

JUNTA DIRECTIVA

Oscar Cóbar Pinto, Ph.D.	Decano
Lic. Pablo Ernesto Oliva Soto	Secretario
Licda. Lillian Raquel Irving Antillón, M.A.	Vocal I
Licda. Liliana Vides de Urizar	Vocal II
Lic. Luis Alfredo Gálvez Sanchinelli	Vocal III
Br. Andrea Alejandra Alvarado Álvarez	Vocal IV
Br. Anibal Rodrigo Sevillanos Cambronerero	Vocal V

ACTO QUE DEDICO:

A Dios

Por darme el don maravilloso de vivir, ser mi amigo fiel y sostenerme en las buenas y malas.

A mi madre

Ana Elizabeth Illescas, quien ha sido mi inspiración e infundió en mí, con su ejemplo, el deseo de buscar siempre ser una mejor persona y de alcanzar mis metas. Que este éxito sea para honrar su memoria.

A mi padre

Gerardo Liquidano, por su amor, por guiarme y por darme siempre lo mejor de sí mismo.

A mi abuelita

Rosita García de Illescas por todos sus cuidados, esfuerzos y amor hacia mi persona, sin los cuales no estaría aquí.

A mi hermano

Gerardo Ottoniel Liquidano, con amor.

A mis tías

Loren, Rosita y en especial a Lourdes Illescas, por sus enseñanzas, consejos y amor maternal.

A Rolando

Por todo el amor, paz, equilibrio y felicidad que ha traído a mi vida.

A mi familia

Con especial cariño a mis primos Iris y Jose.

A mis amigos

Especialmente a Carol, Cesiah, Ingrid y Jennifer, que me acompañaron, ayudaron y brindaron momentos agradables a lo largo de la carrera

AGRADEZCO:

A la Universidad de San Carlos de Guatemala, nuestra *alma mater*.

A la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia.

A mis amigos y compañeros universitarios que me ayudaron durante el transcurso de esta investigación.

A mis catedráticos y ayudantes de cátedra por todo el tiempo invertido en brindarme sus conocimientos.

A mis asesores: Lic. Hayro García y Licda. Karin Herrera, quienes hicieron posible realizar esta investigación, gracias por todo su apoyo y ayuda.

A mis revisores: Licda. Rosario Hernández y Dr. Roberto Flores, por sus observaciones y correcciones que enriquecieron este trabajo de tesis.

Al personal de AMSA por darme todo el soporte para efectuar esta investigación.

ÍNDICE

	Número de página
I. Resumen	1
II. Introducción	3
III. Antecedentes	4
A. Aguas residuales	4
B. Tratamiento de las aguas residuales	9
C. Parámetros fisicoquímicos más importantes en el tratamiento de aguas Residuales	12
D. Fitodepuración	16
E. Megaplanta de Biofiltros de Villa Canales	22
F. Características físicas, químicas y biológicas del lago de Amatitlán	25
IV. Justificación	26
V. Objetivos	27
VI. Hipótesis	28
VII. Materiales y métodos	29
VIII. Resultados	35
IX. Discusión de Resultados	48
X. Conclusiones	57
XI. Recomendaciones	59
XII. Referencias	60
XIII. Anexos	64

I. RESUMEN

La megaplanta de biofiltros de Villa Canales fue inaugurada en el año 2005 como parte del “Megaproyecto de rescate del lago de Amatitlán”, impulsado por la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán (AMSA). El objetivo de esta megaplanta es darle tratamiento a gran parte del caudal del río Villalobos, con el fin de disminuir la contaminación orgánica e inorgánica que este río ocasiona en el lago de Amatitlán.

El propósito de esta investigación fue determinar la eficiencia de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales para disminuir los parámetros sanitarios “demanda química de oxígeno” (DQO), y “demanda bioquímica de oxígeno” (DBO), ambos indicadores de contaminación orgánica, así como determinar su eficiencia en la reducción de fósforo y nitrógeno, causantes del proceso de eutrofización y degradación del lago de Amatitlán.

Se realizaron en total 21 muestreos, 13 de estos se efectuaron durante la época seca y los 8 restantes en época lluviosa. Los resultados obtenidos mostraron que la megaplanta de biofiltros de Villa Canales disminuye la concentración de DQO de 332.43 mg/L a 121.0 mg/L y la concentración de DBO₅ de 156 mg/L a 56.81 mg/L. Esta reducción se traduce en un 63%, en ambos casos ($p = 0.001$ y $p < 0.0001$, respectivamente), lo cual se encuentra dentro del rango de rendimiento esperado. Dicha disminución es estadísticamente significativa.

Se observó que el sistema de lagunas (anaerobias y facultativos) mostró un mejor desempeño en la disminución de los parámetros sanitarios DQO y DBO₅, en comparación con el sistema de biofiltros.

Sin embargo, se encontró que la megaplanta no contribuye a la reducción de los nutrientes fósforo y nitrógeno provenientes del río Villalobos, sino que por el contrario produce un aumento del 42% de fósforo ($p=0.9158$) y 14% de nitrógeno ($p=0.9164$), aunque no resulta estadísticamente significativo, en comparación con el agua del mismo río.

Es recomendable que se revisen y mejoren los procedimientos de operación y mantenimiento en la megaplanta, con el fin de determinar las deficiencias que impiden obtener un resultado satisfactorio en la remoción de nutrientes.

Por los resultados obtenidos, puede afirmarse que la megaplanta contribuye parcialmente a resolver la problemática de contaminación en la cuenca del lago de Amatitlán, ya que disminuye la carga orgánica de contaminación que se vierte en este cuerpo de agua, aunque no disminuye la concentración de nutrientes, causantes de su eutrofización.

II. Introducción

El lago de Amatitlán es uno de los recursos hídricos más importantes del país, pues es utilizado con fines de consumo, irrigación, recreación, turismo, hidroelectricidad y pesca. Hasta hace algunos años éste se consideraba perdido, ya que sus niveles de contaminación se han incrementado debido a la gran cantidad de desechos que recibe a diario (1).

Actualmente se están realizando varios esfuerzos para su rescate. Una de las acciones que se ha emprendido para lograr este objetivo, a través de la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán (AMSA), es la implementación de sistemas de tratamiento, con el fin de reducir la contaminación orgánica e inorgánica del agua que se descarga en el lago. Con los sistemas implementados se está logrando retrasar su conversión en pantano, tal como se tenía previsto para el año 2010, en caso de no recibir ningún tratamiento (1).

En 2005 se inauguró la megaplanta de tratamiento en el municipio de Villa Canales, que capta aguas provenientes del río Villalobos, cuya carga de contaminación es muy elevada, pues recibe aguas industriales, domésticas, hospitalarias y agrícolas, provenientes de la ciudad de Guatemala y municipios aledaños. Esta megaplanta tiene como objetivo disminuir la contaminación del agua en tratamiento hasta en un 50% (2, 3).

La megaplanta cuenta con un sistema de lagunas de estabilización y filtros verdes, que remueven principalmente nitrógeno y fósforo. Estos biofiltros han sido utilizados y estudiados en plantas de tratamiento pequeñas que reciben aguas residuales domésticas exclusivamente. Sin embargo, es importante evaluar su rendimiento en el tratamiento de aguas tan contaminadas como las del río Villalobos (4, 5).

El funcionamiento de la megaplanta y los biofiltros deben ser evaluados periódicamente para garantizar que los objetivos de la planta, se estén cumpliendo. El objetivo de este estudio fue medir la eficiencia con que la megaplanta de biofiltros de Villa Canales remueve la contaminación orgánica e inorgánica del agua en tratamiento (3).

III. Antecedentes

A. Aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas que han recibido algún uso y cuyas cualidades originales han sido modificadas. El componente principal de las aguas residuales es obviamente agua (99,4%), pero el porcentaje residual (0,06%), es suficiente para poner en riesgo la salud pública y el ambiente (6 - 8).

1. Tipos de aguas residuales

Según el “Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos”, conforme al Decreto Número 236 - 2006 que actualmente se encuentra en vigencia para Guatemala, la clasificación de las aguas residuales se efectúa de la siguiente manera (6):

a. Aguas residuales de tipo especial

Son las aguas residuales generadas por servicios públicos municipales y actividades de servicios, industriales, agrícolas, pecuarias, hospitalarias y todas aquellas que no sean de tipo ordinario, así como la mezcla de las mismas (6).

b. Aguas residuales de tipo ordinario

Son las aguas residuales generadas por las actividades domésticas, tales como uso de servicios sanitarios, pilas, lavamanos, lavado de ropa y otras similares así como la mezcla de las mismas, que se conduzcan a través de un alcantarillado (6).

2. Constituyentes de las aguas residuales

Los constituyentes de las aguas residuales comprenden sólidos, líquidos y gases. Las aguas residuales contienen generalmente una proporción inferior a 0.1% o 1,000 partes por millón (ppm) de sólidos totales, correspondientes a las sales originalmente presentes en el agua, más sustancias orgánicas e inorgánicas derivadas del uso de ellas y de los residuos industriales. Los gases tienen el mismo origen, pero se incrementan apreciablemente por la descomposición anaerobia de las aguas residuales (9).

Los constituyentes encontrados en las aguas residuales pueden ser clasificados como físicos, químicos y biológicos. Dentro de los principales constituyentes de interés en el tratamiento de las aguas residuales se pueden considerar los siguientes: sólidos suspendidos totales, compuestos orgánicos biodegradables, constituyentes inorgánicos disueltos, metales pesados, nutrientes, patógenos y polutantes orgánicos (anexo 1) (10, 11).

La arena, cascajo y otros componentes, provienen del lavado de vegetales, calles, patios, infiltraciones, residuos, etc. Aunque la mayor parte de éstos son de origen inorgánico, también incluye algunos productos orgánicos como granos de café, semillas de fruta, etc. La materia putrescible es la de mayor interés (jabón, grasa, celulosa, proteínas) ya que posee una fuerte demanda de oxígeno para ser degradada (9).

a. Características físicas

La característica física más importante de las aguas residuales, que determina el tratamiento que se aplicará, es su contenido de sólidos totales, el cual se diferencia en material flotante, material sedimentable, material coloidal y materia en solución. Otras características físicas importantes son: la temperatura, densidad, color y turbiedad del agua (11).

i. Sólidos totales

Analíticamente, el contenido de sólidos totales se define como la materia que permanece como residuo luego de la evaporación a 103 - 105°C. Los sólidos sedimentables son aquellos que sedimentan al fondo de un cono (cono Imhoff) en un periodo de 60 minutos. Los sólidos sedimentables, expresados en ml/L, son una medida aproximada de la cantidad de lodo que será removida por sedimentación primaria en el tratamiento de las aguas (11).

Los sólidos totales también pueden ser clasificados como no filtrables (suspendidos) o filtrables, pasando un volumen conocido de líquido a través de un filtro. La fracción filtrable se constituye por los sólidos coloidales y disueltos. La fracción coloidal no puede ser removida por procesos de sedimentación. Generalmente se requiere de oxidación biológica, seguida de sedimentación. Los coloides de las aguas residuales tienen

su origen principalmente en precipitados de jabón, materias fecales, aceite, arcilla y residuos industriales (9 - 11).

En un estudio realizado por la Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) y la Empresa Municipal de Agua de la Ciudad de Guatemala (EMPAGUA), se determinó la cantidad de sólidos totales en el río Villalobos, la cual osciló entre 600 y 3500 mg/L; los sólidos disueltos se encontraron en el rango de 400 a 500 mg/L, mientras que los sólidos sedimentables estuvieron entre 3 y 11 ml/L/h (11, 12).

ii. Temperatura

La temperatura del agua residual es, por lo general, mayor que la temperatura del agua para abastecimiento, como consecuencia de la incorporación de agua caliente proveniente del uso doméstico e industrial. La medición de la temperatura es importante, ya que muchos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluyen procesos biológicos que dependen de la temperatura, generalmente la temperatura es expresada en grados Celsius (°C) (10, 11).

Por otro lado, la temperatura del agua afecta directamente las reacciones químicas y las velocidades de reacción, la vida acuática y la adecuación del agua para fines benéficos. Un incremento en la temperatura puede causar cambios en las especies de peces que existan en un cuerpo de agua receptor (10).

Las temperaturas óptimas para la actividad bacteriana se encuentran en el rango de 25 a 35 °C. La digestión aerobia y la nitrificación se detienen cuando la temperatura aumenta a 50 °C. Cuando la temperatura disminuye alrededor de 15 °C, las bacterias autotróficas - nitrificantes, cesan prácticamente su funcionamiento. A 2°C las bacterias quimioheterotróficas que actúan sobre compuestos carbonados, entran en latencia (10).

iii. Densidad

La densidad del agua residual es definida como su masa por unidad de volumen, expresada en kg/m³. Esta es una característica física importante que influye en la sedimentación de algunos componentes del agua. La densidad del agua residual

doméstica que no contiene cantidades significativas de residuos industriales, es esencialmente la misma que aquella del agua a la misma temperatura (10, 11).

iv. Color

El color en aguas residuales es causado por sólidos suspendidos, material coloidal y sustancias en solución. El color se expresa en unidades en la escala de platino - cobalto. En forma cualitativa, el color puede ser usado para estimar la condición general del agua residual. Si el color es café claro, el agua residual lleva al menos 6 horas desde su descarga. Un color gris claro es característico de aguas que han sufrido algún grado de descomposición o que han permanecido un tiempo corto en los sistemas de recolección (10, 11).

Si el color es gris oscuro o negro, se trata en general de aguas sépticas que han sufrido una fuerte descomposición bacterial bajo condiciones anaerobias. El oscurecimiento de las aguas residuales se da con frecuencia debido a la formación de varios sulfuros, en particular sulfuro ferroso (10, 11).

v. Turbiedad

La turbiedad, como medida de las propiedades de dispersión de la luz de las aguas, es otro parámetro usado para indicar la calidad de las aguas naturales y las aguas residuales tratadas con relación al material residual en suspensión coloidal. La turbiedad se expresa en unidades nefelométricas de turbiedad. (10, 11).

b. Características químicas

En un agua residual promedio, cerca del 75% de los sólidos suspendidos y 40% de los sólidos filtrables, son compuestos orgánicos que están presentes en la naturaleza. Los grupos principales de materia orgánica presentes en las aguas residuales son las proteínas, carbohidratos, grasas y productos de su descomposición (9, 11).

Las proteínas son los constituyentes principales del organismo animal. Se encuentran también en las plantas. Son complejas en su estructura química e inestables, sujetas a muchas formas de descomposición. Algunas son solubles en agua. Todas ellas

tienen carbono, hidrógeno y oxígeno. Contienen además nitrógeno en una proporción más o menos constante, alrededor de 16%, y en muchos casos azufre, fósforo y hierro. La urea y la proteína son las principales fuentes de nitrógeno en las aguas residuales (9, 11, 13).

Los carbohidratos incluyen azúcares, almidón, celulosa y fibra de madera. Algunos son muy solubles en el agua, mientras que otros como el almidón, son insolubles. Algunas bacterias y levaduras fermentan los carbohidratos, produciendo alcohol y anhídrido carbónico. Desde el punto de vista de la resistencia a la descomposición, la celulosa es el carbohidrato más importante encontrado en las aguas residuales (9, 11, 13).

Las grasas se hallan comúnmente en las carnes, el área germinal de los cereales y semillas, en ciertas frutas y nueces. La grasa es uno de los compuestos orgánicos más estables, y por lo tanto su descomposición bacteriana es más difícil. Por otra parte, los aceites minerales como queroseno, lubricantes y los utilizados para pavimentos de caminos, son derivados del petróleo, los cuales alcanzan las aguas residuales en cantidades importantes, dificultando su tratamiento, ya que tienden a flotar en el agua, interfiriendo en los procesos biológicos de descomposición (9, 11).

La materia orgánica es más perjudicial que la materia inorgánica, ya que ocasiona una mayor desoxigenación en el agua durante su proceso de descomposición. Las propiedades fertilizantes de las aguas residuales se deben a las sustancias inorgánicas, como el nitrógeno, potasio, sodio y fosfatos. Hay sustancias inorgánicas que aumentan los olores, especialmente si existen compuestos de azufre (9 - 11).

Las aguas residuales no sólo tienen en solución gases comunes de la atmósfera, oxígeno, nitrógeno y anhídrido carbónico, sino también pequeñas cantidades de otros gases, producto de la descomposición de materiales, como metano, nitrógeno gaseoso y ácido sulfhídrico o por la reducción de sulfatos o sulfitos minerales. El color negruzco de las aguas residuales y lodos se debe comúnmente a la formación de ácido sulfhídrico, que se combina con el hierro para formar sulfuro ferroso (9 - 11).

Hay compuestos volátiles que se producen en condiciones anaerobias, tales como indol, estacol, cadaverina y mercaptán, que también producen olor aún más fuerte y desagradable. Otros compuestos orgánicos volátiles, como el cloruro de vinilo, son de gran importancia, ya que en su estado gaseoso es más fácil que se liberen al ambiente, poniendo en riesgo la salud pública, y además contribuyen a un incremento en los hidrocarburos reactivos en la atmósfera, lo cual puede conducir a la formación de oxidantes fotoquímicos (9, 11, 13, 14).

B. Tratamiento de las aguas residuales

Es el proceso de limpieza del agua usada de manera que esta pueda ser retornada de manera segura al ambiente. Este proceso es la última línea de defensa contra la contaminación del agua. Las plantas de tratamiento de aguas residuales son de vital importancia para una comunidad, ya que protegen la salud pública, eliminando bacterias causantes de enfermedades del agua, entre otros contaminantes. Además al proteger la calidad del agua, permiten el uso recreacional de lagos, océanos y ríos limpios, entre otros beneficios (7).

Los procesos empleados en las plantas de tratamiento se clasifican en pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario. Durante el pretratamiento los materiales de gran tamaño se separan y se eliminan arenas y grasas. Estos procesos extraen el material grueso existente en las aguas. Posteriormente el agua suele sufrir un tratamiento primario, durante el cual una parte de la materia se sedimenta o se hace flotar, separándose del agua que se está tratando. Este tratamiento está basado en fenómenos físicos (anexo 2) (15).

Al tratamiento primario le sigue un tratamiento secundario, que consiste en tratamiento biológico, en el que se produce la estabilización parcial de la materia orgánica no eliminada por los procesos anteriores y favoreciendo su eliminación en procesos posteriores. Finalmente, el tratamiento terciario es un tratamiento de acabado o de afino, en el que se eliminan nutrientes y microorganismos (15).

1. Pretratamiento

Las aguas residuales llevan todo tipo de elementos de gran tamaño que deben ser retirados en primer lugar. Las siguientes operaciones tienen la categoría de pretratamiento: desbaste, eliminación de arenas y desengrasado. El desbaste es la obra que se realiza para eliminar del agua los elementos que por su volumen son arrastrados por el agua residual. Suelen ser voluminosos o densos, dependiendo del tipo de población, industria, etc. La ubicación de estos procesos debe estar justo a la llegada de los colectores de la planta de tratamiento (15, 16).

La misión de los desarenadores es retirar las arenas de un tamaño de hasta 200 micras. El desarenado puede realizarse conjuntamente con el desengrasado (15, 16).

2. Tratamiento primario

Este proceso tiene como misión la separación por medios físicos de los sólidos en suspensión no retenidos en el tratamiento previo. Esta fase resulta obligada para vertidos urbanos próximos a zonas de baño o para núcleos de población superiores a los 50,000 habitantes (15, 17).

Se emplea un sistema denominado decantador primario, que consta de una cuba, por lo general de forma circular, con fondo ligeramente inclinado hacia el centro y provistos de rastrillos que barren el fondo con el fin de conseguir una concentración en los fangos. Puede completarse con unas rasquetas superficiales que permiten recuperar las materias flotantes y espumas (15 - 18).

El agua, una vez tratada, se recoge por medio de vertederos periféricos desde donde pasa a las siguientes operaciones de tratamiento o bien es evacuada hacia el exterior, para su vertido (18).

Los decantadores primarios hacen posible, por tanto: eliminar espumas y elementos flotantes; obtener fangos concentrados y eliminar los malos olores mediante una oxigenación de los fangos (18).

3. Tratamiento secundario

La fase secundaria del tratamiento remueve cerca del 85% de la materia orgánica, haciendo uso de las bacterias presentes en el agua residual. Los tratamientos biológicos pueden ser de dos tipos, en primer lugar están aquellos en que las bacterias depuradoras se fijan a un soporte, el agua pasa sobre ellas y utilizan la materia orgánica soluble. Los más conocidos son el filtro percolador y el biodisco (7, 16).

Las bacterias también pueden encontrarse en suspensión en el agua o caldo de cultivo. En este caso el alimento lo obtienen directamente del agua y el oxígeno es suministrado a base de diluirlo en el agua, para ello hay que administrar grandes cantidades de aire, lo cual produce un gran consumo de energía. El sistema más conocido es el de fangos activos, en todas sus variantes (7, 14, 15).

Al tratamiento biológico le sigue un proceso de decantación para los precipitados producidos por tratamientos químicos que implican la adición de floculantes. Entre los floculantes más comúnmente usados se encuentran el sulfato de aluminio, el cloruro férrico y algunos polielectrolitos. Estos actúan alterando las características superficiales de los sólidos en suspensión, de modo que se adhieren los unos a los otros y precipitan. El efluente de los decantadores secundarios es mucho más limpio que el de los decantadores primarios (14).

En esta etapa es importante también eliminar los coloides y las suspensiones, ya que ambos provocan una alta demanda de oxígeno. Para lograrlo se realiza un proceso de flotación, mediante el cual se pasa una corriente de aire a través del agua para que las materias en suspensión se desplacen hasta la superficie (14).

4. Tratamiento terciario

Este puede ser de naturaleza biológica o físico-química, en el que se reúne un conjunto de instalaciones de tratamiento, que normalmente se sitúan detrás del tratamiento secundario. Aquí se incluyen: procesos de nitrificación-desnitrificación, procesos de eliminación de fósforos, biodiscos y lechos bacterianos, lagunaje de

maduración, lagunas de macrofitas, filtros verdes y sistemas de aplicación al suelo en general, filtros y ultrafiltración, ozonización y radiación ultravioleta (14, 15).

a. Eliminación de nutrientes

Los principales nutrientes que se deben eliminar son nitrógeno y fósforo. El primero se puede eliminar por sistemas de nitrificación – desnitrificación, pero es costoso. Este sistema consta de una parte aerobia, en la que el nitrógeno amoniacal se oxida inicialmente a nitrógeno nitroso y posteriormente a nitrógeno nítrico, y de otra parte anaerobia en la que los nitratos se reducen dando como producto final nitrógeno gaseoso que se desprende a la atmósfera. La eliminación de nitratos se puede realizar también por medio de macrofitas que lo absorben por vía radicular y lo utilizan para formar sus proteínas (anexo 3) (14).

El fósforo se elimina vía química, pudiéndose eliminar también, aunque en menos proporción que el nitrógeno, mediante plantas macrofitas en humedales artificiales (14).

b. Eliminación de microorganismos

Tradicionalmente los microorganismos patógenos se han eliminado por cloración. Hoy día este sistema está prácticamente desechado, ya que se puede producir cloraminas. Actualmente se utilizan sistemas tales como ozonización, rayos ultravioleta, etc. Se ha observado que el sistema de plantas macrofitas en flotación es un gran eliminador de microorganismos (14).

C. Parámetros fisicoquímicos más importantes en el tratamiento de aguas residuales

1. Nutrientes

a. Nitrógeno

Dado que el nitrógeno y el fósforo son esenciales para el crecimiento biológico, reciben el nombre de nutrientes o bioestimulantes. Debido a que el nitrógeno es esencial para la síntesis de proteínas, se necesitan conocer datos sobre la presencia de este nutriente a la hora de evaluar la tratabilidad del agua residual mediante procesos biológicos (10, 11).

El contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y nitrógeno orgánico. El nitrógeno amoniacal existe en solución acuosa tanto en forma de ion amonio como en forma de amoniaco, dependiendo del pH de la solución. Para valores de pH superiores a 9,3 existe un predominio de amonio (10, 11).

El nitrógeno en forma de nitrito es bastante inestable y fácilmente oxidado a la forma de nitrato. A pesar de estar presente en concentraciones bajas, los nitritos son de gran importancia en estudios de aguas residuales porque son altamente tóxicos para muchos peces y otras especies acuáticas (10, 11).

El nitrógeno en forma de nitrato es la especie química del nitrógeno más oxidada que se encuentra en aguas residuales. Cuando un efluente secundario deba ser recuperado para la carga de acuíferos, la concentración de nitratos es importante. Debido a las normas que ha fijado la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA, por sus siglas en inglés), la concentración de nitratos en aguas para consumo no debe superar el valor límite de 45 mg/L, dadas sus graves y, ocasionalmente, fatales consecuencias sobre la población infantil. Los nitratos pueden reducirse a nitritos en el estómago de los niños y, de esta forma, unirse a la hemoglobina ocasionando una reducción en la transferencia de oxígeno a nivel celular, condición denominada metahemoglobinemia. La concentración de nitratos en aguas residuales puede variar desde 2 a 30 mg/L (10, 11).

En Guatemala, el límite máximo permisible de nitrógeno total, para descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, debe ser de 20 mg/L, según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos (6).

i. El nitrógeno en la naturaleza

El nitrógeno presente en el agua residual fresca se localiza en la materia proteica y en la urea. La descomposición bacteriana conduce rápidamente a la formación de amonio. La edad de un agua residual se indica por la cantidad de amonio presente. Mientras menor es su concentración, el agua es más vieja. En un ambiente aeróbico, las bacterias pueden oxidar el nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos. El predominio de nitrato de

nitrógeno en un agua residual, indica que esta ha sido estabilizada con respecto a la demanda de oxígeno (9 - 11).

La muerte y descomposición de las plantas por las bacterias, nuevamente produce amonio. Por lo que, si el nitrógeno en la forma de nitratos puede ser reutilizado para hacer proteínas por las algas y otras plantas, se hace necesario remover o reducir la concentración de nitrógeno presente en el agua para prevenir este crecimiento (9 - 11).

El proceso mencionado anteriormente también ocurre en las plantas de tratamiento de desechos, por lo que el amoníaco es un componente común en el efluente de las plantas de desecho municipales, en donde su concentración usual es de 10 a 20 mg/L (13).

b. Fósforo

El fósforo también es importante en el crecimiento de algas y otros organismos. Debido al nocivo crecimiento incontrolado de algas en aguas superficiales, se han realizado grandes esfuerzos para controlar la cantidad de compuestos de fósforo provenientes de descargas de aguas residuales domésticas, industriales y de escorrentía natural. Las aguas residuales municipales, por ejemplo, pueden tener entre 4 y 12 mg/L de fósforo expresado como P. En el estudio realizado por JICA y EMPAGUA, la concentración de fósforo en el río Villa Lobos se encontró entre 10 y 15 mg/L (11, 12).

En Guatemala, el límite máximo permisible de fósforo, para descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, debe ser de 10 mg/L, según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos (5).

Las formas más frecuentes en que se puede encontrar el fósforo en soluciones acuosas incluyen ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. Los ortofosfatos están disponibles para el metabolismo biológico sin que sea necesaria una ruptura posterior (6).

Los polifosfatos incluyen aquellas moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y en algunos casos átomos de hidrógeno combinados en moléculas

complejas. Estos sufren hidrólisis en soluciones acuosas y se convierten en ortofosfatos; sin embargo, el proceso de hidrólisis tiende a ser muy lento (11).

Puesto que los compuestos fosfatados se emplean ampliamente como fertilizantes y detergentes, es muy común encontrar fosfatos en los lodos provenientes de desechos agrícolas. El fósforo orgánico carece de importancia en muchos residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante de residuos industriales y lodos de aguas residuales (11).

2. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La DBO es la medida indirecta del contenido de materia orgánica en aguas residuales, que se determina por la cantidad de oxígeno utilizado en la oxidación bioquímica de la materia orgánica biodegradable durante un período de cinco días y una temperatura de veinte grados Celsius. Este parámetro se expresa en mg/L. Es el método usado con mayor frecuencia en el campo de tratamiento de aguas residuales. Su principal aplicación es la evaluación de la DBO en las plantas de tratamiento para su disminución (6, 11, 12).

La importancia que tiene la determinación de este parámetro en el estudio y caracterización de aguas residuales, es que cuanto mayor sea la cantidad de materia orgánica biodegradable presente, mayor será el requerimiento de oxígeno para lograr su estabilidad. Dado que los procesos de filtración biológica y sedimentación simple que se realizan en una planta de tratamiento tienen como finalidad la remoción de la materia orgánica del agua, la disminución o aumento de la DBO en las distintas unidades de tratamiento, proporciona datos acerca de la eficiencia operacional de estas unidades (7, 10).

En Guatemala, el límite máximo permisible de DBO, para descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, es de 200 mg/L, según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos (6).

3. Demanda química de oxígeno (DQO)

La prueba de la DQO es usada para medir el material orgánico presente en las aguas residuales, susceptible de ser oxidado químicamente por un agente oxidante fuerte, en un medio ácido. Generalmente se utiliza dicromato de potasio como agente oxidante. La prueba debe realizarse a altas temperaturas, utilizando un catalítico, como el sulfato de plata. La DQO se expresa en mg/L y es generalmente mayor que la DBO, ya que muchos compuestos son oxidados con mayor facilidad, químicamente, que biológicamente (11, 12).

D. Fitodepuración

Por fitodepuración (*phyto* = planta, *depurare* = limpiar, purificar) se entiende la reducción o eliminación de contaminantes de las aguas residuales, por medio de una serie de complejos procesos biológicos y fisicoquímicos en los que participan las plantas del propio ecosistema acuático. La fitodepuración ocurre naturalmente en los ecosistemas que reciben aguas contaminadas, y junto a la denominada autodepuración de las aguas, ha sido el procedimiento clásico de recuperación de la calidad del agua (14).

Desde un punto de vista estricto, el concepto de fitodepuración puede aplicarse cuando existe la intervención de cualquier tipo de organismo fotosintético, ya sean plantas superiores (macrofitas) como algas macroscópicas o microscópicas. Sin embargo, el concepto más generalizado del término fitodepuración lleva actualmente implícito la intervención de macrofitas (14).

La fitodepuración, por tanto, se refiere a la depuración de aguas contaminadas por medio de plantas superiores (macrofitas) en los denominados humedales o sistemas acuáticos, ya sean naturales o artificiales. Las macrofitas pueden estar sumergidas, flotando o ser emergentes. Estos sistemas de depuración se han utilizado desde los años ochenta en Estados Unidos y Europa Central (14, 18).

1. Fitosistemas de tratamiento de aguas residuales

La característica principal de los fitosistemas es el empleo de la energía solar a través de los procesos biológicos naturales (fotosíntesis) en sustitución de la energía convencional que se emplea en los sistemas de depuración tradicionales (14, 18).

Los fitosistemas son de bajo costo y consumo en energía convencional, pero requieren una mayor superficie de terreno por habitante, para que las algas o los vegetales acuáticos utilicen la energía solar y produzcan el oxígeno necesario para el crecimiento de la población microbiana que degrada la materia orgánica (14, 18).

Los sistemas de fitodepuración que se utilizan tradicionalmente son lagunajes, filtros verdes y humedales (14).

a. Lagunajes

Una instalación de depuración mediante la tecnología de lagunaje es un medio artificial (balsas, conducciones, etc.), diseñado para que en él se den, de forma controlada, los procesos autodepuradores que tienen lugar en la naturaleza en ríos y lagos. En este sistema se producen varios tipos de reacciones en las que intervienen los siguientes elementos:

- Medio acuoso
- Radiación solar (ultravioleta y visible)
- Materia orgánica
- Bacterias y microorganismos heterótrofos
- Contenido en oxígeno, en función de la profundidad
- Profundidad, que condiciona el alcance de la luz
- Compuestos inorgánicos (anexo 4) (14, 19)

En un estudio realizado por Peng *et al* (2005), sobre la eficiencia de un sistema de lagunas de depuración en China, se encontró una remoción de la DBO del 84,5% en época fría, mientras que en época de verano la remoción fue de 91,8%. En cuanto a la remoción de nitrógeno, también se observó una diferencia entre una época y otra, observándose una depuración de 19,6% y 71,4% de nitrógeno de amonio, en la época fría y de verano, respectivamente (21).

En los países en desarrollo, las lagunas de estabilización son usualmente el método más apropiado para el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales,

especialmente en aquellos con climas tropicales. Dentro de las ventajas de las lagunas de estabilización se pueden señalar: el bajo costo de inversión, la facilidad de operación y control y la capacidad para amortiguar importantes fluctuaciones de carga orgánica (21 - 23).

En función de la profundidad, las lagunas pueden ser de tres tipos:

- Anaerobias: tienen una profundidad de 2,5 m o más.
- Facultativas: con una profundidad entre 1,2 m y 2,5 m.
- De maduración: profundidad entre 0,3 m y 0,6 m (21).

Básicamente, en las lagunas anaerobias se realiza el tratamiento primario; en las lagunas facultativas, el tratamiento secundario y en las lagunas de maduración, el tratamiento terciario. Las lagunas anaerobias y facultativas se utilizan para la remoción de materia orgánica (expresada como DBO). Las lagunas de maduración se utilizan para la remoción de bacterias y virus fecales así como de nutrientes (nitrógeno y fósforo) (22).

En una laguna genérica se pueden distinguir tres zonas: zona superficial, intermedia y profunda. En cada una de estas se llevan a cabo distintos procesos de depuración en el que juegan un papel importante la concentración de oxígeno y las bacterias presentes (anexo 4) (14, 24).

Los factores primordiales que gobiernan el diseño de las lagunas de estabilización son: tamaño, tiempo de retención del agua, temperatura, pH, caudal y carga de DBO en kg/L/día (anexo 5) (3).

i. Lagunas anaerobias

Se utilizan normalmente como primera fase de un tratamiento de lagunaje con alta carga orgánica. El objetivo principal de estas lagunas es la reducción de la carga orgánica mediante digestión anaerobia. La eficiencia en la reducción de la DBO y DQO, puede ser del 85%, bajo condiciones óptimas de operación (11, 14).

En un estudio realizado en Uruguay por Martínez y colaboradores sobre la eficiencia de lagunas anaerobias en el tratamiento de efluentes industriales, se encontró una reducción de la DQO, entre el 19.2 y 44.8 % (25).

El volumen de las lagunas debe ser el adecuado para que exista un tiempo de retención suficiente para que la degradación llegue a la fase metanogénica y con abundante carga orgánica para que se mantengan las condiciones anaerobias y no se desarrollen algas en la superficie. Un tiempo de retención de un día es suficiente para aguas residuales con una DBO menor a 300 mg/L y una temperatura encima de los 20 °C (14, 22).

Según recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS), se pueden seguir algunos criterios en el dimensionamiento de las lagunas anaerobias, siempre que se trate de climas con temperaturas medias superiores a 22 °C. La profundidad debe estar comprendida entre 2,5 y 5 metros como mínimo. Al calcular el volumen adecuado para una laguna se tendrán en cuenta los dos siguientes criterios:

- Según la concentración de DBO, se calcula el volumen en base a asignar 1 m³ por cada 0,30 kg DBO/día
- Según el vertido diario, se calcula el volumen para que el tiempo de retención sea al menos 5 días (14).

El cálculo que dé un resultado mayor, se utilizará para establecer el volumen de la laguna (14).

ii. Lagunas facultativas

Son lagunas con una profundidad menor que las anaerobias, entre 1,2 y 2,5 m. Tienen una zona aerobia en la parte superior, una zona facultativa intermedia y en la parte inferior se encuentra la zona anaerobia (14).

La depuración principal se consigue en estas lagunas por una acción combinada de las algas y las bacterias. Las algas producen oxígeno por fotosíntesis y las bacterias oxidan la materia orgánica dando como productos finales CO₂, agua, nitratos, fosfatos y sulfatos

principalmente. Los elementos minerales son a su vez utilizados por las algas para su crecimiento. Por esta razón es importante mantener una población suficiente de algas en las lagunas (anexo 6) (14, 22).

La DBO en estas lagunas puede reducirse de 50 a 90% y la eliminación de nitrógeno y fósforo puede ser del 40 al 90%. Los microorganismos facultativos pueden sobrevivir en condiciones de concentración de oxígeno disuelto variable, como las que tienen lugar en la zona facultativa de las lagunas (10, 14, 22).

A nivel práctico la OMS recomienda para climas templados y cálidos hacer las lagunas con un dimensionamiento en superficie tal que la carga de vertido diario esté comprendida entre 200 y 400 kg de DBO/hectárea/día (14).

iii. Lagunas aerobias o de maduración

Estas son poco profundas (entre 0,3 y 0,6 m), se sitúan después de otras lagunas de tratamiento y en ellas se mantienen condiciones aerobias en todo el perfil de profundidad. El componente ultravioleta de la radiación solar, la salinidad, la concentración de oxígeno disuelto, el pH elevado, la disminución de nutrientes y la presencia de depredadores son factores que favorecen la eliminación de microorganismos patógenos en las lagunas aerobias (10, 14).

En estas lagunas también se produce nitrificación del nitrógeno amoniacal procedente de la materia orgánica. Esta nitrificación se debe a las bacterias nitrificantes, que son aerobias. Por otra parte, se efectúa un descenso en la concentración de nutrientes por el consumo que de ellos hace el fitoplancton (10, 14).

b. Filtros verdes

Consisten en superficies de suelo, con o sin vegetación, que reciben agua residual para su depuración. Pueden ser contraproducentes, ya que contaminan los acuíferos. Los filtros verdes pueden consistir en riego sobre superficies herbáceas, consiguiéndose la depuración del agua en el paso de esta a través del suelo y por la absorción de las plantas (14).

Otro tipo de filtros verdes, consisten en especies leñosas, utilizándose especies de crecimiento rápido que están adaptadas a vivir en suelos húmedos o encharcados. También abarca la escorrentía sobre cubierta vegetal, en la cual la depuración se produce mediante sistemas físicos, químicos y biológicos al discurrir la misma a través de la vegetación, a lo largo de una pendiente. Por otra parte, los sistemas de infiltración tienen su aplicación por medio de sistemas de riego tales como aspersión, surco o gravedad, o inundación. La depuración se consigue mediante la filtración del agua a través del terreno (14).

c. Filtros de macrofitas en flotación

Estos constituyen una especie de humedal, es decir una zona encharcada en la que existe una vegetación acuática adaptada a tener todos o parte de sus órganos sumergidos en el medio acuoso. Se trata de canales debidamente aislados, con flujo superficial de agua, en el que se hacen crecer helófitos e higrófitos, como plantas flotantes, a fin de que el sistema radicular y órganos sumergidos de reserva se entrelacen formando un tapiz filtrante que esté permanentemente bañado por el agua residual (14, 26, 27).

El sistema puede servir para efectuar un tratamiento terciario (eliminación de elementos eutrofizantes) en los efluentes de depuración convencionales, y puede también servir para efectuar un tratamiento secundario (descomposición de la materia orgánica disuelta) por medio de los microorganismos adheridos al sistema radicular. El sistema es útil además para el tratamiento de efluentes eutrofizados agrarios o efluentes de industrias que produzcan vertidos ricos en nitrógeno, fósforo y/o potasio (14, 28, 29).

Se ha estimado que cosechando la biomasa aérea de la planta se elimina del sistema aproximadamente 30g de nitrógeno, equivalente a la cantidad total de nitrógeno contenido en unos 380 l de agua residual. Con respecto al fósforo, la cantidad que puede eliminarse del sistema por extracción de las plantas es menor; citándose cantidades del orden de miligramos por litro de agua residual. Otros autores calculan que la capacidad de las macrofitas para extraer nitrógeno y fósforo está en los intervalos de 200 a 2500 kg N/hectárea/año y 30 a 150 kg P/hectárea/año (14).

E. Megaplanta de biofiltros de Villa Canales

La megaplanta de biofiltros de Villa Canales es un componente del megaproyecto de rescate del lago de Amatitlán, iniciado por la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el lago de Amatitlán - AMSA, con el propósito de brindar una solución concreta para resolver, a nivel macro, la problemática de contaminación de la cuenca y del lago de Amatitlán (1).

La megaplanta se encuentra en el Municipio de Villa Canales, al pie del accidente geográfico conocido como La Cerra, aproximadamente a 4 kilómetros hacia el sur de la cabecera municipal, sobre la trayectoria del río Villalobos. Se llega al área a través de la ruta departamental que conduce de Villa Canales hacia El Relleno, aproximadamente 3 kilómetros asfaltados y un kilómetro de terracería (anexo 7 y 8) (2).

En la megaplanta se da tratamiento a las aguas residuales, domésticas, agroindustriales, industriales y municipales provenientes del río Villalobos, a través de varias etapas. El sistema tiene también como finalidad constituir un campo experimental, que permita evaluar la eficiencia de los diferentes procesos unitarios de tratamiento, para las aguas que conduce el río Villalobos, de acuerdo a las características propias de Guatemala en general y de Villa Canales en particular (21, 2).

Con los resultados que se obtengan de la megaplanta, los procesos de tratamiento podrán mejorarse, adecuarse o mantenerse para ser replicados en otros lugares, principalmente en la cuenca y cauce del río Villalobos, pues el objetivo final es mejorar la calidad del agua del lago de Amatitlán (1, 2).

1. Sistema de tratamiento

Este está integrado por los siguientes procesos unitarios:

- Acondicionamiento previo
- Tratamiento primario y secundario
- Tratamiento terciario (anexo 9) (3)

a. Acondicionamiento previo

Comprende la separación de sólidos gruesos flotantes, en suspensión y arrastrados. Se inicia en el sistema de captación y se completa en el desarenador. El primero está constituido por una pantalla, sumergida a 0.20 metros dentro del agua en forma permanente, la cual evita que los cuerpos flotantes arrastrados por la corriente lleguen a la reja, la cual a su vez tiene la finalidad de evitar que cuerpos mayores arrastrados por la corriente, penetren en la caja de captación. Su diseño es para un caudal máximo de 400 l/s, y a una velocidad de paso de 0,6 m/s (3).

La caja de captación es el depósito encargado de almacenar temporalmente y encausar el agua del río hacia la tubería de salida que conduce al pozo de succión, situado a 30 metros de la captación; dicho pozo tiene espacio para instalar 4 equipos de bombeo, con una capacidad cada uno de 100 L/s. Seguido al pozo se encuentra el desarenador, diseñado para atrapar partículas pesadas que se encuentra dentro de las aguas residuales. El diseño se hizo para que las partículas sólidas existentes (arenas), con un diámetro mayor de 0.2 mm., se precipiten al fondo de la tolva de almacenamiento, y permanezcan en ella hasta ser removidas físicamente, cuando su volumen llegue a 0.20 m (3).

b. Tratamiento primario y secundario

Está formado por los procesos unitarios que se realizan en cinco lagunas de estabilización, de las cuales tres tienen un proceso anaeróbico y las dos restantes un proceso facultativo. Este tratamiento tiene como objetivo tratar la totalidad del caudal bombeado tanto del Río Villalobos como el proveniente de parte de Villa Canales (3).

El sistema anaeróbico está integrado por las lagunas 1, 2 y 3, las cuales tienen una profundidad total de cuatro metros, distribuida en 3,6 m de profundidad útil y 0,4 m de profundidad de lodos. El volumen total que puede estar depositado en estas lagunas es de 67,291.56 m³. Las lagunas anaeróbicas 1, 2 y 3 se abastecen de un caudal de 33 L/s, proveniente de Villa Canales y de otro de 40 L/s, que proviene del río Villalobos. El tiempo de retención en estas lagunas es de 3 días aproximadamente (3).

Las lagunas 4 y 5 son lagunas facultativas, el caudal que ingresa a la laguna 4, proviene de las aguas residuales tratadas anaeróbicamente en la laguna 3. A su vez, el agua tratada en la laguna 4 se conduce a la laguna 5. Estas lagunas tienen una profundidad total de 1,5 m, distribuida en 0,3 m de profundidad de lodos y 1,2 m de profundidad útil, pudiendo retener un volumen de 16,656.042 m³ (3).

Unido a las lagunas, se encuentra el canal distribuidor, que distribuye las aguas tratadas tanto del sistema anaeróbico (lagunas 1, 2 y parte de la laguna 3), como del facultativo (lagunas 4 y 5), al tratamiento posterior, que son los biofiltros (3).

c. Tratamiento terciario

Se lleva a cabo en cuatro módulos integrados por biofiltros, cada uno con una longitud de doscientos veintiséis metros que hacen un total de 678 metros. Los módulos funcionan en serie, es decir, que las aguas servidas se someten a tratamiento terciario al pasar en orden sucesivo por los módulos I, II, III y IV. Para los estanques de cada módulo, el funcionamiento es en paralelo (3).

Los biofiltros proporcionan un tratamiento adicional, “terciario” que mejora la calidad del efluente, especialmente desde el punto de vista biológico. Además existe reducción de metales pesados, lo cual resulta favorable tomando en cuenta que el cuerpo receptor es el lago de Amatitlán. El tratamiento se consigue a través de la depuración que realiza la planta acuática *Typha* sp., conocida comúnmente como “tul”, la cual se enraíza en el suelo bajo el agua. El tul se encuentra ampliamente difundido en las riberas del lago de Amatitlán. Según estudios realizados sobre biofiltros en España, por cada metro cuadrado de superficie de las plantas acuáticas se elimina la carga contaminante generada por dos habitantes (3, 4, 14).

El sistema está diseñado para que los biofiltros puedan recibir un caudal de 133 a 333 L/s. Está previsto el poder tratar aguas con las siguientes calidades: agua cruda del río Villalobos; agua con tratamiento secundario a través de lagunas anaeróbicas y facultativas y una mezcla de las calidades indicadas (3).

F. Características físicas, químicas y biológicas del lago de Amatitlán

El lago de Amatitlán está localizado a 14 30' latitud norte, a 1188 msnm y tiene una superficie de 15 km². Se encuentra a 20 km de la ciudad de Guatemala, el área de la cuenca tributaria es de 368 km² y la profundidad promedio del lago es de 18 m (anexo10) (5).

El lago de Amatitlán puede ser considerado como dos lagos, debido a que las características físicas, químicas y biológicas de la parte oeste y este son diferentes. El vaso oeste recibe las aguas residuales de la parte sur de la capital, de los municipios de Mixco, Villa Canales, San Miguel Petapa y Santa Catarina Pinula. Esta agua incluye urbanizaciones, industrias y desechos hospitalarios (5).

La otra porción del lago recibe descargas de escorrentías agrícolas que acarrean gran cantidad de fertilizantes, plaguicidas, etc. Estos factores han influido en la biología de este ecosistema, ya que se ha alterado la cadena alimenticia, aumentando la producción de algas y disminuyendo especies de zooplancton. Las macrofitas también se han incrementado en gran proporción (1, 5).

En base a monitoreos realizados por AMSA, el promedio de la DQO en los años 1997 - 1998, fue de 74.53 mg/L. Se midió también el plomo, cadmio, cromo y nitritos en el centro oeste del lago, siendo estos valores de 3,54 mg/L, 0,67 mg/L, 0,49 mg/L y 161 mg/L, respectivamente (5).

IV. Justificación

La megaplanta de biofiltros de Villa Canales constituye una parte muy importante del megaproyecto de rescate del lago de Amatitlán, ya que para evitar el deterioro de este lago, es necesario, en primer lugar, un tratamiento adecuado para las aguas que constantemente son vertidas en él, principalmente las provenientes del río Villalobos.

Desde que inició su operación, se ha muestreado con frecuencia la megaplanta en cada uno de sus puntos, a través del laboratorio de aguas de AMSA, lo que ha permitido determinar la calidad del agua, después de haber recibido tratamiento. Sin embargo, no existe ningún estudio detallado sobre las características químicas del agua al ingresar a la megaplanta y luego de su tratamiento.

La importancia de este estudio radica en que el diseño, construcción, operación y mantenimiento de la megaplanta han requerido costos elevados, por lo que es necesario conocer si esta propuesta está ayudando a resolver el problema de contaminación en la cuenca del lago de Amatitlán.

La Autoridad del lago de Amatitlán ha evaluado de forma general el comportamiento del sistema, sin embargo con esta investigación se evaluó la eficiencia y remoción específica de cada unidad, de modo que los resultados sirvan para verificar su funcionamiento, su eficacia y/o se determine a realizar las mejoras pertinentes.

V. Objetivos

A. Objetivo general:

Determinar la eficiencia de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales en la disminución de la carga de contaminantes de las aguas residuales del río Villalobos, que posteriormente se vierten en el lago de Amatlán.

B. Objetivos específicos:

1. Determinar la eficiencia de la megaplanta en la reducción de la demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) del agua tratada.
2. Determinar el porcentaje de eliminación de los nutrientes fósforo y nitrógeno en el agua tratada por la megaplanta de biofiltros de Villa Canales.

VI. Hipótesis

Existe una disminución de los parámetros sanitarios DQO y DBO, en un 40 a 60%; así como una remoción de los nutrientes fósforo y nitrógeno, en un 20 a 40%, en el agua tratada por la megaplanta de biofiltros de Villa Canales, en comparación con el agua antes de recibir cualquier tratamiento.

VII. Materiales y métodos

A. Universo

El universo de este estudio lo constituyó la megaplanta de biofiltros de Villa Canales.

B. Muestra

Conformada por las muestras de agua tomadas del río Villalobos y de cada una de las fases de tratamiento de la megaplanta. Fueron doce puntos de muestreo, los cuales se establecieron en coordinación con el personal encargado de AMSA (anexos 9 y 11).

C. Recursos

1. Humanos

a. **Tesista:** Iveth Liquidano

b. **Asesores:** M. Sc. Hayro García
M. Sc. Karin Herrera

c. **Revisores:** Licda. Rosario Hernández
Dr. Roberto Flores

d. **Colaboradores:** Licda. Elsa Jaúregui (Jefe de Laboratorio de AMSA)
Analistas de Laboratorio de AMSA
Técnicos de muestreo de AMSA

2. Institucionales

Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán (AMSA)

3. Materiales

a. Equipo

- Fotómetro
- Incubadora a 20 ° C para la DBO
- Refrigeradora
- Aparato digestor
- Estufa
- Campana de extracción de gases
- Destiladora automática
- Potenciómetro
- Computadora

b. Reactivos

- Kit comercial para la determinación de DQO (rango de 25 – 1500 mg/L)
- Solución de Hierro
- Solución de Magnesio
- Solución amortiguadora de fosfatos
- Solución de Calcio
- Hidróxido de Sodio
- Rojo de Metilo
- Azul de Metileno
- Sulfato de Potasio
- Sulfato Cúprico
- Ácido Bórico
- Alcohol Isopropílico
- Solución Ácida de Boro
- Ácido Sulfúrico Concentrado
- Tartrato Antimonil de Potasio
- Solución estándar de fosfatos
- Molibdato de Amonio

- Ácido Ascórbico

c. Cristalería

- Tubos de ensayo con tapón de rosca
- Erlenmeyers
- Balones aforados
- Pipetas serológicas
- Pipetas volumétricas
- Bureta
- Celdas de cuarzo
- Tubos de kjedahl
- Vasos de precipitar
- Vidrios de reloj
- Perlas de ebullición

D. Procedimiento

1. Muestreo

- Se rotularon los recipientes de recolección con el nombre del punto de muestreo, así como con la fecha y hora de muestreo.
- El recipiente se lavó tres veces con el agua del punto de muestreo.
- Se sumergió el recipiente a una profundidad aproximada de 10 cm. y se llenó, dejando un espacio adecuado para la agitación posterior en el laboratorio.
- Se guardó la muestra en una hielera y se transportó al laboratorio (30).

Durante veinte meses se tomaron muestras de agua de la megaplanta de biofiltros en doce puntos distintos: río Villalobos antes de bombeo, salida de laguna 1, salida de laguna 2, salida de laguna 3, salida de laguna 4, salida de laguna 5; ingreso a biofiltros, salida biofiltro 1, salida biofiltro 2, salida biofiltro 3, salida biofiltro 4 y descarga final a río Villalobos.

Se efectuaron en total 21 muestreos, 13 de estos se realizaron durante la época seca y los 8 restantes fueron efectuados en época lluviosa. En las muestras recolectadas se determinaron los siguientes parámetros: nitrógeno total, fósforo, DQO y DBO₅. Estos análisis se realizaron en el Laboratorio de Análisis de Aguas y Sólidos de AMSA.

A los resultados obtenidos, se les efectuó un análisis de varianza para determinar si existía una disminución significativa de los distintos analitos estudiados, en cada una de las fases de tratamiento de la megaplanta, para lo cual se utilizó como parámetro estadístico el p - value.

1. Determinación de nitrógeno total por el método de Kjeldahl (30)

a. Principio

El nitrógeno de Kjeldahl es la suma de nitrógeno orgánico y nitrógeno de amonio. A través de una digestión ácida de la muestra se transforman todas las formas de nitrógeno a amonio, posteriormente el amonio formado durante este proceso es destilado y medido por titulación (30).

b. Metodología

El procedimiento utilizado para la determinación del nitrógeno total es el descrito por el "Standard Methods for the examination of water of wastewater", método semi-micro-Kjeldahl 4500-N_{org}(30).

2. Determinación de fósforo por el método del ácido ascórbico (30)

a. Principio

El molibdato de amonio y el tartrato antimonil de potasio reaccionan en medio ácido con el ortofosfato de la muestra, para formar ácido fosfomolibdico, el cual es reducido por el ácido ascórbico a azul de molibdeno, que es el compuesto coloreado que se determina por espectrofotometría (30).

b. Metodología

El procedimiento utilizado para la determinación de fósforo es el descrito por el “Standard Methods for the examination of water of wastewater”, método del ácido ascórbico 4500-P E(30).

3. Determinación de DQO (30, 31)

a. Principio

La DQO indica la cantidad de oxígeno procedente de dicromato potásico que, bajo las condiciones de trabajo del procedimiento, reacciona con las sustancias oxidables contenidas en un litro de agua (31).

La muestra de agua es oxidada con una solución sulfúrica caliente de dicromato potásico (solución de digestión) y sulfato de plata como catalizador. Los cloruros son neutralizados con sulfato de mercurio. A continuación se determina fotométricamente la concentración de los iones dicromato amarillos, no consumidos (30).

Se utilizará un método colorimétrico de reflujo cerrado para la determinación de DQO, haciendo uso de un kit comercial marca Merck, el cual consiste en tubos preparados con 1.5 ml de la solución de digestión y 3.5 de la solución de sulfato de plata (30, 31).

b. Metodología

El procedimiento utilizado para la determinación de DQO se basa en el método colorimétrico de reflujo cerrado 5220 D, descrito por el “Standard Methods for the examination of water of wastewater” (30, 31).

4. Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días (DBO₅) (30)

a. Principio

Para la medición de DBO₅ se utilizará un método respirométrico, mediante el cual se medirá directamente el oxígeno consumido por los microorganismos presentes en las

muestras, para la degradación de materia orgánica, en condiciones aeróbicas, en un recipiente cerrado, bajo condiciones de temperatura y agitación constantes (30).

Se usará un respirómetro comercial, con principio manométrico, el cual relaciona el consumo de oxígeno con los cambios de presión causados por el consumo de este elemento, mientras se mantiene un volumen constante (30).

b. Procedimiento

El procedimiento utilizado para la determinación de DBO_5 es el descrito por el "Standard Methods for the examination of water of wastewater", método respirométrico 5210 D (30).

E. Diseño experimental

Se empleó un diseño de bloques completos, con diez tratamientos, en el que los bloques fueron los meses de muestreo (en total se muestreó por 19 meses). El nivel de significancia (α) fue de 0,05 y se asumió un error igual a la desviación estándar. Se analizaron cuatro parámetros (DQO, DBO, nitrógeno total y fósforo) por medio de análisis de varianza.

VIII. RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la evaluación de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales. Se detalla la depuración de los parámetros fisicoquímicos (nitrógeno total, fósforo, DQO, DBO₅) en cada unidad de tratamiento (sistema de lagunas y biofiltros) así como la disminución lograda por la megaplanta en conjunto.

Se separaron los resultados por sistema de lagunas y biofiltros, ya que en el ingreso a los biofiltros hay un afluente de agua no tratada, proveniente del río Villalobos, por lo que la eficiencia global de la megaplanta podría subestimarse si no se considera que a mitad del proceso de tratamiento ingresa un caudal crudo.

A. Depuración del nitrógeno total en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales

El nitrógeno total se determinó en 14 muestras del río Villalobos y 14 de la descarga final. Se efectuaron 8 muestreos durante la época seca y 6 durante la época lluviosa (tabla 1).

Tabla 1. Concentración de nitrógeno total en el agua del río Villalobos, tratada en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales (período 20 de Enero de 2006 al 8 de Agosto de 2007)

Nitrógeno (mg/L)														
Puntos de muestreo	Muestreos en época seca								Muestreos época lluviosa					
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6
Río Villalobos	32	36	22.4	40	20	29.12	12.3	24	36	18.7	28	11.6	12	19
Salida laguna 1	48	52	22.4	53	22	21	19.04	36	35	ND	ND	2.1	15	30
Salida laguna 2	53	ND	22.4	51	25	24	25.76	34	50	ND	ND	ND	15	25
Salida laguna 3	48	ND	31	ND	24	25.76	ND	33	47	ND	ND	ND	21	19
Salida laguna 4	ND	ND	ND	ND	ND	23.52	ND	34	49	ND	ND	ND	17	9
Salida laguna 5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	13	39	ND	ND	ND	13	10
Ingreso biofiltros	44	42	30	60	21	44.8	22.4	33	33	ND	ND	ND	13	25
Salida biofiltro 1	37	36	30	51	22	39.2	ND	25	ND	ND	ND	ND	9	24
Salida biofiltro 2	47	46	32	49	21	22	ND	29	45	ND	ND	ND	15	20
Salida biofiltro 3	48	40	29	49	21	23	ND	28	48	ND	ND	ND	14	25
Salida biofiltro 4	47	33	32	ND	20	22	ND	23	39	ND	ND	ND	8	18
Descarga al río Villalobos	48	35	29	51	22	19	22.4	27	32	17.7	37	0.6	25	25

ND: No determinado

Fuente: Datos experimentales

Al analizar el promedio de nitrógeno total en las distintas fases de tratamiento, se observa que no existe disminución en ninguno de los procesos; por el contrario, en algunos casos el nitrógeno total aumentó respecto a la concentración inicial (río Villalobos: 24.39 mg/L). Excepción única resultó la laguna facultativa 5, en donde el nitrógeno disminuyó a 20.67 mg/L (tabla 2).

El punto con mayor concentración de nitrógeno total fue el ingreso a los biofiltros (33.47 mg/L) y el de menor concentración fue el de la salida de la laguna 5 (20.67 mg/L). Sin embargo, no hubo cambio significativo en cuanto a la concentración de nitrógeno al inicio del proceso (río Villalobos) y al final del tratamiento (descarga a río Villalobos) (gráfica 1 y tabla 2).

Tabla 2. Promedio de nitrógeno en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Punto de muestreo	Nitrógeno (mg/L)
Río Villalobos	24.39
Salida Laguna 1	29.79
Salida Laguna 2	33.38
Salida Laguna 3	31.75
Salida Laguna 4	26.50
Salida Laguna 5	20.67
Ingreso biofiltros	33.47
Salida Biofiltro 1	30.36
Salida Biofiltro 2	32.60
Salida Biofiltro 3	32.50
Salida Biofiltro 4	26.89
Descarga a río Villalobos	27.91

Fuente: Datos experimentales

Se calculó el porcentaje de depuración de nitrógeno total en cada fase de tratamiento de la megaplanta. El sistema de lagunas en general no aportó ninguna depuración de nitrógeno, por el contrario éste se incrementó en un 37%, con respecto a la concentración inicial en el río Villalobos (tabla 3).

Al comparar la concentración promedio del nitrógeno total en el afluente y efluente de los biofiltros, se aprecia que al igual que con el sistema de lagunas, no se consiguió ninguna depuración, sino hubo un aumento de 3%. Evaluando todo el sistema de tratamiento, se observa que la megaplanta no contribuye a disminuir el nitrógeno total, sino, contrario a lo esperado, produce un aumento de este parámetro en un 14% (tabla 3).

Tabla 3. Depuración de nitrógeno en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Fase de tratamiento	Disminución (%)	Aumento (%)
Laguna 1	-	22.10
Laguna 2	-	12.05
Laguna 3	4.87	-
Laguna 4	16.52	-
Laguna 5	22.02	-
Sistema de lagunas	-	37.21
Biofiltro 1	9.31	-
Biofiltro 2	-	7.39
Biofiltro 3	0.30	-
Biofiltro 4	17.26	-
Sistema de biofiltros	-	3.78
Depuración de todo el sistema	-	14.40

Fuente: Datos experimentales

Al efectuar el análisis de varianza para el nitrógeno total, no se encontró ninguna diferencia estadística significativa entre los puntos de muestreo ($p= 0.9164$). Sólo puede afirmarse que no hay diferencia entre la concentración de nitrógeno total en agua del río Villalobos, antes y después de ser tratado en la megaplanta.

B. Depuración del fósforo en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales

Se analizaron 21 muestras del río Villalobos antes de ingresar a la megaplanta y 21 muestras de la descarga tratada al río Villalobos (13 muestras correspondientes a época seca y 8 de época lluviosa, en ambos casos) (tabla 4).

Tabla 4. Concentración de fósforo en el agua del río Villalobos, tratada en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales (período 20 de Enero de 2006 al 8 de Agosto de 2007)

Fósforo (mg/L)																					
Puntos de muestreo	Muestras en época seca													Muestras época lluviosa							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	1	2	3	4	5	6	7	8
Río Villalobos	14.3	18.43	29.2	25.5	17.5	15.2	8.34	8.79	14.6	14.86	19.38	12.67	16.11	6.20	19.1	2.4	8.4	1.86	0.16	1.54	3.14
Salida laguna 1	17.1	20.51	19.9	18.46	16.6	11.2	14	15.4	14.4	15.93	15.94	17.2	17.58	12.40	ND	ND	13.4	9.75	11.9	3.42	3.66
Salida laguna 2	18.3	ND	20.5	21.71	20.3	4.3	8.6	7.94	6.9	11.23	8.63	16.18	16.59	11.30	ND	ND	ND	4.82	2.4	3.65	2.94
Salida laguna 3	17.3	ND	19.7	20.6	19.1	7.9	ND	11.9	9.3	19.64	18.65	17.87	17.75	11.80	ND	ND	ND	4.11	4.5	1.43	1.02
Salida laguna 4	ND	ND	ND	ND	ND	5.1	ND	8.6	6.1	17.88	15.89	15.95	17.34	1.50	ND	ND	ND	2.62	1.9	3.17	2.03
Salida laguna 5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	7.97	5.5	16.47	13.63	15.49	17.63	2.60	ND	ND	ND	1.44	1.8	2.9	2.34
Ingreso biofiltros	17.4	16.24	19.7	19.1	18.7	5.7	21.5	12.9	12.7	14.89	14.08	15.47	18.01	10.20	ND	ND	ND	1.05	0.23	2.86	3.07
Salida biofiltro 1	13.1	17.46	23.9	20.1	15.8	10.5	ND	6.3	9.14	13.38	12.68	14.61	14.98	ND	ND	ND	ND	ND	0.6	2.63	3.7
Salida biofiltro 2	13.02	16.51	22.5	18	18.9	14.5	ND	6.5	0.89	15.08	12.33	16.47	15.57	9.50	ND	ND	ND	ND	3.8	3.3	2.9
Salida biofiltro 3	13.5	14.06	14.6	19	15.7	17.3	ND	8.1	8.73	14.17	13.1	15.25	13.9	12.00	ND	ND	ND	ND	3.6	2.79	2.6
Salida biofiltro 4	16.3	14.19	18.2	ND	18.2	10.6	ND	0.14	5.67	13.12	12.29	18.71	17.42	15.30	ND	ND	ND	ND	0.4	2.21	2.3
Descarga al río Villalobos	14.5	24.3	19.6	21.1	20.1	13.5	10.1	2.9	4.65	14.19	12.51	14.64	16.1	11.40	18	5.5	16.5	3.8	4.8	3.13	2.7

ND: No determinado

Fuente: Datos experimentales

La concentración promedio de fósforo aumentó de 11.94 mg/L (río Villalobos) a 16.98 mg/L (descarga final). De las lagunas anaerobias, únicamente, en la laguna 2 hubo disminución del fósforo con respecto al río Villalobos. En las lagunas facultativas 4 y 5, se observó un descenso en la concentración del fósforo, pero al ingreso a los biofiltros ocurrió una elevación por encima de la concentración inicial en el río Villalobos (tabla 5 y gráfica 2).

Tabla 5. Promedio de fósforo en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Punto de muestreo	Fósforo (mg/L)
Río Villalobos	11.94
Salida Laguna 1	14.10
Salida Laguna 2	9.68
Salida Laguna 3	12.94
Salida Laguna 4	8.17
Salida Laguna 5	7.39
Ingreso biofiltros	12.43
Salida Biofiltro 1	11.93
Salida Biofiltro 2	11.86
Salida Biofiltro 3	11.78
Salida Biofiltro 4	11.00
Descarga a río Villalobos	16.98

Fuente: Datos experimentales

En el sistema de lagunas el fósforo aumentó en un 4.1%. En los biofiltros, únicamente en el biofiltro 4 hubo una reducción del 6%. En conjunto, los biofiltros no fueron efectivos en la depuración del fósforo en la megaplanta, ya que hubo un incremento del 54% (ver tabla 6).

Al comparar la concentración de fósforo en el agua, antes y después de su tratamiento, se encontró un aumento del 42% de este nutriente. Con el análisis de varianza realizado, se determinó que no existe diferencia significativa entre los puntos de muestreo ($p=0.9158$), por lo que el incremento y disminución del fósforo en los distintos puntos, no es estadísticamente significativo (ver tabla 6).

Tabla 6. Depuración de fósforo en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Fase de tratamiento	Disminución (%)	Aumento (%)
Laguna 1	-	18.08
Laguna 2	31.32	-
Laguna 3	-	33.66
Laguna 4	36.85	-
Laguna 5	9.52	-
Sistema de lagunas	-	4.12
Biofiltro 1	4.08	-
Biofiltro 2	0.54	-
Biofiltro 3	0.72	-
Biofiltro 4	6.55	-
Sistema de biofiltros	-	54.33
Depuración de todo el sistema	-	42.22

Fuente: Datos experimentales

C. Depuración de la DQO en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales

Se determinó la DQO en 21 muestras de la entrada y salida de la megaplanta, 13 muestras correspondieron a la época seca y 8 muestras a la época lluviosa (ver tabla 7).

Tabla 7. Concentración de DQO en el agua del río Villalobos, tratada en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales (período 20 de Enero de 2006 al 8 de Agosto de 2007)

DQO (mg/L)																					
Puntos de muestreo	Muestras en época seca													Muestras época lluviosa							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	1	2	3	4	5	6	7	8
Río Villalobos	372	390	516	336	456	200	212	184	370	308	684	396	340	114	258	215	528	102	112	480	490
Salida laguna 1	294	208	242	244	230	210	208	178	254	190	202	182	206	142	ND	ND	786	144	148	352	320
Salida laguna 2	198	ND	244	264	230	202	204	176	114	160	130	150	90	148	ND	ND	ND	112	72	232	245
Salida laguna 3	328	ND	254	254	240	194	ND	94	224	214	200	232	164	138	ND	ND	ND	34	6	84	98
Salida laguna 4	ND	ND	ND	ND	ND	194	ND	132	82	182	122	158	140	150	ND	ND	ND	40	4	548	88
Salida laguna 5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	124	64	166	114	166	126	142	ND	ND	ND	88	36	142	114
Ingreso biofiltros	222	180	206	262	230	186	192	132	150	174	178	156	144	138	ND	ND	ND	104	40	120	186
Salida biofiltro 1	164	148	302	168	130	188	ND	46	62	96	92	64	56	ND	ND	ND	ND	ND	10	70	106
Salida biofiltro 2	148	156	132	146	172	140	ND	64	72	132	66	124	54	78	ND	ND	ND	ND	34	128	114
Salida biofiltro 3	198	156	196	178	172	134	ND	48	62	116	84	114	66	74	ND	ND	ND	ND	16	78	90
Salida biofiltro 4	170	136	254	ND	164	130	ND	106	130	80	34	76	70	62	ND	ND	ND	ND	16	68	70
Descarga al río Villalobos	172	140	148	180	172	144	118	72	90	68	80	90	84	82	90	115	62	50	26	68	490

ND: No determinado

Fuente: Datos experimentales

La concentración inicial de la DQO en el río Villalobos tuvo un promedio de 332.43 mg/L. Al pasar por las lagunas anaerobias, se observó una disminución de hasta 165.12 mg/L. En las lagunas facultativas, la DQO disminuyó hasta 110.36 mg/L. El sistema de lagunas en general permitió la disminución de DQO de una concentración inicial de 332.43 mg/L a 166.67 mg/L. La DQO también presentó un decremento en el sistema de biofiltros hasta 104.4 mg/L. La descarga final al río Villalobos tuvo una DQO de 121 mg/L, frente a 332.43 mg/L, que fue el valor inicial (tabla 8).

La mayor depuración de DQO realizada en la megaplanta ocurrió en las lagunas anaerobias. En las lagunas facultativas la disminución de DQO se observó en menor

proporción que en el sistema anaerobio. El sistema de biofiltros fue el que contribuyó en menor proporción a la disminución de DQO en la megaplanta de tratamiento (tabla 8 y gráfica 3).

Tabla 8. Promedio de DQO en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Punto de muestreo	DQO (mg/L)
Río Villalobos	332.43
Salida Laguna 1	252.11
Salida Laguna 2	165.12
Salida Laguna 3	170.94
Salida Laguna 4	153.50
Salida Laguna 5	110.36
Ingreso biofiltros	166.67
Salida Biofiltro 1	113.47
Salida Biofiltro 2	110.00
Salida Biofiltro 3	211.63
Salida Biofiltro 4	104.40
Descarga a río Villalobos	121.00

Fuente: Datos experimentales

La depuración de DQO obtenida a través del sistema de lagunas (anaerobias y facultativas) fue de un 50%. El biofiltro con el mejor desempeño en cuanto a la disminución de DQO en la megaplanta, fue el biofiltro 4 (50.67%), mientras que el biofiltro 3 mostró un pobre desempeño, aumentando en un 92.39% la concentración de DQO. Al comparar el río Villalobos, previo a ingresar a la megaplanta, con el afluente tratado, la depuración de DQO conseguida es del 63% (tabla 9).

En el análisis estadístico se determinó que existe diferencia significativa entre el agua del río Villalobos sin tratamiento respecto al efluente de la laguna 5 ($p=0.009$), salida de biofiltro 1 ($p=0.002$), salida biofiltro 2 ($p=0.001$), salida de biofiltro 4 ($p=0.001$) y la descarga al río Villalobos ($p=0.001$). En todos los casos, la DQO es significativamente mayor en el río Villalobos antes de ingresar a la megaplanta.

Tabla 9. Depuración de DQO en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Fase de tratamiento	Disminución (%)	Aumento (%)
Laguna 1	24.16	-
Laguna 2	34.50	-
Laguna 3	-	3.53
Laguna 4	10.20	-
Laguna 5	28.10	-
Sistema de lagunas	49.86	-
Biofiltro 1	31.92	-
Biofiltro 2	3.06	-
Biofiltro 3	-	92.39
Biofiltro 4	50.67	-
Sistema de biofiltros	-	15.90
Depuración de todo el sistema	63.60	-

Fuente: Datos experimentales

D. Depuración de la DBO₅ en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales

Se determinó la DBO₅ en 21 muestras de la entrada y salida de la megaplanta, 13 muestras correspondieron a la época seca y 8 muestras a la época lluviosa, las cuales se muestran en la tabla 10.

Tabla 10. Concentración de DBO₅ en el agua del río Villalobos, tratada en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales (Período 20 de Enero de 2006 al 8 de Agosto de 2007)

Puntos de muestreo	DBO ₅ (mg/L)																							
	Muestras en época seca													Muestras época lluviosa										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	1	2	3	4	5	6	7	8			
Rio Villalobos	190	300	250	120	180	100	106	92	185	150	180	210	220	70	140	108	170	51	56	150	250			
Salida laguna 1	150	50	60	340	120	90	100	90	125	115	90	90	110	70	ND	ND	330	70	75	175	155			
Salida laguna 2	90	ND	85	100	140	40	100	80	50	50	65	75	45	60	ND	ND	ND	50	35	100	120			
Salida laguna 3	165	ND	195	110	110	80	ND	50	100	100	25	30	100	70	ND	ND	ND	15	3	40	50			
Salida laguna 4	ND	ND	ND	ND	ND	70	ND	65	40	70	60	75	70	75	ND	ND	ND	20	2	150	40			
Salida laguna 5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	62	30	60	55	70	60	50	ND	ND	ND	44	18	70	55			
Ingreso biofiltros	100	150	75	90	100	90	100	65	75	90	90	75	75	55	ND	ND	ND	50	20	50	100			
Salida biofiltro 1	80	80	135	50	80	60	ND	20	30	45	45	30	25	ND	ND	ND	ND	ND	5	35	50			
Salida biofiltro 2	70	76	44	30	80	60	ND	30	35	50	30	60	25	50	ND	ND	ND	ND	15	50	50			
Salida biofiltro 3	80	60	60	70	60	60	ND	25	30	35	40	55	30	35	ND	ND	ND	ND	8	40	45			
Salida biofiltro 4	80	65	70		70	60	ND	50	65	25	15	80	35	30	ND	ND	ND	ND	8	50	35			
Descarga al río Villalobos	85	64	70	90	90	70	60	35	45	50	40	60	60	40	50	55	30	25	15	50	116			

ND: No determinado

Fuente: Datos experimentales

La DBO₅ promedio en el agua del río Villalobos, sin tratamiento, fue de 156 mg/L. A su paso por las lagunas fue disminuyendo gradualmente. En las lagunas anaerobias la DBO₅ disminuyó hasta 75.76 mg/L (laguna 3). En las lagunas facultativas este parámetro bajó hasta 49.27 mg/L (salida de la laguna 5). Dentro de los biofiltros, la mayor disminución de DBO₅ ocurrió en el biofiltro 2 (47.19 mg/L). En promedio la concentración de DBO₅ en los biofiltros fue de 49.23 mg/L (ver tabla 11).

Al igual que con la DQO, la mayor depuración de DBO₅ obtenida en la megaplanta ocurrió en las lagunas anaerobias. A partir de las lagunas facultativas se observó un

marcado descenso en la DBO₅, aunque en menor proporción que en el sistema anaerobio. El ingreso a los biofiltros presentó un notable incremento en cuanto a la DBO₅ con respecto a los demás puntos de la megaplanta de tratamiento (tabla 11, gráfica 3).

Tabla 11. Promedio de DBO₅ en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Punto de muestreo	DBO₅ (mg/L)
Río Villalobos	156.00
Salida Laguna 1	115.79
Salida Laguna 2	74.81
Salida Laguna 3	75.76
Salida Laguna 4	61.83
Salida Laguna 5	49.27
Ingreso biofiltros	80.56
Salida Biofiltro 1	51.33
Salida Biofiltro 2	47.19
Salida Biofiltro 3	48.75
Salida Biofiltro 4	49.67
Descarga a río Villalobos	56.81

Fuente: Datos experimentales

En total las lagunas permitieron que la DBO₅ disminuyera en un 48%. Por su parte, los biofiltros presentaron una disminución de DBO₅ en un 38% y la megaplanta en conjunto permitió depurar la DBO₅ en un 63% (tabla 12)

Tabla 12. Depuración de DBO₅ en cada fase de tratamiento de la megaplanta

Fase de tratamiento	Depuración (%)	Aumento (%)
Laguna 1	25.78	-
Laguna 2	35.39	-
Laguna 3	-	1.28
Laguna 4	18.39	-
Laguna 5	20.31	-
Sistema de lagunas	48.36	-
Biofiltro 1	36.28	-
Biofiltro 2	8.08	-
Biofiltro 3	-	3.31
Biofiltro 4	-	1.88
Sistema de biofiltros	38.34	-
Depuración de todo el sistema	63.58	-

Fuente: Datos experimentales

Con el análisis estadístico se determinó que sí existe diferencia significativa entre el río Villalobos antes de ingresar a la megaplanta y todos los demás puntos ($p < 0.0001$); además, se encontró que existe diferencia significativa entre las lagunas 1 y 5 ($p = 0.001$), biofiltros 1, 2, 3 y 4 y la descarga al río Villalobos ($p < 0.0001$). En los tres casos, la DBO₅ es significativamente mayor.

E. Desempeño de los componentes de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales

1. Lagunas anaerobias y facultativas

De las lagunas anaerobias, las lagunas 1 y 2 fueron efectivas en la reducción de los parámetros sanitarios DQO y DBO₅. Las dos lagunas facultativas (lagunas 4 y 5) fueron efectivas tanto en la depuración y reducción de DQO y DBO₅, como en la remoción de los nutrientes fósforo y nitrógeno. En las muestras recolectadas del ingreso a los biofiltros se observó un aumento de todos los parámetros evaluados, con respecto a la concentración en las lagunas facultativas (gráfica 5).

2. Biofiltros

El desempeño de los biofiltros fue variado. De los cuatro biofiltros estudiados, solamente el biofiltro 1 mostró ser eficiente en la remoción de los cuatro parámetros (DQO, DBO₅, nitrógeno y fósforo). El biofiltro 4 mostró ser eficiente en la depuración de la

DQO, mas no de la DBO₅, pero fue el biofiltro que aportó una mayor depuración en los nutrientes fósforo y nitrógeno (gráfica 5).

Al comparar la concentración de los distintos parámetros evaluados, tanto en el afluente como en el efluente de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales, se puede observar que ésta fue eficiente en la reducción de DQO y DBO₅, pero no en cuanto a la eliminación de fósforo y nitrógeno (gráfica 5).

IX. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En el presente estudio se evaluó la capacidad de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales en la disminución de nutrientes (fósforo y nitrógeno total), así como de los parámetros sanitarios DQO y DBO₅, en el agua del río Villalobos en su paso por dicha estructura.

El estudio permitió evaluar, tanto el efecto general de la megaplanta con respecto a los parámetros mencionados, como la contribución individual de las secciones de la megaplanta (sistema de lagunas anaerobias, sistema de lagunas facultativas, sistema de biofiltros), en el proceso de disminución de tales parámetros.

A. Nitrógeno total

Los resultados de este estudio demostraron que no es posible disminuir la concentración de nitrógeno a través de las lagunas anaerobias (tabla 2 y 3, gráfica 1). La principal función de estas lagunas es realizar un tratamiento primario y reducir la carga orgánica mediante digestión anaerobia. Dado que la remoción del nitrógeno constituye un tratamiento de tipo terciario, las lagunas anaerobias no disminuyeron la concentración de este nutriente (14, 22).

El nitrógeno aumentó en las lagunas anaerobias, lo cual podría explicarse por la producción de amonio que se forma en la descomposición anaerobia del nitrógeno orgánico, presente en el afluente de la laguna, y del nitrógeno derivado de la muerte de microorganismos y algas (23).

En las lagunas facultativas se logró disminuir la concentración del nitrógeno hasta un 22% (conseguido a través de la laguna 5) (tabla 3, gráfica 5). La depuración de nitrógeno en las lagunas facultativas se lleva a cabo a través de una acción conjunta de algas y bacterias (22).

En algunos estudios se ha reportado una depuración de nitrógeno mayor, por medio de lagunas facultativas, de 40 a 90% (22). Por ejemplo, en un estudio realizado en

Antioquia, Colombia, por Ramírez y colaboradores, sobre el desempeño de un sistema de lagunas anaerobias y facultativas para el tratamiento de aguas residuales, se obtuvo una remoción de nitrógeno del 36%, un porcentaje mayor que el que se observó en este estudio (32).

En las lagunas facultativas es importante la concentración de algas presentes, por la acción de la clorofila. Es recomendable que la concentración de ésta se encuentre entre 500 y 1000 $\mu\text{g/L}$ (22). Vargas *et al* (2005) relacionaron la concentración de algas en lagunas facultativas, con la remoción de nitrógeno, y obtuvieron una reducción de nitrógeno del 21.61%, un resultado muy similar al que se tuvo en este estudio. En dicho estudio se determinó también la concentración de clorofila, fue de 557.86 mg/L. No se tiene ningún dato de la concentración de clorofila en las lagunas de la megaplanta, sin embargo, es importante que este dato sea monitoreado (33).

Al evaluar el sistema de lagunas se encontró que la concentración del nitrógeno se incrementó en un 37%, respecto a la concentración inicial en el río Villalobos. Este aumento se explica por la mezcla de agua sin tratamiento con un caudal crudo de 300 L/s del río Villalobos, en el punto donde se realizó el muestreo (ingreso a los biofiltros). Por lo que, al mezclarse los dos tipos de agua, el nitrógeno se incrementa (3).

Este nuevo efluente que entra del río Villalobos no debería disminuir la eficiencia de la megaplanta ya que ésta se diseñó para tratar dicho efluente a través de los biofiltros, sin embargo, como se discute más adelante, no se está obteniendo el resultado esperado (3).

Se esperaba que en los biofiltros ocurriera la mayor depuración del nitrógeno, ya que éstos se implementaron como un tratamiento terciario en la megaplanta. Sin embargo, ninguno de los biofiltros disminuyó la concentración de nitrógeno con respecto al río Villalobos (tabla 2, gráfica 1). El uso de plantas acuáticas como *Typha*, para el tratamiento de agua residual y remoción de nutrientes, ha sido estudiado previamente y se ha comprobado la eficiencia de estas plantas para este fin (34, 35, 36), pero en la megaplanta de Villa Canales no se obtuvo el resultado esperado.

En Estados Unidos se ha establecido que la eficiencia de purificación de los biofiltros es alta para la DQO y DBO₅ (90%) y para la contaminación bacteriana (99%), pero es sustancialmente más baja para el nitrógeno y el fósforo (10 - 15%). La baja remoción de nutrientes se debe a que la mayoría de los procesos importantes ocurren en el sedimento, y los nutrientes disueltos deben difundir del agua residual al sedimento, lo cual es un proceso muy lento. Si los niveles del agua en el biofiltro se manipulan de manera que se alterne entre períodos secos y húmedos, la eficiencia en la remoción de nitrógeno y fósforo puede duplicarse (34).

En otras investigaciones se han obtenido resultados positivos para la depuración de nitrógeno. En un estudio realizado sobre la depuración sostenible de efluentes residuales urbanos en España, se evaluó la depuración de nitrógeno total en un humedal artificial, obteniéndose un porcentaje de depuración de 31.1% (35). En otro estudio realizado en Piracicaba, Brasil se determinó la remoción de nutrientes en un humedal, encontrándose una reducción de nitratos del 78% y de amonio en un 50% (36).

En los biofiltros, un proceso importante en la eliminación del nitrógeno es la amonificación, que consiste en la transformación biológica del nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, este último puede eliminarse por volatilización, por absorción por organismos fotosintéticos, asimilación por microorganismos o nitrificación. Sin embargo, para que ocurra la amonificación, el pH debe ser alcalino (8 - 10). Según información proporcionada por la División de Control, Calidad y Manejo de Lagos de AMSA, el pH en los biofiltros fluctúa alrededor de 7.8, esto podría estar afectando el proceso de amonificación en los biofiltros, y por lo tanto su eficiencia en la eliminación de nitrógeno (14).

Las bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* tienen un papel importante en la degradación de nitrógeno, ya que estas contribuyen a la formación de nitrato, un proceso previo a la eliminación de nitrógeno en su forma gaseosa. La probable ausencia de estas bacterias podría ser una de las causas para el pobre funcionamiento de los biofiltros, tal como reportan De Miguel *et al* (2005). Sería conveniente determinar su presencia y

concentración, y de ser necesario aplicarse bionóculos de estas bacterias para aumentar su población en los biofiltros, y con esto la eficiencia en la eliminación de nitrógeno (14).

Para eliminar el nitrógeno asimilado por la planta acuática *Typha* en los biofiltros, es necesario retirar periódicamente la biomasa producida por esta planta, de otro modo el nitrógeno se recicla en el sistema debido a la incorporación de los restos vegetales en el humedal. La periodicidad establecida para remover la biomasa en los biofiltros es cada 45 días, debiéndose eliminar en cada poda, 2Kg de *Typha* por metro cuadrado. Dado que no se está obteniendo la efectividad esperada, es importante que en la megaplanta se revise y mejore la frecuencia y calidad con que se está realizando este procedimiento, de manera que se mejore la eficiencia del sistema (14).

La remoción de nitrógeno planteada en la hipótesis no se cumplió, ya que se había previsto una remoción del 20 - 40%, y en lugar de disminuir, el nitrógeno aumentó en un 14% (tabla 3). Este aumento no es estadísticamente significativo ($p=0.9164$), según se determinó a través del análisis de varianza.

A pesar de que en la descarga final de la megaplanta la concentración de nitrógeno no llegó al límite permitido por el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos (20 mg/L), antes del ingreso a los biofiltros (en donde ingresa agua sin tratamiento), la concentración de nitrógeno se había disminuido de 24 mg/L a 20 mg/L (tabla 2). Si se mejorara la efectividad de los biofiltros, sería posible mejorar también la eficiencia total de la megaplanta (6).

B. Fósforo

En las lagunas facultativas el fósforo disminuyó en comparación con el río Villalobos (tabla 4 y 5, gráfica 2), esta disminución ocurre debido a la asimilación de fósforo por la población de algas en estas lagunas (14, 22).

El aumento de fósforo observado en el ingreso a los biofiltros (tabla 4, gráfica 2), comparado con la concentración inicial en el río Villalobos puede explicarse por la mezcla del agua en tratamiento, con agua sin tratar del río Villalobos. Al igual que para el

nitrógeno, se esperaba que esta mezcla de aguas, no tuviera ningún efecto en la eficiencia de la megaplanta, puesto que los biofiltros se diseñaron para recibir tanto el caudal del agua de las lagunas como del río Villalobos (3).

En los biofiltros se esperaba la mayor depuración de fósforo, ya que éstos se implementaron con la finalidad de remover los nutrientes del agua. Al comparar las concentraciones de fósforo en cada biofiltro con la del río Villalobos, se puede ver que son bastante similares (alrededor de 11 mg/L) (tabla 4, gráfica2), por lo que puede deducirse que la contribución de los biofiltros a la disminución de fósforo es insignificante.

En varios estudios realizados sobre depuración de nutrientes utilizando biofiltros, se ha observado que la cantidad de fósforo en el efluente es prácticamente igual que en el afluente, en la mayoría de los casos (37). La cantidad de fósforo asimilado por vegetación o fijada al sedimento es pequeña en relación a la aportada por el agua residual. Se ha concluido que los humedales son más efectivos si se usan grandes áreas con grava rica en hierro y aluminio o si se aplican tratamientos alternativos de eliminación de fósforo (37).

Para el fósforo, la adsorción de fosfatos por las partículas del suelo constituye un proceso importante de remoción en los filtros verdes. La capacidad de adsorción depende de la presencia de hierro, aluminio o calcio en minerales arcillosos o en la materia orgánica. Bajo condiciones aerobias y neutras a ácidas, los fosfatos se unen al Hierro (III) en complejos estables. Si el suelo se vuelve anaerobio, el Hierro (III) se reduce a Hierro (II), lo que conduce a una adsorción menos fuerte y a la liberación de fosfatos al agua (34). Estas condiciones de acidez y presencia de oxígeno deberían ser revisadas en el suelo de los biofiltros de la megaplanta para mejorar la depuración de este nutriente, ya que actualmente no se han monitoreado estos factores.

El proceso de adsorción está sujeto a saturación, cuando se ocupan todos los sitios disponibles en el suelo. Para mejorar la eficiencia de los biofiltros de la megaplanta en la disminución de fósforo, éste podría precipitarse con compuestos de hierro o aluminio. Este proceso es más lento que la adsorción pero no está sujeto a la saturación. Si el fósforo

previamente adsorbido es precipitado, los sitios de adsorción estarán nuevamente disponibles para atrapar más fósforo (34).

Ya que no se obtuvo un buen rendimiento de los biofiltros en la disminución de fósforo y nitrógeno, sería conveniente revisar la carga que reciben los biofiltros para corroborar que no se está excediendo la capacidad de éstos. También podrían obtenerse mejores resultados adicionando materiales absorbentes al sedimento de los biofiltros y estableciendo regímenes de fluctuación en los niveles del agua (34).

Al contrario de lo esperado, la megaplanta de biofiltros de Villa Canales no favorece la depuración de fósforo en el agua del río Villalobos, sino que produce un aumento del 42% de este nutriente. El aumento no es estadísticamente significativo ($p=0.9158$), al comparar la concentración de fósforo del agua en río Villalobos y al final del proceso.

Debido a que no se disminuyó la concentración de fósforo, se rechaza la hipótesis planteada. El fósforo no llegó al límite máximo permisible para descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de lodos. El límite de este parámetro es de 10 mg/L y la concentración en el afluente de la megaplanta fue de 16.98 mg/L (5).

C. DQO

La demanda química de oxígeno es un indicador de la cantidad de materia orgánica que hay en el agua residual. Los resultados obtenidos en este estudio indican que las lagunas de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales, tienen un desempeño satisfactorio en la disminución de la DQO y por lo tanto de la materia orgánica del agua en tratamiento.

En las lagunas anaerobias la disminución de la DQO se da por medio de digestión anaerobia. La eficacia que tienen las lagunas anaerobias para transformar y eliminar la materia orgánica del agua es muy grande, porque al efecto biológico hay que añadir el fenómeno físico de decantación de materia orgánica coloidal. En estas lagunas la DQO

puede disminuirse hasta en un 85% (11, 14, 19). En este estudio la máxima depuración obtenida fue a través de la laguna 2, en un 34% (tabla 9).

Las lagunas facultativas también resultaron eficientes en la reducción de DQO, disminuyendo este parámetro hasta un máximo de 28.1% (tabla 9). En conjunto, las lagunas anaerobias y facultativas disminuyeron la DQO del agua del río Villalobos en un 50% (tabla 9). Este resultado es cercano a lo encontrado en un estudio realizado en Uruguay en el año 2000, sobre el desempeño de las lagunas anaerobias en la depuración de efluentes industriales, en donde se encontró una depuración máxima del 45% (25).

Por otra parte, se obtuvo una depuración de DQO mayor que la reportada por Peng y , donde la remoción en el sistema de lagunas osciló entre 14 y 26%, indicándose que fue en las lagunas donde se obtuvo la mayor depuración, en comparación con las otras unidades de tratamiento (38).

El sistema de biofiltros también contribuyó a la depuración de la DQO, con excepción del biofiltro 3, en el cual hubo una notable elevación de este parámetro (tabla 8 y 9). La disminución de DQO en los biofiltros, se debe a la sedimentación de sólidos suspendidos, así como a los procesos de descomposición que ocurren en el agua y en las capas superiores del suelo (34).

La depuración de DQO que existe en los biofiltros puede llegar a ser del 90%, según lo indicado por Verhoeven, Barros y Lahora (34, 35 y 37); sin embargo, el máximo rendimiento que se observó en este estudio no superó el 50% (biofiltro 4) (tabla 9). Lahora, en su estudio realizado en España, sobre depuración en humedales artificiales obtuvo una depuración de DQO de un 33%, similar a la obtenida en este estudio (37).

En la hipótesis se esperaba una disminución de DQO en un 40 a 60%, por lo que los resultados obtenidos estuvieron de acuerdo a lo esperado, obteniéndose una depuración de DQO del 63% en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales (tabla 9). Esta disminución es estadísticamente significativa ($p=0.001$), según se determinó a través del análisis de varianza. Esta disminución del 63% permite que el agua del río Villalobos tenga

una concentración de DQO aceptable según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de lodos (5).

D. DBO₅

El comportamiento de la DBO₅ en la megaplanta fue similar al de la DQO. Tanto en las lagunas anaerobias, como en las facultativas, se logró una disminución de este parámetro (tablas 11 y 12, gráfica 4). Se ha determinado que una laguna anaerobia diseñada apropiadamente, permite la remoción de DBO₅ en un 60 a 70%(22). Los registros de la megaplanta indican una máxima disminución de DBO₅ en un 35% en las lagunas anaerobias.

La depuración de DBO₅ lograda a través de lagunas de estabilización suele ser de 70 a 90%. En el estudio realizado por Peng y Wang en China sobre el desempeño de un sistema de lagunas y humedales artificiales, se obtuvo una disminución de DBO₅ de 80% (38). El rendimiento obtenido en este estudio se encuentra por debajo de este rango (48%) (tabla 12). Una explicación a esto podría ser un exceso de la carga orgánica que reciben las lagunas, así como una población poco saludable de microorganismos, incapaces de degradar eficientemente la materia orgánica.

Los biofiltros no contribuyeron a la depuración de DBO₅. Aunque se consiguió disminuir este parámetro en los biofiltros 1 y 2, la concentración observada en los biofiltros fue muy similar a la concentración en el afluente de la laguna 5 (tabla 11, gráfica 4). La eliminación de la DBO₅ generalmente ocurre rápidamente en los biofiltros por sedimentación, filtración, y por los microorganismos que crecen en la grava, raíces y rizomas de las plantas. Una probable causa para el bajo rendimiento de los biofiltros en la remoción de DBO₅, podría ser un tiempo de retención muy corto, por lo que este tiempo no es suficiente para que ocurran los procesos de depuración de materia orgánica (37).

La megaplanta permitió disminuir la DBO₅ en un 63.58%(tabla 12), siendo este resultado estadísticamente significativo, y está de acuerdo a lo que se planteó en la hipótesis. El límite de DBO₅ permitido según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de lodos, es de 200 mg/L. Antes del tratamiento del

río Villalobos se registró una concentración de DBO_5 por debajo de este límite (156 mg/L) (tabla 11), con el tratamiento esta concentración se redujo más (56.81 mg/L), indicando que la contaminación orgánica que recibe el lago de Amatitlán es menor luego del tratamiento en la megaplanta (5).

X. CONCLUSIONES

1. La megaplanta de biofiltros de Villa Canales no contribuye a la disminución de los nutrientes fósforo y nitrógeno del agua del río Villalobos; por el contrario, produce un aumento del 42 y 14%, respectivamente. Este aumento no es estadísticamente significativo ($p=0.9158$ y $p=0.9164$) cuando se comparan los valores de ambos nutrientes en el agua del efluente (entrada a la megaplanta) y la del afluente de la misma (salida).
2. La concentración de fósforo y nitrógeno en el río Villalobos se encuentra por encima del límite permitido según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de lodos, aun después de recibir tratamiento en la megaplanta.
3. La concentración de DQO en el río Villalobos disminuye de 332.43 mg/L a 121.0 mg/L a través del tratamiento en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales, lo cual corresponde a una disminución del 63.9%. Esta disminución es estadísticamente significativa ($p=0.001$) e indica que el río Villalobos acarrea un 63.9% menos de materia orgánica luego de su paso por la megaplanta, lo cual se traduce en menos contaminación para el lago de Amatitlán.
4. Con el tratamiento efectuado en la megaplanta, la concentración de DQO en el río Villalobos llega a los niveles permitidos, según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de lodos.
5. La megaplanta de biofiltros de Villa Canales es eficiente en la reducción de la DBO_5 del agua del río Villalobos, permitiendo la disminución de este parámetro de 156 mg/L a 56.81 mg/L, lo cual se traduce en un 63.58% de eficiencia, siendo este resultado estadísticamente significativo ($p<0.0001$).
6. De los componentes de la megaplanta, las lagunas de estabilización mostraron un mejor desempeño en la disminución de los parámetros sanitarios DQO y DBO_5 , en comparación con el sistema de biofiltros.

7. La megaplanta de biofiltros de Villa Canales contribuye parcialmente a resolver la problemática de contaminación en la cuenca del lago de Amatitlán, ya que disminuye la carga orgánica de contaminación que se vierte en este cuerpo de agua, aunque no disminuye la concentración de nutrientes, causantes de su eutrofización.

XI. RECOMENDACIONES

1. Revisar y mejorar los procedimientos de operación y mantenimiento en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales, con el fin de determinar las deficiencias que impiden obtener un resultado satisfactorio en la remoción de nutrientes.
2. Realizar una investigación de las causas que impidan la remoción de fósforo y nitrógeno en los biofiltros y realizar las mejoras pertinentes en los mismos.
3. Determinar la periodicidad con que se cosecha la planta *Typha* en los biofiltros, y aumentar la frecuencia de cosecha, de ser necesario.
4. Efectuar estudios posteriores en los que se determine la eficiencia de la megaplanta en la reducción de contaminación bacteriana.
5. Realizar otros estudios en los que se relacione la concentración de clorofila en las lagunas de estabilización, con el desempeño de las mismas.

XII. REFERENCIAS

1. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán, Educación Ambiental. La Cuenca y el Lago de Amatitlán. Guatemala: Impresiones Jade, 2005. 40p.
2. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán, Educación Ambiental. Estudio de Evaluación de Impacto Ambiental Macroplanta de Biofiltros de Villa Canales. Guatemala. Doc. Tec. 2005.
3. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán. Construcción de la Macro Planta de Biofiltros del Megaproyecto del Río Villalobos. Guatemala. Doc. Tec. 2005.
4. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán. Biofiltración, Una Estrategia Natural para el Tratamiento de Aguas Residuales. Revista Realidad 2005, 15 - 16.
5. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán, División de Control, Calidad Ambiental y Manejo de Lagos. Evaluación de las características físicas, químicas y biológicas del Lago de Amatitlán. Guatemala. Doc. Tec. 1998.
6. Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. Reglamento de las descargas y reuso de aguas residuales y de la disposición de lodos. Guatemala. Doc. Tec. 2006.
7. Durban M. Wastewater Treatment; Professional Development Hour Continuing Education Course. Estados Unidos. 2006. 1 de Marzo de 2006 < WWW.ABCTL.COM >
8. Mancl K. Wastewater Treatment Principles and Regulations. Ohio State University Extension Fact Sheet; Food, Agricultural and Biological Engineering. Febrero de 2005. 5 de Marzo de 2006.
<<http://ohioline.osu.edu/lines/facts.html>>
9. Opazo U. Ingeniería Sanitaria Aplicada a saneamiento y salud pública. México: Editorial Limusa, 2000. XIV+955p.
10. Crites Ron, Tchobanoglous G. Sistemas de Manejo de Aguas Residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Colombia: McGraw - Hill Interamericana. Vols, 3, Vol. 1-3, 2000, 1043 p.

11. Tchobanoglous G, Burton F. Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse. 3a. Ed. United States: McGraw - Hill, Inc., 1991, 1334p.
12. Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) y Empresa Municipal del Agua de la Ciudad de Guatemala (EMPAGUA). Estudio sobre el mejoramiento del manejo de aguas residuales en el área metropolitana de Guatemala. Guatemala, Doc. Tec. 1996.
13. Kemmer F, McCallion J. Manual del agua su naturaleza, tratamiento y aplicaciones. Espinosa M, trad. México: McGraw - Hill. Vols, 3, Vol 1, 1989.
14. De Miguel E, de Miguel J, Curt MD. Manual de Fitodepuración. España: Edita, 2005. 143 p.
15. Pérez J, Valverdú A. Depuración y reutilización de aguas residuales. Encuentro Medioambiental Almeriense: En busca de soluciones. España. 2000. 27 de Agosto de 2006.
<<http://www.waterymex.org/tdaresiduales.htm>>
16. Reynolds K. Tratamiento de Aguas residuales en Latinoamérica. Agua Latinoamérica 2002;3:1 - 4.
17. Manual de Ingeniería Sostenible del agua. Wikimedia Foundation, Inc. España. 2006. 27 de Agosto de 2006.
<<http://seguridadlaboral.geoscopio.com/medioambiente/temas/tema9/9tratprimario.php>>
18. Farahbakhshzad N, Morrison G. Phytodepuration. Royal Swedish Academy of Sciences. Suecia. 2000. 18 de Agosto de 2006.
<<http://www.lenntech.com/phytodepuration.htm>>
19. Tecnologías de lagunajes. Depuranat. Colombia. 2002. 5 de septiembre de 2006.
<<http://www.depuranat.com/tecnologiaslistado.htm>>
20. Pope L, Taylor J. The Effects of Stabilization Ponds on Groundwater. Groundwater pollution primer, Civil Engineering Department, Virginia Technology. Estados Unidos. 1998. 14 de Agosto de 2006.
<<http://ewr.cee.vt.edu/environmental/teach/gwprimer/gwprimer.html>>
21. Peng J, Wang B, Wang L. Multi - stage ponds - wetlands ecosystem for effective wastewater treatment. J Zhejiang Univ SCI 2005; 5:346 - 352.

22. Peña M, Mara D. Waste Stabilisation Ponds. Netherlands: IRC International Water and Sanitation Centre, 2004. 37 p.
23. Senzia MA, Mashauri DA, Mayo AW. Suitability of constructed wetlands and waste stabilisation pond in wastewater treatment: Nitrogen Transformation and removal. Third WaterNet/Warsa Symposium "Water Demand Management for Sustainable Development". Do. Tec. 2002.
24. Revista Alcántara No. 55. Depuración de aguas mediante lagunaje múltiple. Diputación de Cáceres. España. 2005. 14 de Agosto de 2006.
<http://ab.dip-caceres.org/alcantara/alcantara_online/55/55_000.htm>
25. Martínez J. Evaluación del desempeño de lagunas anaerobias en el tratamiento de efluentes industriales. Asociación Brasileña de Ingeniería Sanitaria y ambiental. Brasil. 2000. 28 de septiembre de 2006.
<<http://urou.org/asobraamb/laganaerobias.htm>>
26. Shutes R. Artificial wetlands and water quality improvement. *Env Int* 2001; 26:441 - 447.
27. Lahora A. Los humedales artificiales como tratamiento terciario de bajo coste en la depuración de aguas residuales urbanas. Gestión de Aguas del Levante Almeriense, S.A. (GALASA). España. 2006. 27 de Agosto 2006.
<<http://www.gem.es/MATERIALES/DOCUMENT/DOCUMEN/principi.htm>>
28. Greenway M. Suitability of macrophytes for nutrient removal from surface flow constructed wetlands receiving secondary treated sewage effluent in Queensland, Australia. *Water Sci Technol* 2003;48:121 - 8. Abstract.
29. Brix H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci Technol* 1997;35:11 - 17.
30. Clesceri A, *et al.* Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington DC: American Public Health Association, 1998.
31. Merck. Test en cubetas DQO. Alemania. Doc. Tec. 2005.
32. Aguirre NJ, Mejía R, Múnica M. Variación nictemeral de la calidad del agua en las lagunas de estabilización del municipio de La Ceja, Antioquia. *Revista Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquía* 2007; 40: 22-40.
33. Vargas L, *et al.* Efecto de las microalgas en la remoción de los compuestos nitrogenados presentes en la laguna facultativa de una planta de tratamiento de

- aguas residuales. Maracaibo, Venezuela. Centro de Investigación del Agua, Ciudad Universitaria, Lagunas de Oxidación. Doc. Tec. 2005.
34. Verhoeven J, Meuleman A. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 1999;12:5 -12.
 35. Barros P, *et al.* Depuración sostenible de efluentes residuales urbanos. España: ADEGA. 1999.
 36. Farahbakhshazad N, Morrison G, Filho ES. Nutrient Removal in a Vertical Upflow Wetland in Piracicaba, Brazil. *J Hum Env.* 1997;29:74 - 77. Abstract
 37. Lahora A. Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: la edad de los Gallardos. *Ingeniería ambiental.* 2000;24:43 - 54.
 38. Peng J, Wang B, Wang L. Multi-stage ponds-wetlands ecosystem for effective wastewater treatment. *J Zhejiang Univ SCI.* 2005;5:346-352.

XIII. Anexos

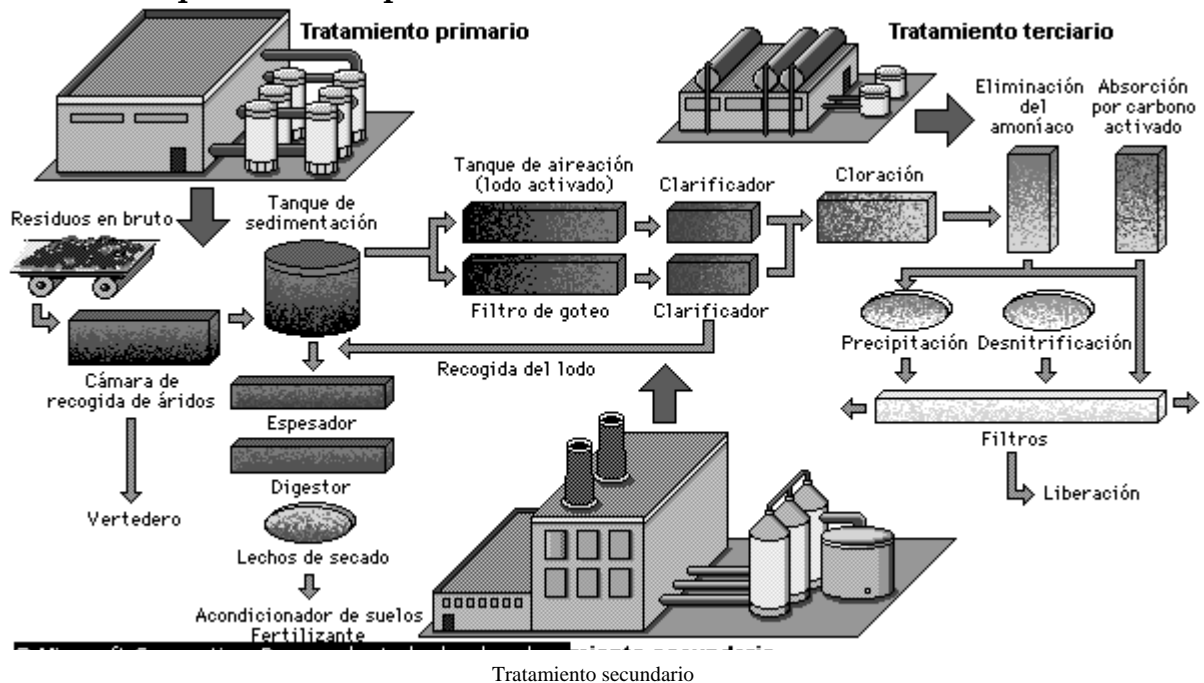
1. Antecedentes

Anexo 1. Principales constituyentes de interés en el tratamiento de aguas residuales

Constituyentes	Razones de Interés
Sólidos suspendidos totales	Formación de depósitos de lodos y condiciones anaerobias
Compuestos orgánicos biodegradables	Agotamiento del oxígeno en fuentes naturales y desarrollo de condiciones sépticas
Constituyentes inorgánicos disueltos	Constituyentes inorgánicos adicionados por el uso. Aplicaciones en el reciclaje y en la reutilización de aguas residuales
Metales pesados	Muchos metales se clasifican como polutantes de prioridad
Nutrientes	Crecimiento excesivo de la vida acuática indeseable, eutrofización, concentración de nitratos en agua para consumo
Patógenos	Transmisión de enfermedades
Polutantes orgánicos prioritarios	Sospechosos de ser carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos o de toxicidad aguda alta.

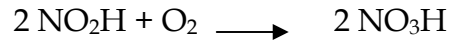
Fuente: Crites Ron, Tchobanoglous G. Sistemas de Manejo de Aguas Residuales para núcleos pequeños y descentralizados.

Anexo 2. Esquema de una planta de tratamiento



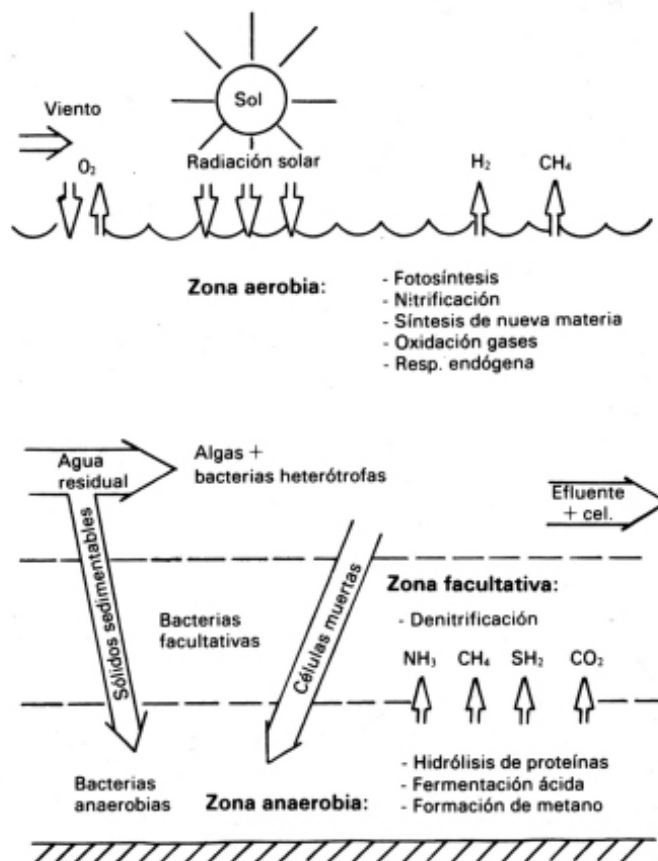
Fuente: Enciclopedia Encarta 2007

Anexo 3. Reacción química de la eliminación de nitrógeno en el tratamiento terciario



Fuente: Crites Ron, Tchobanoglous G. Sistemas de Manejo de Aguas Residuales para núcleos pequeños y descentralizados.

Anexo 4. Procesos que ocurren en una laguna genérica



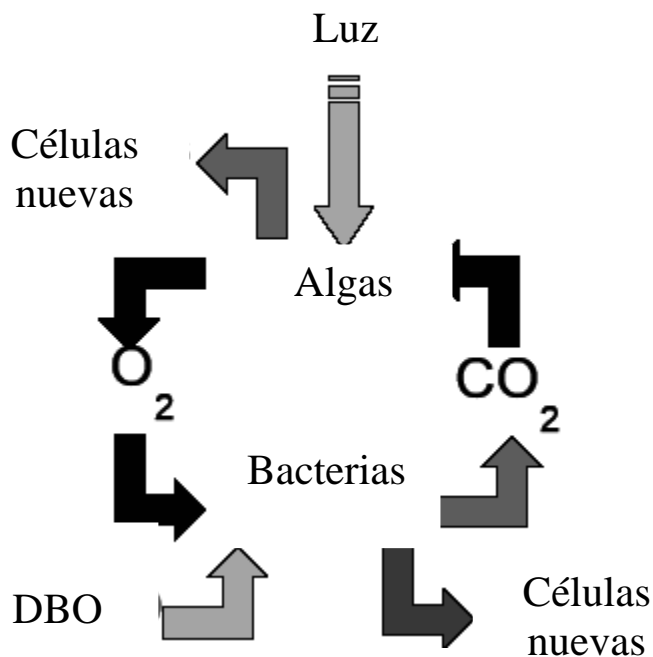
Fuente: Tecnologías de lagunajes. Depuranat.
 <<http://www.depuranat.com/tecnologiaslistado.htm>>

Anexo 5. Parámetros usuales en el diseño de lagunas de estabilización

CONCEPTO	SISTEMA DE TRATAMIENTO	
	FACULTATIVO (Alta Carga)	ANAEROBIO
Tamaño Ha	1.22	2.07
Funcionamiento	Serie	Paralelo
P. detención (d)	4.43	2.34
Profundidad	1.50	4.00
PH Recomendable	6.5 – 10.5	6.5 – 7.2
t °C	5 – 30	6 – 50
t óptima °C	20	30
Carga DBO ₅ kg/L/Día	90 – 180	225 – 560
Eliminación DBO ₅ %	80 – 95	50 – 85
Productos	Algas + CO ₂	CO ₂ , CH ₄
Concentración Algas mg/l	100 – 260	0 – 5
S. Suspendidos mg/l	150 – 300	80 - 160

Fuente: División de Recolección y tratamiento de residuos líquidos y sólidos. AMSA.

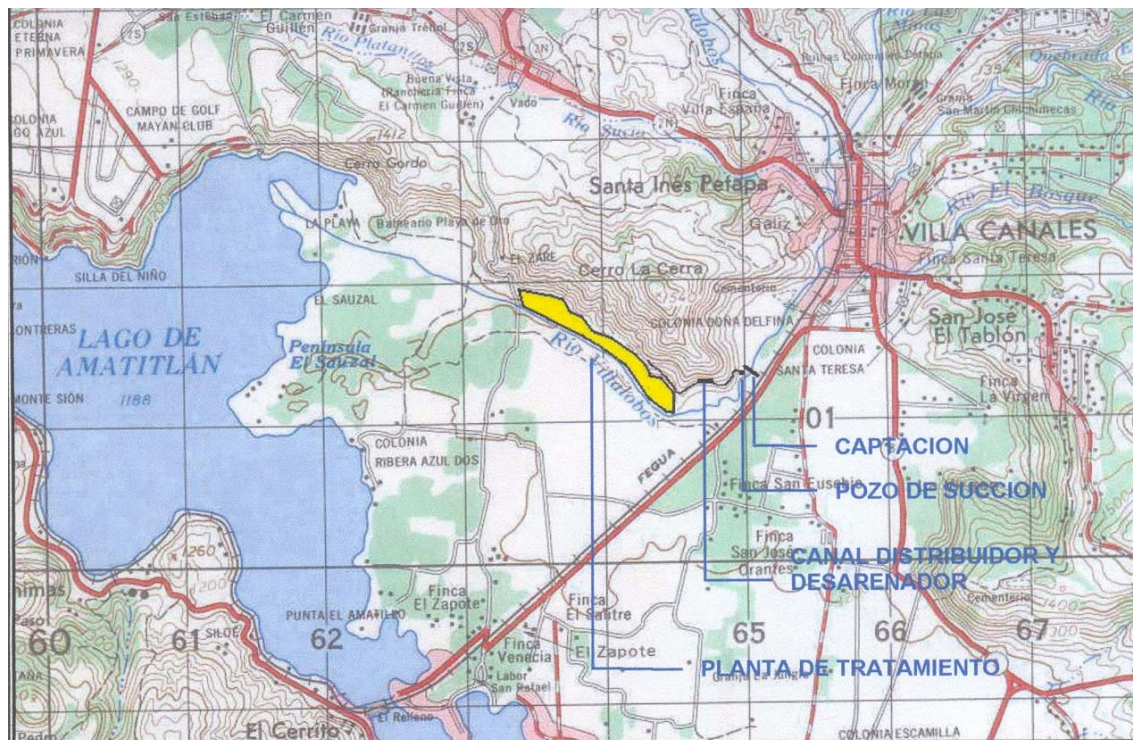
Anexo 6. Componentes microbianos y procesos que ocurren en una laguna



Fuente: Peña M, Mara D. Waste Stabilisation Ponds.

2. Megaplanta de Biofiltros de Villa Canales

Anexo 7. Localización de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales

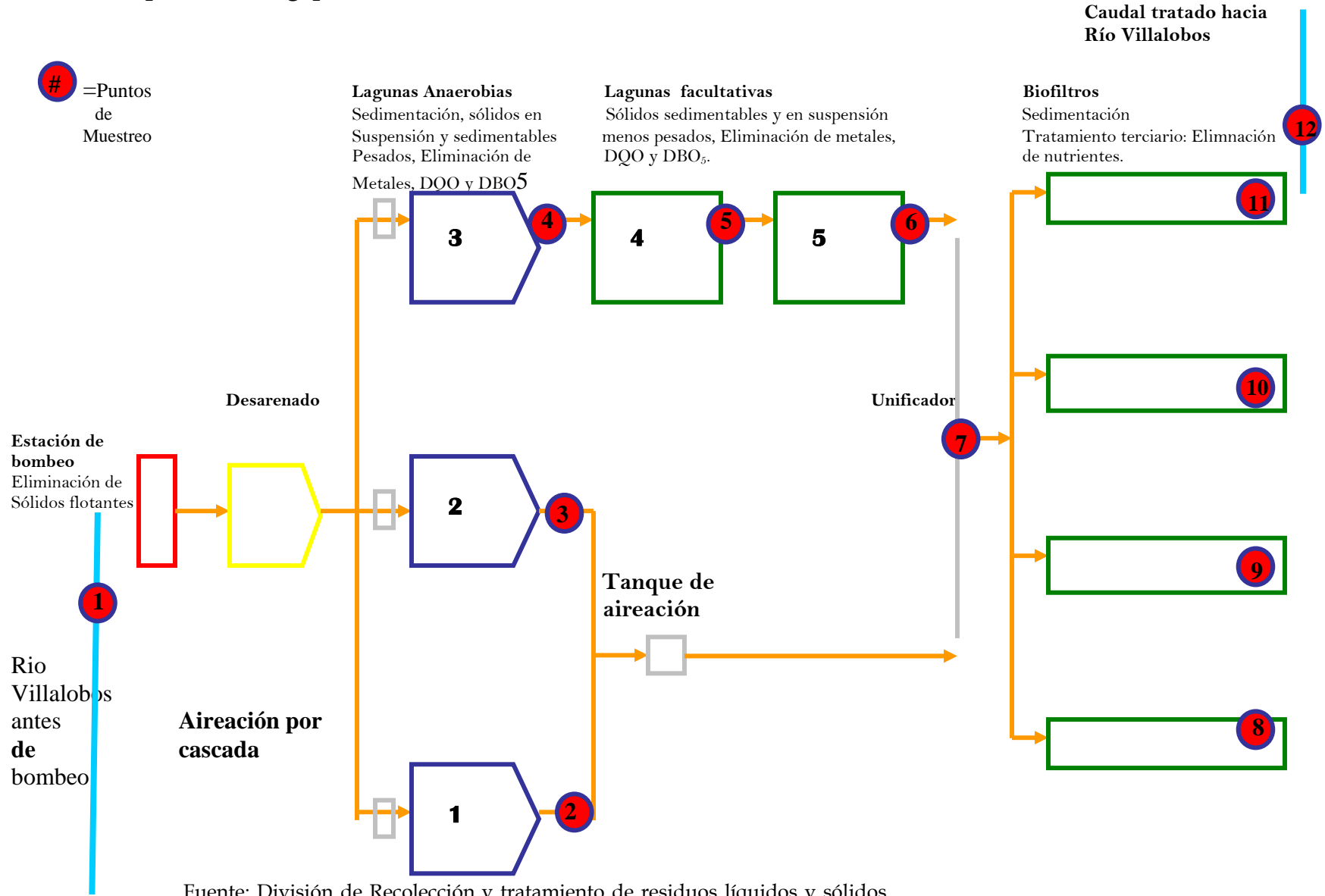


Fuente: Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y el Lago de Amatitlán, Educación Ambiental. Estudio de Evaluación de Impacto Ambiental Macroplanta de Biofiltros de Villa Canales.

Anexo 8. Fotografías de la Megaplanta de Biofiltros de Villa Canales



Anexo 9. Esquema de megaplanta de biofiltros



Fuente: División de Recolección y tratamiento de residuos líquidos y sólidos. AMSA.

Anexo 10. Fotografía del lago de Amatitlán

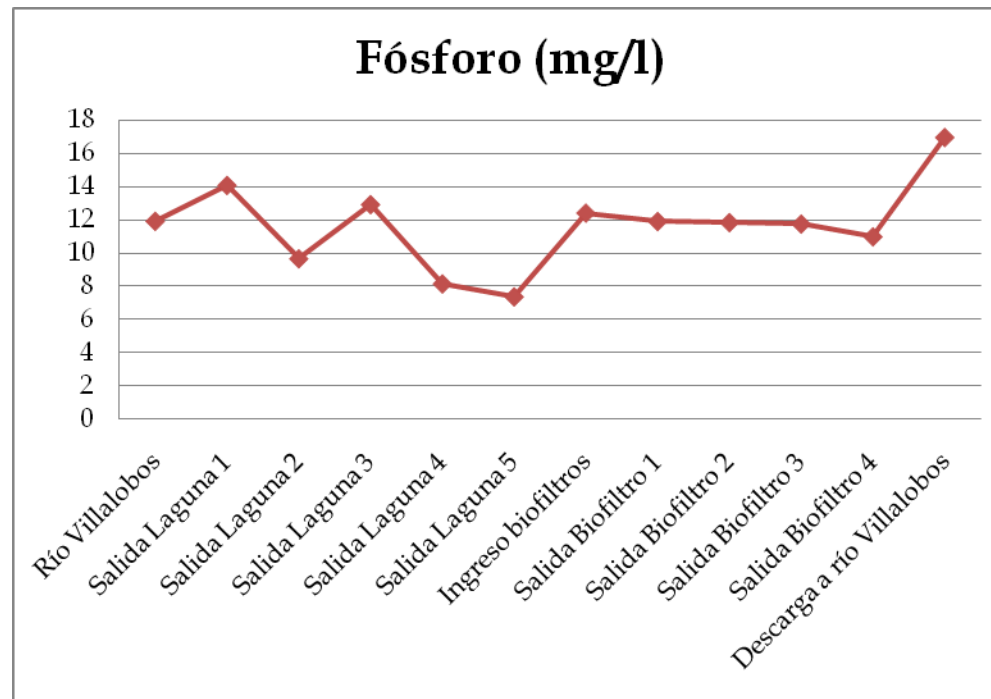


Anexo 11. Puntos de muestreo

1	Río Villalobos
2	Salida laguna 1
3	Salida laguna 2
4	Salida laguna 3
5	Salida laguna 4
6	Salida laguna 5
7	Ingreso biofiltros
8	Salida biofiltro 1
9	Salida biofiltro 2
10	Salida biofiltro 3
11	Salida biofiltro 4
12	Descarga al río Villalobos

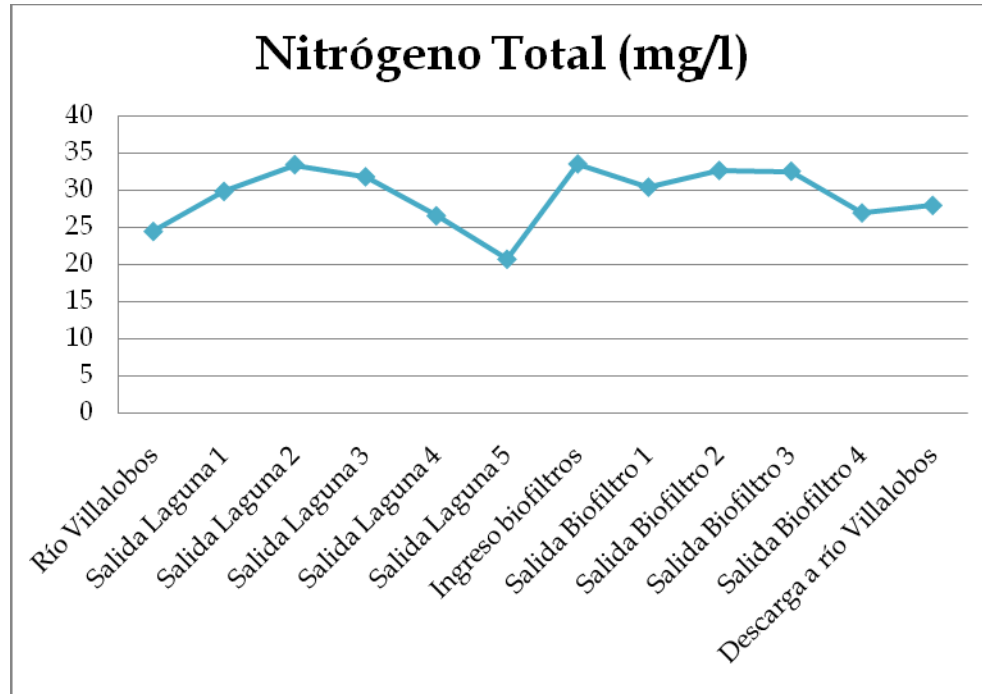
3. Gráficas

Gráfica 1. Depuración del nitrógeno total en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales



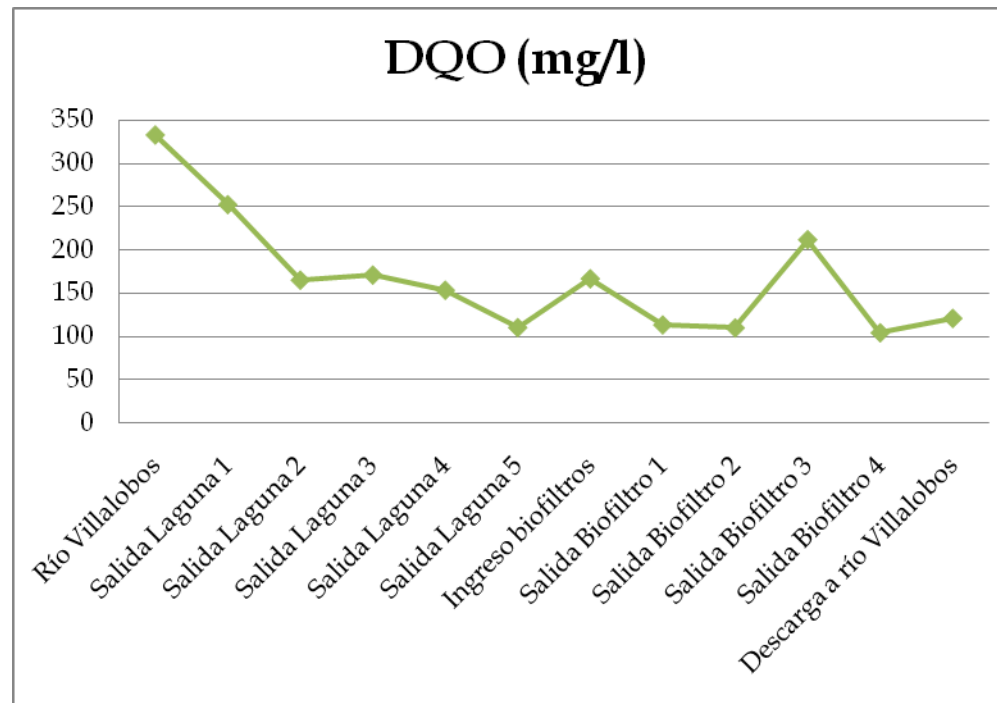
Fuente: Tabla 2 de resultados

Gráfica 2. Depuración del fósforo en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales



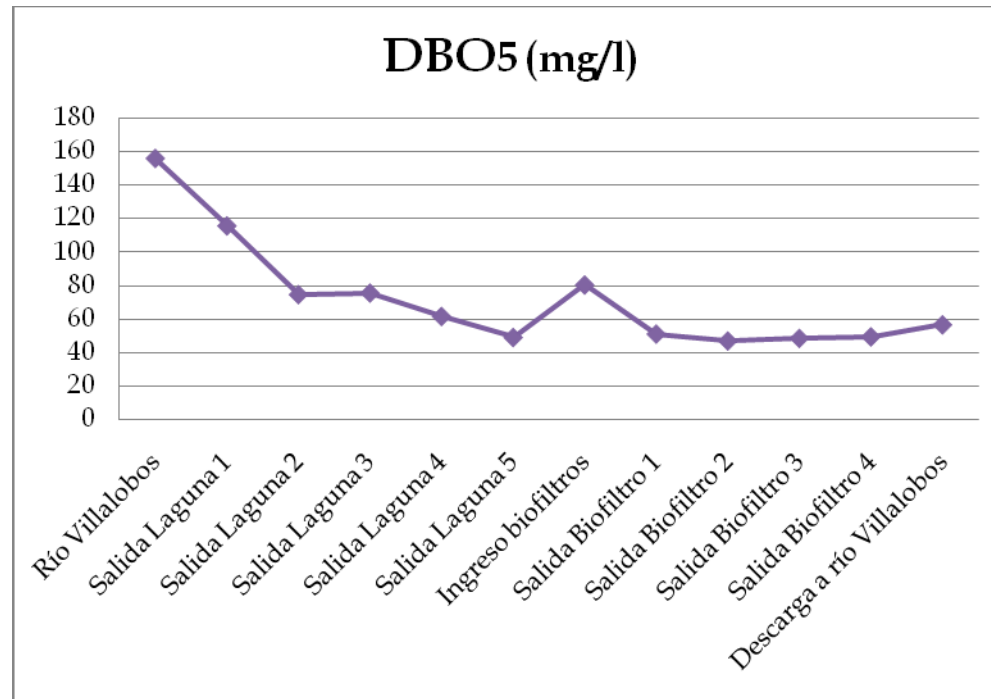
Fuente: Tabla 5 de resultados

Gráfica 3. Depuración de DQO en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales



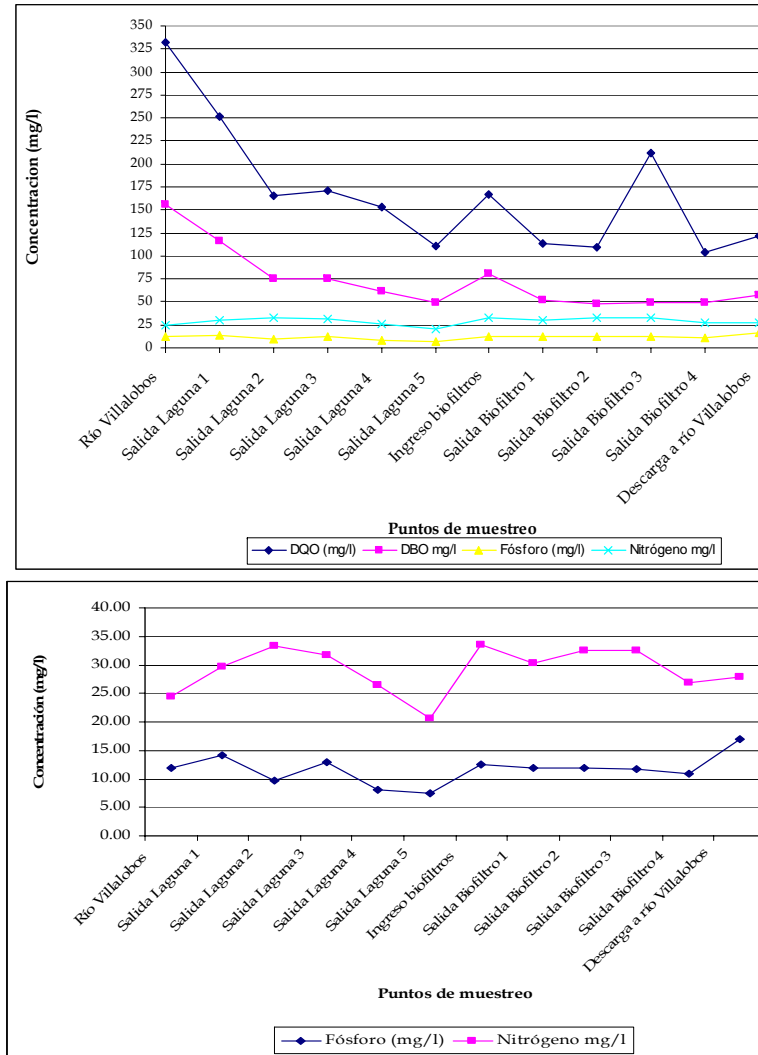
Fuente: Tabla 8 de resultados

Gráfica 4. Depuración de DBO₅ en la megaplanta de biofiltros de Villa Canales



Fuente: Tabla 11 de resultados

Gráfica 5. Desempeño de los componentes de la megaplanta de biofiltros de Villa Canales



Fuente: Datos experimentales