.8	2.1	3.1
155	04/01/2007	1.9	6.4	2.5	3.6
156	05/01/2007	1.8	4.1	2.1	2.7
160	09/01/2007	0.9	5.2	1.6	2.4
161	10/01/2007	1.6	3.7	1.0	1.6
162	11/01/2007	2.4	2.8	0.6	1.9
166	15/01/2007	1.7	3.3	0.1	2.1
167	16/01/2007	1.4	1.9	0.9	1.3
168	17/01/2007	0.8	4.2	1.3	3.5
173	22/01/2007	1.1	3.4	0.8	3.2
175	24/01/2007	2.4	2.1	0.4	1.6
177	26/01/2007	1.7	3.4	0.1	0.9
180	29/01/2007	2.1	1.9	0.3	1.1
181	30/01/2007	1.6	3.1	0.0	0.6
182	31/01/2007	0.9	0.7	0.0	0.5
189	07/02/2007	1.4	0.9	0.1	1.6
190	08/02/2007	0.8	1.4	0.0	0.8
191	09/02/2007	2.3	3.4	0.0	0.3
194	12/02/2007	1.5	4.1	0.3	0.3
196	14/02/2007	0.9	3.3	0.0	0.1
198	16/02/2007	1.7	2.9	0.0	0.5
201	19/02/2007	2.1	1.5	0.1	0.8
203	21/02/2007	2.2	2.6	0.1	0.6
205	23/02/2007	1.8	3.2	0.0	0.9

⊕ P-PO₄³⁻

P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)						
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂	%R
55	26/09/2006	12.0	9.0	10.5	10.0	16.7
57	29/09/2006	11.3	13.3	8.0	8.0	29.4
63	04/10/2006	11.7	5.8	9.2	4.2	64.3
64	05/10/2006	12.0	12.0	17.3	12.0	0.0
71	12/10/2006	11.70	13.00	10.40	6.50	44.4

P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)						
Día	Fecha	I	B	C ₁	C ₂	%R
76	17/10/2006	12.00	15.00	9.00	12.00	0.0
83	24/10/2006	11.67	4.67	11.67	10.50	10.0
90	31/10/2006	12.60	9.57	7.23	6.30	50.0
93	03/11/2006	10.67	9.33	6.50	3.50	67.2
96	06/11/2006	11.60	11.40	9.60	6.00	48.3
97	07/11/2006	12.40	4.80	4.67	4.53	63.4
98	08/11/2006	12.00	10.00	5.00	4.33	63.9
99	09/11/2006	12.03	12.17	5.28	4.25	64.6
103	13/11/2006	11.60	11.40	11.00	8.40	27.6
104	14/11/2006	12.20	3.40	4.10	2.80	77.0
105	15/11/2006	12.09	3.70	11.35	2.47	79.6
118	28/11/2006	12.83	4.17	6.33	1.50	88.3
126	06/12/2006	11.17	9.00	12.50	7.50	32.8
127	07/12/2006	11.96	3.47	7.11	3.99	66.7
128	08/12/2006	12.03	9.83	8.95	4.11	65.9
131	11/12/2006	12.13	6.67	8.27	4.27	64.8
134	14/12/2006	12.00	8.32	4.64	3.36	72.0
141	21/12/2006	12.53	4.53	6.00	3.20	74.5
142	22/12/2006	11.96	5.21	6.59	2.45	79.5
147	27/12/2006	11.83	10.67	2.00	2.83	76.1
148	28/12/2006	12.06	9.72	7.56	3.42	71.6
149	29/12/2006	12.20	6.40	5.20	3.40	72.1
154	03/01/2007	11.82	9.00	3.00	1.28	89.2
155	04/01/2007	13.00	7.00	3.80	2.90	77.7
156	05/01/2007	10.80	8.20	4.80	2.40	77.8
160	09/01/2007	12.12	5.60	4.20	2.80	76.9
161	10/01/2007	12.90	5.40	4.90	2.80	78.3
162	11/01/2007	12.68	5.20	4.70	3.50	72.4
166	15/01/2007	13.08	8.80	6.30	3.70	71.7
167	16/01/2007	12.16	6.10	5.20	2.50	79.4
168	17/01/2007	11.58	6.90	5.30	2.30	80.1
173	22/01/2007	11.96	7.90	4.10	3.50	70.7
175	24/01/2007	11.74	7.50	4.30	1.90	83.8
177	26/01/2007	12.42	8.50	5.30	2.30	81.5
180	29/01/2007	12.16	6.30	4.50	2.90	76.2
181	30/01/2007	12.46	8.10	6.30	3.10	75.1
182	31/01/2007	12.38	5.30	4.50	2.70	78.2
189	07/02/2007	12.68	5.50	3.90	2.10	83.4
190	08/02/2007	13.52	4.70	3.70	1.90	85.9
191	09/02/2007	13.28	6.40	5.10	3.30	75.2
194	12/02/2007	12.64	3.70	3.30	2.30	81.8
196	14/02/2007	11.82	3.90	2.70	1.70	85.6
198	16/02/2007	12.40	4.10	3.50	2.70	78.2
201	19/02/2007	12.68	4.30	2.70	2.00	84.2
203	21/02/2007	12.80	7.30	5.30	3.58	72.0
205	23/02/2007	12.30	4.90	2.80	1.70	86.2

ANEXO II

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE VARIANZA DEL SISTEMA COMBINADO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El análisis de varianza se realizó analizando los datos de porcentaje de remoción de la DQO (expresado en decimales) para cada uno de los componentes del sistema de tratamiento. El análisis se realizó comparando el porcentaje de remoción obtenido en el biofiltro, en la primera y segunda celda del humedal, a partir del día 69 de operación, ya estabilizada la remoción en el sistema.

Día	Fecha	%RB	%RC ₁	%RC ₂	OBS	RB	RC ₁	RC ₂
69	10/10/2006	72.1133	76.4225	43.6798	1	0.7211	0.7642	0.4368
70	11/10/2006	78.8445	49.7076	64.7037	2	0.7884	0.4971	0.6470
71	12/10/2006	90.3360	9.0069	56.2528	3	0.9034	0.0901	0.5625
72	13/10/2006	88.1816	61.0037	55.8930	4	0.8818	0.6100	0.5589
75	16/10/2006	89.8576	46.5111	60.9605	5	0.8986	0.4651	0.6096
76	17/10/2006	79.5899	47.3654	52.9575	6	0.7959	0.4737	0.5296
77	18/10/2006	83.0888	54.8809	49.1433	7	0.8309	0.5488	0.4914
79	20/10/2006	87.8558	57.2562	55.2644	8	0.8786	0.5726	0.5526
82	23/10/2006	85.8042	77.1028	56.4185	9	0.8580	0.7710	0.5642
90	31/10/2006	71.9923	27.0443	89.2370	10	0.7199	0.2704	0.8924
93	03/11/2006	66.2372	14.6751	87.7529	11	0.6624	0.1468	0.8775
96	06/11/2006	44.2675	94.4827	52.5563	12	0.4427	0.9448	0.5256
97	07/11/2006	30.1999	94.9854	38.7691	13	0.3020	0.9499	0.3877
98	08/11/2006	83.8495	93.3922	82.7707	14	0.8385	0.9339	0.8277
99	09/11/2006	60.8442	94.1342	45.3177	15	0.6084	0.9413	0.4532
100	10/11/2006	56.4024	91.3581	75.7613	16	0.5640	0.9136	0.7576
104	14/11/2006	41.7606	94.7672	48.0707	17	0.4176	0.9477	0.4807
105	15/11/2006	61.3966	60.1209	66.5356	18	0.6140	0.6012	0.6654
106	16/11/2006	83.7253	30.6358	38.4940	19	0.8373	0.3064	0.3849
118	28/11/2006	78.1525	77.4372	55.0229	20	0.7815	0.7744	0.5502
120	30/11/2006	67.8416	35.6074	64.1422	21	0.6784	0.3561	0.6414
126	06/12/2006	52.8242	35.6074	64.1422	22	0.5282	0.3561	0.6414
127	07/12/2006	60.7971	64.8763	89.8890	23	0.6080	0.6488	0.8989
128	08/12/2006	73.3627	1.0533	58.2214	24	0.7336	0.0105	0.5822
131	11/12/2006	63.3939	87.3636	96.2849	25	0.6339	0.8736	0.9628
134	14/12/2006	76.2077	82.4394	96.7015	26	0.7621	0.8244	0.9670
140	20/12/2006	76.1531	52.7025	49.7724	27	0.7615	0.5270	0.4977
142	22/12/2006	83.0078	40.2001	91.9939	28	0.8301	0.4020	0.9199
147	27/12/2006	85.8293	75.5455	90.6455	29	0.8583	0.7555	0.9065
148	28/12/2006	91.5463	71.7690	89.1737	30	0.9155	0.7177	0.8917
149	29/12/2006	93.6060	56.4722	88.5006	31	0.9361	0.5647	0.8850
154	03/01/2007	83.4716	71.6335	59.8315	32	0.8347	0.7163	0.5983
155	04/01/2007	87.0695	68.2412	60.1266	33	0.8707	0.6824	0.6013
156	05/01/2007	85.6084	68.6330	64.7761	34	0.8561	0.6863	0.6478
159	08/01/2007	88.6201	48.6792	78.1863	35	0.8862	0.4868	0.7819
160	09/01/2007	86.9761	61.7877	86.5497	36	0.8698	0.6179	0.8655
161	10/01/2007	87.9351	49.7268	73.6957	37	0.8794	0.4973	0.7370

Día	Fecha	%RB	%RC ₁	%RC ₂	OBS	RB	RC ₁	RC ₂
162	11/01/2007	87.6193	46.5922	81.5900	38	0.8762	0.4659	0.8159
163	12/01/2007	83.6068	57.0294	86.6913	39	0.8361	0.5703	0.8669
166	15/01/2007	84.1196	50.1961	77.7559	40	0.8412	0.5020	0.7776
167	16/01/2007	85.1336	47.7679	94.4444	41	0.8513	0.4777	0.9444
168	17/01/2007	85.2486	46.2983	88.0658	42	0.8525	0.4630	0.8807
169	18/01/2007	87.1993	51.7897	78.8863	43	0.8720	0.5179	0.7889
170	19/01/2007	86.7428	49.0375	86.0835	44	0.8674	0.4904	0.8608
173	22/01/2007	86.5200	45.2761	89.9103	45	0.8652	0.4528	0.8991
174	23/01/2007	85.9027	48.5572	86.2669	46	0.8590	0.4856	0.8627
175	24/01/2007	86.3545	50.8919	86.7521	47	0.8635	0.5089	0.8675
176	25/01/2007	85.0463	43.3503	86.3799	48	0.8505	0.4335	0.8638
177	26/01/2007	81.7172	47.1852	93.9691	49	0.8172	0.4719	0.9397
180	29/01/2007	85.3312	42.6197	95.4003	50	0.8533	0.4262	0.9540
181	30/01/2007	85.5336	50.9548	92.6230	51	0.8553	0.5095	0.9262
182	31/01/2007	85.7185	51.3292	89.2857	52	0.8572	0.5133	0.8929
183	01/02/2007	86.5034	43.6293	74.6575	53	0.8650	0.4363	0.7466
184	02/02/2007	87.5491	49.5422	83.2661	54	0.8755	0.4954	0.8327
188	06/02/2007	89.1206	51.6871	80.9524	55	0.8912	0.5169	0.8095
189	07/02/2007	88.2830	43.5220	91.3140	56	0.8828	0.4352	0.9131
190	08/02/2007	85.9265	44.0835	90.8714	57	0.8593	0.4408	0.9087
191	09/02/2007	84.8910	14.8634	90.7574	58	0.8489	0.1486	0.9076
194	12/02/2007	88.2749	22.6054	86.6337	59	0.8827	0.2261	0.8663
195	13/02/2007	87.5710	31.9672	91.5663	60	0.8757	0.3197	0.9157
196	14/02/2007	88.4599	52.0755	85.0394	61	0.8846	0.5208	0.8504
197	15/02/2007	87.1781	49.1335	87.3747	62	0.8718	0.4913	0.8737
198	16/02/2007	89.5202	51.2322	85.3723	63	0.8952	0.5123	0.8537
201	19/02/2007	89.9307	39.1740	91.1523	64	0.8993	0.3917	0.9115
202	20/02/2007	88.9679	59.2317	85.7143	65	0.8897	0.5923	0.8571
203	21/02/2007	88.2135	38.8743	88.0086	66	0.8821	0.3887	0.8801
204	22/02/2007	86.9506	59.0909	84.3305	67	0.8695	0.5909	0.8433
205	23/02/2007	88.8353	36.7801	92.9607	68	0.8884	0.3678	0.9296

✦ ANÁLISIS DE VARIANZA

OBS.	TRATAMIENTOS			TOTAL
	1	2	3	
1	0.7211	0.7642	0.4368	
2	0.7884	0.4971	0.6470	
3	0.9034	0.0901	0.5625	
4	0.8818	0.6100	0.5589	
5	0.8986	0.4651	0.6096	
6	0.7959	0.4737	0.5296	
7	0.8309	0.5488	0.4914	
8	0.8786	0.5726	0.5526	
9	0.8580	0.7710	0.5642	
10	0.7199	0.2704	0.8924	
11	0.6624	0.1468	0.8775	
12	0.4427	0.9448	0.5256	

OBS	TRATAMIENTOS			TOTAL
	1	2	3	
13	0.3020	0.9499	0.3877	
14	0.8385	0.9339	0.8277	
15	0.6084	0.9413	0.4532	
16	0.5640	0.9136	0.7576	
17	0.4176	0.9477	0.4807	
18	0.6140	0.6012	0.6654	
19	0.8373	0.3064	0.3849	
20	0.7815	0.7744	0.5502	
21	0.6784	0.3561	0.6414	
22	0.5282	0.3561	0.6414	
23	0.6080	0.6488	0.8989	
24	0.7336	0.0105	0.5822	
25	0.6339	0.8736	0.9628	
26	0.7621	0.8244	0.9670	
27	0.7615	0.5270	0.4977	
28	0.8301	0.4020	0.9199	
29	0.8583	0.7555	0.9065	
30	0.9155	0.7177	0.8917	
31	0.9361	0.5647	0.8850	
32	0.8347	0.7163	0.5983	
33	0.8707	0.6824	0.6013	
34	0.8561	0.6863	0.6478	
35	0.8862	0.4868	0.7819	
36	0.8698	0.6179	0.8655	
37	0.8794	0.4973	0.7370	
38	0.8762	0.4659	0.8159	
39	0.8361	0.5703	0.8669	
40	0.8412	0.5020	0.7776	
41	0.8513	0.4777	0.9444	
42	0.8525	0.4630	0.8807	
43	0.8720	0.5179	0.7889	
44	0.8674	0.4904	0.8608	
45	0.8652	0.4528	0.8991	
46	0.8590	0.4856	0.8627	
47	0.8635	0.5089	0.8675	
48	0.8505	0.4335	0.8638	
49	0.8172	0.4719	0.9397	
50	0.8533	0.4262	0.9540	
51	0.8553	0.5095	0.9262	
52	0.8572	0.5133	0.8929	
53	0.8650	0.4363	0.7466	
54	0.8755	0.4954	0.8327	
55	0.8912	0.5169	0.8095	
56	0.8828	0.4352	0.9131	
57	0.8593	0.4408	0.9087	

OBS	TRATAMIENTOS			TOTAL
	1	2	3	
58	0.8489	0.1486	0.9076	
59	0.8827	0.2261	0.8663	
60	0.8757	0.3197	0.9157	
61	0.8846	0.5208	0.8504	
62	0.8718	0.4913	0.8737	
63	0.8952	0.5123	0.8537	
64	0.8993	0.3917	0.9115	
65	0.8897	0.5923	0.8571	
66	0.8821	0.3887	0.8801	
67	0.8695	0.5909	0.8433	
68	0.8884	0.3678	0.9296	
TOTALES	54.6672	36.4100	51.8227	142.8999
No. OBS.	68	68	68	204
MEDIAS	0.8039	0.5354	0.7621	0.7005

$$\Sigma y^2 = 108.74$$

$$Myy = 100.10$$

$$Tyy = 2.84$$

$$Eyy = 5.80$$

Donde:

Σy^2 = suma de cuadrados

Myy = suma de cuadrados debido a la media

Tyy = suma de cuadrados entre tratamientos

Eyy = suma de cuadrados del error experimental

Hipótesis: $H_0 = \tau_i = 0$

TABLA DE ANOVA				
Fuente varianza	G.L.	Σ cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	100.10	100.0999	
Entre tratamientos	2	2.84	1.4190	49.18
EE	201	5.80	0.0289	
TOTAL	204	108.74		

Si $\alpha = 0.05$

$$F_{c\ 0.95,2,201} = 3.0399 \quad F > F_c \quad (49.18 < 3.0399)$$

Por lo tanto H_0 no se acepta. En conclusión, sí hay diferencias significativas entre los sistemas de tratamiento.

ANEXO III

CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO FILTRANTE DETERMINADAS EN LABORATORIO

Determinación del peso seco del medio de empaque

Se toma una muestra del material humedecido (MF) y se pone en una cápsula a peso constante, se toma el peso de la cápsula + MF, se mete a la estufa por 3 horas y se pesa nuevamente, posteriormente se deja 24 h en la estufa y se toma el peso final (peso seco). En la tabla A.1 se presentan los valores de los pesos obtenidos para la determinación del peso seco del medio de empaque.

Tabla A.1 Peso seco del medio de empaque

Material	Nombre cápsula	Peso cte cápsula (g)	Cápsula +MF (g)	MF peso húmedo (g)	Peso 3h (g)	Peso 24h (g)	masa MF seco (g)	% humedad	MF seco (g)	masa de agua (g)
Tabachín	DEPFI-6	72.6347	90.7879	18.1532	80.0957	79.8942	39.966426	60.0098	7.2595	10.8937

Resultados de las pruebas de vaciado

Se realizaron tres pruebas de vaciado en cada reactor, conforme a la técnica descrita por Garzón-Zúñiga *et al* (2003), pero se tomó la tercera para realizar los cálculos ya que en esta prueba el MF ha tomado una mejor estructura y los datos obtenidos son más confiables. En la tabla A.2 se presentan los resultados de las pruebas de vaciado.

Tabla A.2 Resultado de las pruebas de vaciado

Tiempo (min)	Volumen acumulado (mL)
0	-
1	121680

Tiempo (min)	Volumen acumulado (mL)
2	29744
4	2912
15	4888
30	1872
60	1747
120	1414
240	1102
420	666
1200	624

Determinación del porcentaje de humedad en el medio filtrante

Al terminar la tercera prueba de vaciado de los reactores se toman muestras de los diferentes MF de la parte de alta, media y baja. Se ponen estas muestras en cápsulas a peso constante. En la tabla A.3 se presentan los resultados del porcentaje de humedad en el medio filtrante.

Tabla A.3 Porcentaje de humedad en el medio filtrante

	Nombre cápsula	MF Húmedo (g)	peso 24 h (g)	peso cápsula (g)	MF hum-peso cap (g)	MF 24 h-peso cap (g)	% humedad
1	6	89.0773	82.3048	78.3988	10.6785	3.906	63.42183
2	25	84.0101	78.0903	74.7867	9.2234	3.3036	64.18241
3	2	97.3015	92.2104	88.7842	8.5173	3.4262	59.77364

Siendo el 62.46% el promedio de humedad en el biofiltro, la cual es la humedad óptima requerida para el empaque de los biofiltros tal como se describe en Garzón-Zúñiga *et al* (2001).

6. Bibliografía

APHA-AWWA-WPCF (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19^a Ed., Washington, DC, EE.UU.

Barret, E.C.; Sobsey, M.D.; House, C.H.; White, K.K. (2001). Microbial indicator removal in on-site constructed wetlands for wastewater treatment in the southeastern U.S. *Water Science Technology*. 44: 177-182.

Bastian, R.K.; Hammer, D.A. (1993). The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. In *constructed wetlands for water quality treatment*. Moshiri, G.A., Ed. CRC Press. Pp. 59-68. Boca Raton, Florida, EE.UU.

Brooks, J.L.; Rock, C.A; Struchtemeyer R.A. (1984). The use of peat for one-site waste water treatment: 2. Field studies. *Journal of Environmental Quality*. 13(4):524.

Chiang, L.C.; Chiang, W.; Liu, M.C.; Lin, C.C. (2003) *In vitro* antiviral activities of *Caesalpinia pulcherrima* and its related flavonoids. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*. 52:194-198.

CONAGUA (2005). Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. Pub. Comisión Nacional del Agua, México D.F, México.

CONAGUA (2007). Estadísticas del agua en México. Pub. Comisión Nacional del Agua, México D.F, México.

Couillard, D. (1994). The use of peat in wastewater treatment. *Water Research*. 28:1261-1274.

Coupal, B.; Lalancette, J. (1976). The treatment of waste waters with peat moss. *Water Research*. 10(12):1071-1076.

Crites, R.W.; Gunther, D.C.; Kruzic, A.P.; Pelz, J.D.; Tchobanoglous, G. (1991). Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment; EPA-625/1-88.022. U.S. Environment Protection Agency: Cincinnati, Ohio.

Crites, R.W.; Tchobanoglous, G. (2004). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Ed Mc Graw Hill, 1ª Edición.

Dahab M.F.; Surampalli, R.Y. (2001). Subsurface-flow constructed wetlands treatment in the plains: five years of experience. *Water Science and technology*. 44(11-12):375-380.

DOF (1995). NOM-004-RECNAT-1996, que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de raíces y rizomas de vegetación forestal. Diario Oficial de la Federación. Agosto 8. México D.F., México.

DOF (1996a). NOM-005-RECNAT-1997, que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de corteza, tallos y plantas completas de vegetación forestal. Diario Oficial de la Federación. Diciembre 13. México D.F., México.

DOF (1996b). NOM-007-RECNAT-1997, Que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de ramas, hojas o pencas, flores, frutos y semillas. Diario Oficial de la Federación. Diciembre 13. México D.F., México.

DOF (1998). NOM-003-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Diario Oficial de la Federación. Septiembre 21. México D.F., México.

Durán-Domínguez, C., Luna-Pabello, V. M. (1998). Humedales artificiales de flujo horizontal o vertical, procedimiento para tratar aguas residuales. Patente Núm. 9810668. Solicitud de registro: Noviembre 26, 1998. Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial. Dirección Divisional de Patentes. México D.F., México.

García, L. (2006). Decoloración fúngica de efluentes industriales con colorantes azo en sistemas de biofiltración con diferentes empaques orgánicos. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, UNAM. México D.F., México.

García, O.; Alcántar, G.; Cabrera, R.I.; Gavi, F.; Volke, V. (2001). Evaluación de sustratos para la producción de *Epipremnum aureum* y *Spathiphyllum wallisii* cultivados en maceta. *Terra*. 19:249-258.

Garzón-Zúñiga, M. A. (2001). Mécanismes d'enlèvement de l'azote du lisier de porc par biofiltration aérée sur tourbe. Thesis de Doctorado. Université Laval, Québec, Canadá.

Garzón-Zúñiga, M. A.; Lessard, P.; Buelna G. (2002). Nitrogen elimination mechanisms in an aerated peat biofilter treating pig manure. En Memorias del 3rd Water World Congress (International Water Association). Abril 7-12. Melbourne, Australia.

Garzón-Zuñiga M. A.; Lessard P.; Buelna G. (2003). Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. *Environmental technology*. 24(5):605-614.

Jewell, W.J.; Seabrook B.L. (1979). History of land application as a treatment alternative, EPA 430/9-79-012, U.S. Environment Protection Agency, Washington DC, EE.UU.

Kadlec, R. H.; Knight, R. L. (1996). Treatment Wetlands. Ed Lewis Publishers. Boca Ratón, FL, EE.UU.

Kikuth, R. (1977). Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under liminic conditions. *Utilization of Manure by Land Spreading*, Comm. of the Europ. Communities, EUR 5672e, pp. 235-243, Londres, Gran Bretaña.

Laber, J.; Habere, R.; Shrestha, R.R. (1999). Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Water Science Technology*. 40(3):317-324

Lens, P.N.; Vochten, P.M.; Verstraete, W.H. (1994). Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. , 28:17-26.

Leonard, S.M. (2000). Analysis of residential subsurface flow constructed wetland performance in Northern Alabama. *Small Flows Quarterly*. 1:34-39.

Marais, G.V.R. (1970). Dynamic behavior of oxidation ponds. En Proceedings 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons, FWQA. Kansas City, MO. EE.UU.

Mc Gauhey, P.H. (1968). Engineering management of water quality Mc Graw-Hill, Nueva York, NY, EE.UU.

Metcalf-Eddy (2003). Wastewater engineering, treatment and reuse. Ed Mc Graw Hill, 4^a Ed.

Moeller G.E.; Garzón M.A. (2003). Desarrollo de tecnologías no convencionales para el tratamiento de efluentes de la fabricación de colorantes del tipo azo. Anuario Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 77-85.

Molle P.; Liénard A.; Boutin C.; Merlin G.; Iwema A. (2005). Comment traiter des eaux résiduaires brutes par filtres plantés de roseaux: Analyse de la filière française, *Water Science Technology*. 51(9):11-21

Neralla, S.; Weaver, R.; Lesikar, B.; Persyn, R. (2000). Improvement of domestic wastewater by subsurface flow constructed wetlands. *Bioresourse Technology*. 75:19-25.

Pound, C.E.; Crites, R.W. (1973). Wastewater treatment and reuse by land application. EPA 660/2-73-0066. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, EE.UU.

Rafter, G.W. (1897). Sewage irrigation. USGS Water Supply and Irrigation Paper No. 3. U.S. Department of the Interior. Washington DC, EE.UU.

Reed, S.C., R.W. Crites, E.J. Middlebrooks (1995). Natural Systems for Waste Management and Treatment. Ed McGraw Hill Co, 2ª Ed.

Rivas, H. A. (2006). Experiencia exitosa del uso de humedales construidos para la protección de la calidad del agua del lago de Pátzcuaro. En Memorias del XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Mayo 24-26. Guadalajara, Jalisco, México.

Rivas, H. A. (2005). Humedales introducción a la tecnología. En Memorias del IV Curso Internacional de Sistemas Integrados de Tratamiento de Aguas Residuales y su Reúso un Medio Ambiente Sustentable. Julio 2005. Jiutepec, Morelos. México.

Rodríguez-Monroy, J.; Durán-de-Bazúa, C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. *Tecnología, Ciencia, Educación*. 21:25-33.

Sawyer, Clair N.; Mc Carty, Terry L.; Parkin, Gene F. (2005). Química para Ingeniería Ambiental. Ed. Mc Graw Hill, Cuarta Edición.

Seidel, K. (1966). Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Deutsche Naturwissenschaft*. 12:298-297.

SEMARNAT (2005). Informe de la situación del medio ambiente en México. Pub. SEMARNAT, México D.F, México.

SEMARNAT (2006). Ficha Técnica de la *Caesalpinia pulcherrima*. SEMARNAT, México D.F., México. (www.semarnat.gob.mx)

Shrestha, R.R (1999). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. A dissertation for the fulfillment of the degree of the Doctor of Applied Natural Science. University of Agricultural Sciences. Vienna, Austria.

Shrestha, R.R; Habere, R.; Laber, J. (2001a). Constructed wetlands technology transfer to Nepal. *Water Science Technology*. 43(11):345-350.

Shrestha, R.R; Habere, R.; Laber, J.; Manandhar, R.; Mader, J. (2001b). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. *Water Science Technology*. 44(11-12):381-386.

Sworobuk, J.E.; Law C.B.; Bissonnette, G.K. (1987). Assessment of the bacteriological quality of rural groundwater supplies in Northern West Virginia. *Water, Air, Soil Pollut.* 36:163-170.

Uhl M.; Dittmer U. (2005). Marais artificiels pour le traitement des rejets de déversoir d'orage-point sur la pratique et le recherché en Allemagne. *Water Science Technology*. 51(9):23-30.

USEPA (1988). Design Manual. Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA 625/11I-88/022, U.S. EPA CERL. Cincinnati, OH, EE.UU.

Vymazal, J. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment in Czech Republic. *Water Science Technology*. 44(11):369-374.

Wolverton, B.C.; McDonald R.C.; Duffer W.R. (1983). Microorganisms and higher plants for wastewater treatment. *J. Environmental Quality*. 12(2):236-242.