

UNIVERSIDAD CENTRAL "MARTA ABREU" DE LAS VILLAS
FACULTAD QUIMICA FARMACIA



TESIS DE DIPLOMA

**Título: Propuesta de tratamiento natural para las aguas residuales de la UEB
Cocina Comedor Empresa Eléctrica Villa Clara.**

Autor: Nielsys Moreno Jiménez

Tutoras: Dra. Maira María Pérez Villar

Dra. Margie Zorrilla Velazco

Santa Clara, 2017

Pensamiento

Las ciencias tienen las raíces amargas, pero muy dulces los frutos.

Aristóteles.

Dedicatoria

A mi novia Rosmery por estar siempre a mi lado, por su comprensión, por su apoyo y porque la amo con todo mi corazón.

Agradecimientos

A mis tutoras, Dra. Maira María Pérez Villar y Dra. Margie Zorrilla Velazco por guiarme, ayudarme y confiar en mí todo el tiempo.

A todas mis amistades de la UCLV, en especial Yandry y Maikol, por su apoyo y sobretodo por su incondicional amistad.

A quienes me brindaron apoyo incondicional en todo momento y me dieron el ser: mis padres Pedro y Alexis.

A todas las personas que de una forma u otra fueron el sostén para seguir avanzando en este difícil camino, así como a las que trataron de amedrentarme lo cual me sirvió de mayor estímulo.

A todos, Muchas Gracias.

RESUMEN

El presente trabajo está dirigido a evaluar la depuración de las aguas residuales efluentes de la UEB Cocina Comedor Empresa Eléctrica Villa Clara. Primeramente, se realiza la medición de caudal del agua residual emitida por la entidad y se evalúa el sistema de tratamiento primario instalado, obteniéndose un caudal medio diario de 76 L/h y elevadas eficiencias de remoción de sólidos sedimentables (95%) y grasas aceites e hidrocarburos (99%). El sistema de tratamiento al constar solamente con una trampa de grasas no logra la remoción del resto de los contaminantes. Posteriormente diseña un humedal subsuperficial horizontal como tratamiento secundario, el que es evaluado en un periodo de tres meses, a pesar del corto periodo de tiempo de instalado se logra la disminución de la concentración de los contaminantes, aunque aún no se logra el cumplimiento con la norma cubana de vertimiento en la materia orgánica.

ABSTRACT

The present work is aimed at evaluating the purification of wastewater effluents from the UEB Kitchen Dining Room Electric Company Villa Clara. Firstly, the measurement of the flow of the residual water emitted by the entity is carried out and the first treatment system installed was evaluated, obtaining a daily average flow rate of 76 L/h and high removal efficiencies of settlement solids (95%) and oils and Hydrocarbons (99%). The treatment system only consists of a grease trap does not remove the rest of the contaminants. Later it designs a horizontal subsurface wetland as secondary treatment, which is evaluated in a period of three months, although of the short period of time of installed the reduction of the concentration of the pollutants is achieved, however compliance with the Cuban regulation is still not achieved for organic matter.

ÍNDICE

Contenido

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO	4
1.1 Las aguas residuales domésticas	4
1.1.1 Características	4
1.1.2 Métodos analíticos para la caracterización de aguas residuales domésticas.....	4
1.1.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas	9
1.1.4 Problemática en Cuba.....	11
1.2 Humedales construidos.....	12
1.2.1 Características	12
1.2.2 Clasificación	13
1.2.3 Principales mecanismos de remoción en los humedales	17
1.2.4 Componentes de los humedales	20
1.2.5 Criterios de diseño de los humedales.....	23
2.1 Medición del caudal del agua residual.....	26
2.2 Muestreo	27
2.3 Métodos analíticos para la caracterización del agua residual	27
2.3.1 pH	27
2.3.2 Conductividad eléctrica (mS/cm).....	28
2.3.3 Nitrógeno total.....	29
2.3.4 Nitrógeno amoniacal.....	30
2.3.5 Fósforo total	31
2.3.6 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	33

2.3.7 Grasas, Aceites e Hidrocarburos.....	34
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
3.1 Medición de Caudal.....	37
3.2 Caracterización físico- química del agua residual al Afluente y Efluente del sistema de tratamiento.....	37
3.3 Eficiencia del sistema de tratamiento instalado actualmente (Trampas de grasas).....	39
3.4 Diseño del humedal subsuperficial horizontal como tratamiento secundario.....	40
3.5. Evaluación del humedal subsuperficial horizontal instalado como tratamiento secundario.....	43
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales urbanas plantean un gran problema al que ha de hacer frente la humanidad, ya que producen una serie de alteraciones en los cursos de agua por los diversos productos que contienen. La capacidad de autodepuración de los cuerpos receptores es siempre limitada, por lo que es necesario someterlas a un proceso de depuración previo antes de ser vertidas.

La necesidad de llevar a cabo procesos para la depuración de las aguas de uso industrial y doméstico cobró importancia progresiva desde principios de la década de 1970. Por la preocupación general expresada en todo el mundo, sobre el problema cada vez mayor, de la contaminación del medio ambiente provocada por el vertimiento al mismo de desperdicios domésticos, industriales, municipales y agrícolas.

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, resulta necesaria la búsqueda de soluciones y un nuevo enfoque de trabajo en la gestión ambiental, que permita la prevención y la minimización de la contaminación, por un lado, y por otro, el aprovechamiento económico de los residuales, principales opciones para reducir las cargas contaminantes dispuestas al medio ambiente en las condiciones de cualquier país, con independencia de su nivel de desarrollo científico-técnico.

En Cuba, actualmente existen deficiencias en la depuración de las aguas residuales domésticas debido fundamentalmente: al alto costo de operación y mantenimiento de los sistemas de tratamiento convencionales; a la insuficiente cobertura de tratamiento de residuales y al estado deficiente de las redes de alcantarillado, provocando la contaminación de ríos y embalses. La UEB Cocina Comedor de la Empresa Eléctrica de Villa Clara no está exenta de esta situación, contando únicamente con una trampa de grasas para la depuración de sus aguas residuales. Este tratamiento primario no es suficiente para lograr la remoción de todos los contaminantes generados en la entidad, siendo necesario la búsqueda de alternativas de bajo costo para la reducción de la carga contaminante emitida.

Introducción

Las tecnologías convencionales, pueden ser muy eficientes en cuanto a calidad de los efluentes producidos, pero tienen como desventajas los altos costos, tanto de inversión como de operación, por lo cual se impone la necesidad de desarrollar sistemas de tratamiento sostenibles. Ante esta situación se deben contemplar alternativas de solución que impliquen métodos de tratamiento de bajo costo, fáciles de construir, operar y mantener, entre las que se encuentran los métodos naturales de depuración de aguas residuales, que además de los beneficios económicos contribuyen a la sostenibilidad ambiental de los ecosistemas.

Los métodos naturales de depuración son técnicas novedosas y eficaces que aprovechan los procesos y sistemas naturales de depuración que durante milenios han posibilitado la eliminación de la contaminación orgánica de la biosfera (Moreno et al., 2007). Los humedales subsuperficiales se incluyen dentro de estos sistemas de tratamiento, en ellos la depuración de las aguas residuales es llevada a cabo, fundamentalmente, por un complejo grupo de microorganismos adherido a las raíces de las plantas, rizoma y sobre la superficie del medio.

Por lo que se plantea como **problema científico:**

¿El empleo de un sistema de tratamiento natural, basado en un humedal subsuperficial, es eficiente para complementar el tratamiento de las aguas residuales de la UEB Cocina Comedor por debajo de la norma de vertimiento vigente en Cuba?

Hipótesis:

Con la implementación de un humedal subsuperficial como tratamiento secundario se puede lograr una alternativa de bajos costos y alta eficacia para la remoción de las aguas residuales de la UEB Cocina Comedor.

Objetivo general:

Evaluar el comportamiento del sistema de tratamiento natural propuesto para la depuración de las aguas residuales de la UEB Cocina Comedor.

Objetivos Específicos:

1. Realizar la medición del caudal de agua residual emitido por la entidad.
2. Evaluar la eficacia de remoción de los contaminantes del sistema de tratamiento primario instalado en la entidad.
3. Diseñar humedal subsuperficial para el tratamiento secundario de dichas aguas residuales.
4. Evaluar el sistema de tratamiento implementado.

Capítulo 1. Marco Teórico

CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO

1.1 Las aguas residuales domésticas

1.1.1 Características

Las aguas residuales domésticas están formadas por las aguas residuales de los hogares y los establecimientos comerciales, las cuales representan un gran problema al que ha de hacer frente la humanidad, ya que producen una serie de alteraciones en los cuerpos receptores debido a las sustancias que contienen. La capacidad de autodepuración de una masa de agua es siempre limitada, por lo que es necesario someter estas aguas residuales a un proceso de depuración previo antes de ser vertidas. (Gorito et al., 2017)

Para realizar un buen diseño de un sistema de tratamiento, deben ser conocidos los caudales de aguas residuales y las concentraciones de los contaminantes. Ambos determinan las cargas contaminantes. La concentración de los contaminantes de las aguas residuales se analiza con diversas mediciones físicas, químicas y biológicas. En general se analiza el pH, la conductividad eléctrica, la materia en suspensión, la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), los nutrientes (nitrógeno y fósforo), y en algunos casos los microorganismos indicadores de contaminación fecal si se va reutilizar el efluente depurado.

1.1.2 Métodos analíticos para la caracterización de aguas residuales domésticas

1.1.2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo.

Método volumétrico

La muestra se lleva a ebullición, a reflujo, en presencia de sulfato de mercurio(II), de una cantidad conocida de dicromato de potasio y de un catalizador de plata, en medio fuertemente ácido, durante un tiempo determinado durante el cual una parte del dicromato es reducido por las

Capítulo 1. Marco Teórico

materias oxidables presentes. El exceso de dicromato se valora con una disolución de sulfato de hierro(II) y amonio. Se calcula la DQO a partir del dicromato reducido.

Método colorimétrico

El método colorimétrico se basa también en la oxidación de la materia orgánica por medio de un oxidante fuerte como el dicromato, el cromo Cr^{+6} de color naranja presente en la solución de análisis se reduce a Cr^{+3} de color verde, la reducción del cromo depende directamente de su reacción con la materia orgánica total existente en la muestra, lo que permite cuantificar la materia orgánica presente en la muestra por medio del método colorimétrico que mide la absorbancia del Cr^{+3} a 600nm.

1.1.2.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es la cantidad de oxígeno disuelto que puede ser consumido por oxidación bioquímica de materia orgánica degradable, bajo condiciones específicas. La DBO es solamente un índice general, cualitativo o semicuantitativo de los compuestos orgánicos susceptibles de ser degradados en un corto período de tiempo. El proceso se representa por la ecuación:

$\text{MO} + \text{O}_2 + \text{Nutrientes} \rightarrow \text{nuevas células} + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ Residuo no biodegradable

Método respirométrico

El método respirométrico proporciona una medida directa del oxígeno consumido por los microorganismos a partir del aire del ambiente o de un medio enriquecido con oxígeno en un recipiente herméticamente cerrado bajo condiciones de temperatura y agitación constantes. En un tiempo determinado, los microorganismos consumen todo o parte del oxígeno contenido en el sistema al degradar la materia orgánica, liberando una cierta cantidad de dióxido de carbono gaseoso. Si se inhibe la nitrificación y se retira del sistema el CO_2 gaseoso producido, la depresión que se registra en el sistema se deberá exclusivamente al descenso de la presión parcial del oxígeno, como consecuencia del consumo de oxígeno en la oxidación biológica de la materia orgánica (APHA et al., 2005).

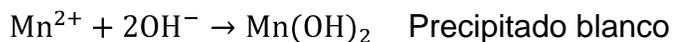
Capítulo 1. Marco Teórico

Método Winkler

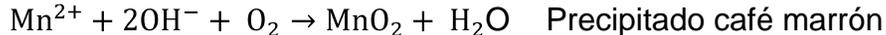
Este método consiste en colocar un frasco lleno con muestra, cerrado herméticamente, y encubar el mismo en la oscuridad a 20°C por cinco días. El oxígeno disuelto (OD) es hallado inicialmente y después de la incubación. La DBO_5 es calculada por la diferencia entre el OD inicial y el OD final.

La determinación del oxígeno disuelto se basa en la propiedad oxidante del mismo. La técnica consiste en la adición de una solución de manganeso divalente ($MnSO_4$) a una muestra de agua, seguida de la adición de una base fuerte a la muestra contenida en un frasco con tapón de vidrio. El oxígeno disuelto oxida rápidamente una cantidad equivalente del precipitado disperso de hidróxido manganeso divalente a hidróxidos con mayor estado de valencia (APHA et al., 2005).

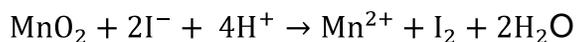
En ausencia de OD:



En presencia de OD:



En presencia de iones yoduro, en solución ácida, el manganeso oxidado revierte al estado divalente, con liberación de yodo en cantidad equivalente al contenido original de OD.



Se valora, el yodo con una solución patrón de tiosulfato de sodio 0,025 N

1.1.2.3 Fósforo total

El fósforo total (P): se determina en una muestra sin filtrar y en ella están presentes todas las formas de fósforo. Debido a que el fósforo puede estar presente en combinación con la materia orgánica, es necesario para determinar el fósforo total, preparar la muestra mediante un método de digestión capaz de oxidar la materia orgánica efectivamente, para liberar el fósforo como ortofosfato, El método de digestión recomendado es el del ácido sulfúrico - ácido nítrico, según (APHA et al., 2005).

Capítulo 1. Marco Teórico

Método del ácido ascórbico

El molibdato de amonio y el tartrato de antimonio y potasio reaccionan en medio ácido con el ortofosfato para formar un heteropoliácido –ácido fosfomolibdico- que es reducido por ácido ascórbico a un complejo azul de molibdeno intensamente coloreado; sólo las formas de ortofosfato forman dicho color azul en esta prueba. Este método tiene como desventaja el pequeño rango de concentración que se puede determinar, entre 0,05 y 1,0mg P-PO₄/L.

Método vanadomolibdofosfórico

El método espectrofotométrico del ácido vanadomolibdofosfórico consiste en la reacción del ortofosfato con molibdato de amonio bajo condiciones ácidas, para formar un heteropoliácido, el ácido molibdofosfórico que, en presencia del ion vanadato da lugar al ácido vanadomolibdofosfórico de color amarillo, cuya intensidad es proporcional a la concentración de fosfatos presentes en la muestra. Este método tiene la ventaja de que dependiendo de la longitud de onda escogida en el rango de 400 a 470 nm se pueden determinar concentraciones desde 1 hasta 18 mg P-PO₄/L

1.1.2.4 Nitrógeno total

Refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua residual, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminas, etc.) y el ion amonio (NH₄⁺); como principal nutriente en forma de residuo orgánico aportado por efluentes urbanos y causa de la eutrofización. (APHA et al., 2005)

Nitrógeno amoniacal:

El amoníaco es uno de los componentes transitorios en el agua puesto que es parte del ciclo del nitrógeno y se ve influido por la actividad biológica. Es el producto natural de descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados.

Método de los electrodos selectivos

Tiene un límite de detección desde 0,03 a 1400 mg/L. Se utiliza para determinar nitrógeno tanto en aguas residuales como potables. El principio por el que se

Capítulo 1. Marco Teórico

rige es el siguiente: usa una membrana de gas permeable hidrófoba para separar la solución simple de un electrodo, la solución interior de cloruro de amonio. El amonio disuelto es convertido en NH_3 con un pH entre 10 y 11 que se logra con una base fuerte. Utiliza como equipos un electrómetro, un electrodo selectivo de amonio y un agitador magnético.

Método del fenato

Este método determina concentraciones entre 0,1 y 0,5mg/L por lo que solo es válido en agua potable, así que no es conveniente montarlo ya que requiere de un gasto de reactivos para concentraciones muy pequeñas.

Método de destilación y valoración (Kjeldahl)

Este método es muy utilizado en la determinación de nitrógeno en aguas residuales que generalmente presentan concentraciones superiores al límite de detección, la muestra se le ajusta el pH a 9,5 para hacer que decrezca la hidrólisis de los cianatos y otros compuestos nitrogenados orgánicos. Se realiza la destilación en un medio alcalino, recogándose el destilado sobre una disolución absorbente (contiene ácido bórico y un indicador ácido-base), el cual se valora con una solución estándar de ácido sulfúrico. Este método es el utilizado en el presente trabajo, pero tiene una desventaja, su límite de detección es de 5 mg/L.

1.1.2.5 Grasas, aceites e hidrocarburos

Se define como aceites y grasas a cualquier material recuperado como sustancia soluble en un solvente. Incluye otros materiales extraídos por el solvente de muestras acidificadas (tales como compuestos azufrados, ciertos pigmentos orgánicos, y clorofila) y no volatilizados durante la prueba. Algunas sustancias extraíbles, como los ácidos grasos y grasas insaturadas, se oxidan rápidamente, de ahí, se incluyen precauciones especiales para minimizar este efecto.(APHA et al., 2005)

Método por cromatografía de gases utilizando solvente como extractante

La muestra de agua es tratada con un agente extrayente. La alícuota purificada se analiza por cromatografía capilar en una columna (no-polar) y un detector de

Capítulo 1. Marco Teórico

ionización de llama (FID). El área máxima total entre el (n-decano) y el (n-tetracontano) es moderada. La concentración de aceite mineral se cuantifica contra una patrón externo que consiste en dos aceites minerales específicos, y el hidrocarburo en grasa, es calculado por el índice (ISO, 2000).

Método gravimétrico utilizando como solvente n-hexano.

Este método se basa en acidificar la muestra con HCl hasta $\text{pH} < 2$, realizando tres extracciones consecutivas con un volumen de n-hexano en un embudo de separación. El extracto se seca con sulfato de sodio; el solvente se evapora mediante destilación y el material resultante representa la fracción de grasas y aceites. Para la determinación de hidrocarburos totales, se disuelve con n-hexano el material obtenido previamente, se adsorbe con sílica gel (sustancia polar), se evapora el solvente y el residuo se pesa. Este procedimiento es tomado de la Norma Venezolana I.C.S 13.060 "Determinación de grasas y aceites e hidrocarburos (A, G, H) extraíbles con n-hexano en aguas industriales, naturales y residuales".

1.1.2.6 pH

La determinación del pH da una medida numérica de la acidez, o de la actividad del ión hidrógeno en el residuo. La variación de una unidad en el valor representa la intensidad de la acidez y no el hidrógeno total intercambiable.

1.1.2.7 Conductividad eléctrica

La determinación de la conductividad eléctrica se utiliza normalmente para indicar la concentración total de componentes ionizados en las soluciones.

1.1.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas

Sobre los tratamientos para lograr reducir los contaminantes de las aguas residuales la literatura especializada en tecnologías (Germain, 1982)(Katsenovich et al., 2009) coinciden en que se pueden usar desde sencillos procesos físicos como la sedimentación, en la que se deja que los contaminantes se depositen en el fondo por gravedad, hasta complicados procesos químicos, biológicos o térmicos, los cuales pueden ponerse en juego por separados o conjuntamente.

Capítulo 1. Marco Teórico

a) Físicos

Son los métodos de tratamiento en los cuales predomina la aplicación de fuerzas físicas, dentro de los cuales se encuentran: el cribado y desmenuzado, desarenado, mezclado, sedimentación, flotación y filtración.

b) Químicos

Son los métodos de tratamiento en los cuales la disminución o conversión de los contaminantes es provocado por la adición de productos químicos o por las reacciones químicas como: la precipitación, transferencia de gases, adsorción, neutralización, reacciones de oxidación reducción, intercambio iónico y la desinfección.

c) Biológicos.

Son los métodos de tratamiento en los cuales se consigue la eliminación de contaminantes por medio de la actividad biológica. Este tipo de tratamiento es usado para eliminar las sustancias biodegradables del agua residual. Los más comúnmente usados son: los filtros rociadores, lodos activados, lagunas de estabilización, lagunas aireadas y zanjas de oxidación. (Pedescoll et al., 2011) y (Papaevangelou et al., 2017)

Las aguas residuales se pueden someter a diferentes niveles de tratamiento, dependiendo del grado de purificación que se quiera. Es tradicional hablar de tratamiento primario, secundario, etc. Aunque muchas veces la separación o la diferenciación entre ellos, no es totalmente clara. Sin embargo, de forma general se pueden distinguir las siguientes etapas:

- ✓ Pretratamiento. - Es un proceso en el que usando rejillas y cribas se separan restos voluminosos como palos, telas, plásticos, etc y tiene como principal objetivo eliminar de las aguas residuales todos aquellos elementos de tamaño considerable que por su acción mecánica pueden afectar al funcionamiento del sistema depurador, así como las arenas y elementos minerales que puedan originar sedimentación a lo largo de las conducciones.

Capítulo 1. Marco Teórico

- ✓ Tratamiento primario. - Los tratamientos primarios tienen como propósito retirar sólidos suspendidos que lograron pasar el tratamiento preliminar para evitar su interferencia en el tratamiento secundario. En este tipo de tratamiento los materiales suspendidos son sedimentados usando tratamientos físicos o físico-químicos, en algunos casos dejando, simplemente, las aguas residuales un tiempo en grandes tanques. Las operaciones que incluye son el desaceitado y desengrase, la sedimentación primaria, la filtración, neutralización.
- ✓ Tratamiento secundario. - Este tratamiento es el encargado de eliminar la materia orgánica biodegradable presente en las aguas residuales y que no ha sido retirada durante el tratamiento primario. Consiste en provocar el desarrollo de microorganismos capaces de asimilar la materia orgánica. Elimina las partículas coloidales y similares. Puede incluir procesos biológicos y químicos. El proceso secundario más habitual es un proceso biológico en el que se facilita que bacterias aerobias digieran la materia orgánica que llevan las aguas.
- ✓ Tratamientos terciarios o avanzados. - Consisten en procesos físicos, químicos y biológicos especiales con los que se consigue eliminar los contaminantes que han pasado las etapas anteriores (nutrientes) y los microorganismos patógenos.

1.1.4 Problemática en Cuba

El tratamiento de aguas residuales domésticas se encuentra lejos de ser satisfactorio en la mayoría de los países de América Latina. Como promedio, solamente 10% de las aguas de alcantarillado recolectadas en esta región son sujetas a cualquier tipo de tratamiento, además, la operación de las plantas de tratamientos existentes es inadecuada.

En Cuba, al igual que otros países en vías de desarrollo, la falta de depuración de las aguas residuales domésticas y el mal funcionamiento de las depuradoras existentes, se debe fundamentalmente a:

- Estado deficiente de las redes de alcantarillado y su carácter parcial en la mayoría de los casos.

Capítulo 1. Marco Teórico

- Descarga directa a los cuerpos receptores.
- Insuficiente cobertura de tratamiento de residuales.
- Elevado déficit de mantenimiento y atención a la operación de los sistemas de tratamiento existentes.
- Obsolescencia tecnológica y baja disciplina tecnológica.
- Insuficiente utilización de prácticas de producción más limpia y aprovechamiento económico de residuales.
- Insuficiente ejecución de programas de monitoreo y caracterización de residuales:

A pesar de la elevada eficiencia en la depuración de las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales domésticas, estas presentan como inconvenientes un elevado costo de inversión, operación y mantenimiento, un elevado consumo de energía y la generación de grandes cantidades de lodos, lo que conlleva a que sean difíciles de introducir y mantener en los países en vías de desarrollo.

Ante esta situación, los métodos naturales de depuración de aguas residuales se presentan como una alternativa de bajo costo y, en principio, de menor impacto sobre el medio que los sistemas convencionales. Dentro de estos métodos naturales los humedales construidos han sido empleados con efectividad.

1.2 Humedales construidos

1.2.1 Características

Los humedales construidos son sistemas pasivos de depuración constituidos por lagunas o canales poco profundos (normalmente de menos de 1m) plantados con plantas propias de zonas húmedas (macrófitos acuáticos) y en los que los procesos de descontaminación son ejecutados simultáneamente por componentes físicos, químicos y biológicos. Estos humedales también se pueden utilizar para restaurar ecosistemas y entonces la depuración puede ser un objetivo secundario (Villasenor et al., 2011).

Estos sistemas son simples de operar, con bajo o nulo consumo energético, que producen pocos residuos durante su operación, con bajo impacto ambiental

Capítulo 1. Marco Teórico

sonoro y con una buena integración en el medio ambiente natural, Requieren de una superficie de tratamiento entre 20 y 80 veces superior a tecnologías convencionales y por ello su uso está en general limitado a la disponibilidad de terreno con un costo asequible (Pedescoll et al., 2011).

Los humedales pueden construirse donde se necesitan, dimensionarse de acuerdo a las necesidades del tratamiento y han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de contaminantes, flexibles a fluctuaciones de la carga del contaminante y el caudal, son de bajo costo de instalación y de mantenimiento, son operables por mano de obra no especializada, integrables funcionalmente con el entorno y además ofrecen beneficios recreacionales y estéticos (Almeida et al., 2017).

1.2.2 Clasificación

Los humedales construidos se han clasificado tradicionalmente en dos tipologías atendiendo a si la circulación del agua es de tipo subterránea o superficial según (Moreno et al., 2007):

- **Humedales de flujo superficial:** El agua está expuesta directamente a la atmósfera y circula preferentemente a través de los tallos de los macrófitos (Figura 1.1). En realidad este tipo de humedales se pueden entender como una modificación del lagunaje convencional con menor profundidad (no más de 0,4m) y con plantas (Tomei et al., 2017).

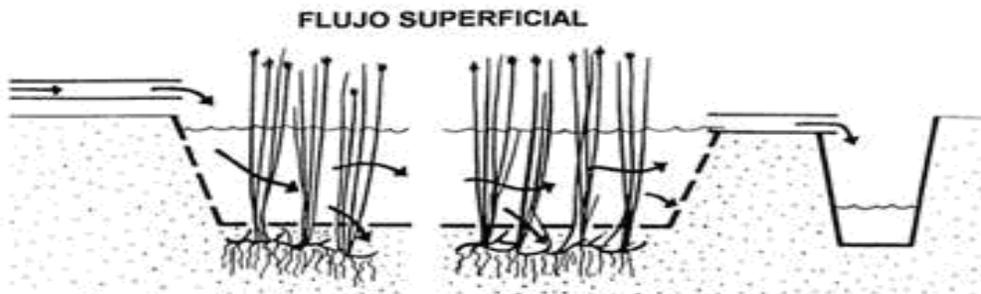


Figura 1.1. Esquema de humedales construidos de flujo superficial

Los humedales de flujo superficial se suelen utilizar como tratamiento adicional a efluentes previamente tratados en depuradoras de tipo convencional. Hay muy pocos sistemas a escala real que traten directamente aguas residuales

Capítulo 1. Marco Teórico

(Kadlec and Zmarthie, 2010). Los humedales de flujo superficial suelen ser sistemas de gran tamaño con extensiones de varias e incluso hasta centenares de hectáreas(Aguirre et al., 2005;Garcia et al, 2005;Garcia et al, 2004;Huang et al., 2004).

- **Humedales de flujo subsuperficial:** La circulación del agua es subterránea a través de un medio granular (con una profundidad de la lámina de agua de alrededor de 0,6m) y en contacto con los rizomas y raíces de los macrófitos (Figura 1.2). Este tipo de humedales se podrían entender como una modificación de los sistemas clásicos de infiltración en el terreno. Así pues, los humedales de flujo subsuperficial forman parte de los sistemas naturales de depuración basados en la acción del terreno (como los filtros verdes y los sistemas de infiltración-percolación), mientras que los de flujo superficial pertenecen al grupo de los basados en la acción de mecanismos que suceden en el agua (como los lagunajes).(Moreno et al., 2007) y (Papaevangelou et al., 2017)

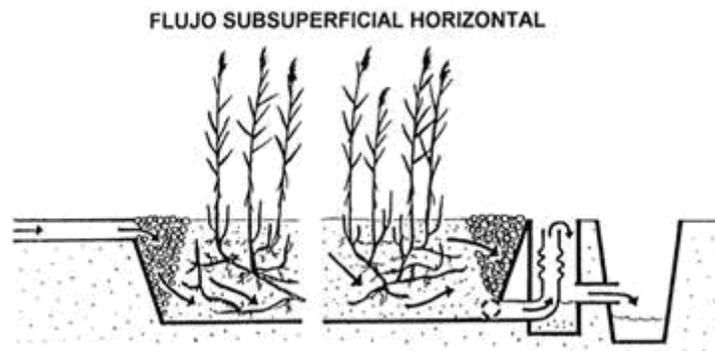


Figura 1.2. Esquema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.

Los humedales de flujo subsuperficial son instalaciones de menor tamaño y que en la mayoría de los casos se utilizan como sistema de tratamiento de las aguas residuales generadas en casas, viviendas aisladas y núcleos de menos de 2000 habitantes. Los niveles de depuración conseguidos en estas instalaciones son en general los correspondientes a un tratamiento secundario (menos de 25 mg/L de DBO y de materia en suspensión). De forma intuitiva se

Capítulo 1. Marco Teórico

puede afirmar que en los humedales de flujo subsuperficial priman los aspectos de tratamiento del agua y en los superficiales los de restauración ambiental (Aguirre et al., 2005, Caselles-Osorio and Garcia, 2006, Caselles-Osorio and Garcia, 2007, Garcia et al., 2004).

La transferencia de oxígeno desde las hojas hasta las raíces de las plantas, actúa como mecanismo suministrador de oxígeno al agua. Estos sistemas se diseñan con el objeto de proporcionar tratamiento secundario o avanzado y consisten en canales o zanjas excavadas y rellenos de material granular, generalmente grava donde el nivel de agua se mantiene por debajo de la superficie de grava (Moreno et al., 2007).

Según Villasenor et al., (2011) en los sistemas de flujo subsuperficial no existe lámina de agua a la vista del observador, y el conjunto sólo recuerda vagamente a los humedales naturales por el tipo de vegetación. Por esta razón a estos sistemas se les denomina también “lechos vegetados sumergidos”.

Debido a que el medio poroso brinda mayor área superficial para el crecimiento de los microorganismos la velocidad de remoción en los sistemas con flujo subsuperficial es mayor. Por otra parte, como el agua en estos sistemas fluye por debajo de la superficie del medio, no se presentan problemas con el desarrollo de los mosquitos y otros vectores. Además, proporcionan protección térmica, lo que hace que estos sistemas puedan ser utilizados en lugares donde ocurran grandes nevadas (Pedescoll et al., 2011, Cooper et al., 2010).

Las principales ventajas de los humedales de flujo subsuperficial respecto a los de flujo superficial son:

- Menor incidencia de malos olores debido a la naturaleza subterránea del flujo. Esta ventaja es relativa ya que los sistemas de flujo superficial se suelen aplicar para mejorar la calidad de efluentes secundarios, con lo que ya reciben aguas bastante tratadas, con bajo potencial para la emisión de malos olores.
- Bajo riesgo de exposición directa de las personas y de aparición de insectos gracias también al flujo subterráneo. El control de insectos

Capítulo 1. Marco Teórico

puede llegar a ser una actividad costosa en sistemas con flujo superficial.

- Protección térmica debida a la acumulación de restos vegetales y del flujo subterráneo. Esta es una ventaja interesante en los países nórdicos, donde la cobertura de hielo y nieve invernal no afectan de esta forma al proceso. También evita la aparición de gradientes térmicos acusados. Por ejemplo, en un humedal sin plantas ni restos vegetales el gradiente térmico medido en verano ha sido de hasta 12 °C/m, mientras que en un humedal con plantas (1800 g/m² de biomasa aérea expresada en peso seco) y restos vegetales (310 g/m²) ha sido de 3,4 °C/m. (Pedescoll et al., 2011)

Entre los inconvenientes cabe destacar:

- Mayor costo de construcción debido fundamentalmente al material granular. Según los estudios, basados en proyectos constructivos de sistemas de lagunaje y humedales de flujo subsuperficial, el coste se puede llegar a incrementar hasta un 30% como consecuencia del material granular.
- Menor valor como ecosistemas para la vida salvaje debido a que el agua es difícilmente accesible a la fauna.

Los humedales de flujo subsuperficial se clasifican según el sentido de circulación del agua en horizontales o verticales.

- Los humedales con flujo horizontal funcionan permanentemente inundados, aunque hay algunas experiencias recientes satisfactorias con sistemas intermitentes (Cooper, 2001, Cooper and Cooper, 2005, Vymazal, 2005) y (A et al., 2017):
- Los humedales con flujo vertical (Figura1.3), se diseñan con funcionamiento intermitente, es decir, tienen fases de llenado, reacción y vertido. La intermitencia y la inundabilidad permanente confieren propiedades muy diferentes a los sistemas verticales y horizontales respectivamente. En particular afectan mucho la transferencia de

Capítulo 1. Marco Teórico

oxígeno y por tanto al estado de óxido-reducción del humedal (Uggetti et al., 2012).

1.2.3 Principales mecanismos de remoción en los humedales

En los humedales la remoción de los contaminantes presentes en las aguas residuales es llevada a cabo por una variedad de complejos procesos físicos, químicos y biológicos, que en la mayoría de las ocasiones ocurren simultáneamente. Los mecanismos más importantes reportados por diferentes autores son los siguientes:

Sólidos suspendidos totales: Diversos autores coinciden en que el principal mecanismo de remoción de sólidos suspendidos en los humedales subsuperficiales es mediante procesos físicos de sedimentación, filtración y adsorción (Kadlec and Zmarthie, 2010; Lee et al., 2010). Una de las principales funciones realizadas por los humedales es la remoción de sólidos suspendidos, alcanzándose eficiencias de remoción de 90 % (Molle et al., 2006). Mediante la eliminación de los sólidos en suspensión del agua residual se puede lograr la remoción de contaminantes, tales como metales y compuestos orgánicos. Sin embargo, la acumulación de sólidos puede contribuir a la obstrucción de poros en los humedales de flujo subsuperficial, de ahí la importancia de un tratamiento primario previo al agua residual antes de ser tratada en el humedal (Kadlec and Zmarthie, 2010):

Materia Orgánica: La eliminación de la materia orgánica en los humedales es compleja ya que es el resultado de la interacción de numerosos procesos que suceden de forma simultánea. La materia orgánica particulada es retenida por filtración cerca de la entrada en sistemas horizontales y cerca de la superficie en verticales.

En los sistemas horizontales hay supuestamente pocos lugares con condiciones aeróbicas, y por tanto en una parte muy importante del lecho las bacterias fermentativas facultativas crecen originando ácidos grasos como el acético y el láctico, alcoholes como el etanol y gases como el hidrógeno. Estos compuestos representan sustratos para las bacterias sulfatoreductoras y metanogénicas, todas ellas anaeróbicas. En los sistemas verticales la presencia de oxígeno en

Capítulo 1. Marco Teórico

todo el lecho inhibe las reacciones de tipo anaeróbico, predominando la degradación por vía aeróbica, por lo que se alcanzan mejores rendimientos de eliminación (FONSECA et al., 2013).

Ya sea por vía aeróbica o anaeróbica, la mayoría de los autores Lee et al., (2010); Konnerup et al., (2009) y Harouiya et al., (2011) coinciden en que el mecanismo de remoción fundamental en la reducción de la materia orgánica en los humedales es la degradación biológica (por la acción de los microorganismos, principalmente bacterias) y la filtración, alcanzándose eficiencias de remoción de un 90 %.

Kadlec and Zmarthie, (2010) plantean que el rendimiento de eliminación de la materia orgánica en sistemas de humedales horizontales y verticales es óptimo si están bien diseñados, construidos y explotados. Tanto para la DQO como para la DBO₅ se alcanzan rendimientos que oscilan entre 75 y 95% produciendo efluentes con concentración de DQO menor de 60 mg/L y de DBO menor de 20 mg/L.

Nitrógeno: El nitrógeno tiene un complejo ciclo bioquímico con múltiples transformaciones bióticas y abióticas, alcanzando siete estados de oxidación (-3 a +5). Los compuestos incluyen una variedad de formas orgánicas e inorgánicas del nitrógeno que son esenciales para toda la vida biológica. Las formas inorgánicas del nitrógeno más importantes en los humedales son el amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). El nitrógeno gaseoso puede existir como dinitrógeno (N_2), amoníaco (NH_3) y óxidos de nitrógeno (N_2O , NO_2 y N_2O_4) (Vymazal, 2007).

Como mecanismos de remoción del nitrógeno en los humedales construidos se han reportado la fijación al sustrato, la volatilización del amoníaco, la asimilación de las plantas y la nitrificación-desnitrificación. Entre ellos, la mayoría de los autores (Wang et al., 2017); (Ouyang et al., 2011) coinciden que la nitrificación-desnitrificación es el principal mecanismo de remoción de este contaminante. La nitrificación clásica ocurre en dos etapas, la oxidación de amonio a nitrito, seguida por la oxidación de nitrito a nitrato, dentro de condiciones aeróbicas. El balance de masa de este proceso de nitrificación

Capítulo 1. Marco Teórico

indica que la masa de nitrógeno amoniacal oxidada puede ser igual a la masa de nitrógeno en forma de nitrito y nitrato generada, con una pequeña pérdida por asimilación por las plantas. La desnitrificación clásica ocurre dentro de condiciones anóxicas con carbono orgánico como electrón donador y nitrito como electrón aceptor (Wang et al., 2017, Saeed and Sun, 2011b).

Fósforo: Diversos estudios han reportado un uso potencial de los humedales construidos en la remoción de fosfatos de las aguas residuales (Prochaska and Zouboulis; 2006, Cristian Marín Acosta; 2016; Stottmeister et al., 2003). La remoción de fósforo en el humedal puede ocurrir por asimilación por las plantas, inmovilización microbiana, retención por el sustrato y precipitación en la columna de agua. De todos estos factores, el sustrato es el principal responsable de la remoción y a la vez es el factor más fácil de controlar. Consecuentemente, es importante seleccionar un sustrato con alta capacidad de adsorción de fósforo, lo cual depende principalmente de las propiedades químico- físicas específicas de este material, tales como pH, potencial redox, iones disueltos, contenido de calcio amorfo y cristalino, contenido de minerales de hierro y aluminio etc. (Asuman Korkusuz et al., 2007; Liang et al., 2017).

Numerosos autores reportan bajas eficiencias de remoción de fósforo en los humedales, por lo general entre un 20-30 % (Prochaska and Zouboulis, 2006), sin embargo Tang et al., (2009); Lee et al., (2010) plantean que esta eficiencia de remoción puede incrementarse con el empleo de sustratos que favorecen la retención de este contaminante. Varios investigadores han estudiado la capacidad de remoción de fósforo con diferentes medios sorbentes. Muchas de estas investigaciones fueron realizadas con productos naturales. Marín, (2016) obtuvo la capacidad máxima de adsorción de fósforo de diferentes arenas de Dinamarca, obteniendo los mejores resultados en las que presentan un alto contenido de minerales mientras Rosolen, (2000) reporta bajas capacidades de adsorción de fósforo para la grava. Otras investigaciones realizadas con productos artificiales o subproductos industriales presentaron capacidades de adsorción de fósforo superiores en dependencia de la composición de hierro,

Capítulo 1. Marco Teórico

aluminio o calcio de los diferentes sustratos usados (Yi et al., 2017, Cui et al., 2011; Wu et al., 2011; Adam et al., 2007).

Estos procesos que ocurren entre el fósforo y los minerales del sustrato se pueden representar mediante las isotermas de adsorción que describen las relaciones entre la cantidad de fósforo fijado por adsorción por unidad del material adsorbente y la concentración del fósforo presente en el equilibrio a una temperatura constante.

Patógenos: Se logra por diferentes mecanismos, destacando entre ellos, la adsorción sobre las partículas del sustrato, la toxicidad que sobre los organismos patógenos ejercen los antibióticos producidos por las raíces de las plantas y, sobre todo, por la acción depredadora de bacteriófagos y protozoos.

La eliminación de microorganismos es un proceso de gran complejidad ya que depende de factores como la filtración, la adsorción y la depredación. Se ha observado que tanto en sistemas verticales como horizontales la eliminación es dependiente del tiempo de permanencia y del medio granular. Cuanto menor es el diámetro del medio granular, mayor es el nivel de eliminación obtenido (Kadlec and Zmarthie, 2010).

1.2.4 Componentes de los humedales

Los humedales construidos poseen diferentes componentes, los cuales son muy importantes en el diseño de estos sistemas de tratamiento para lograr la depuración eficaz de las aguas residuales. Los componentes más importantes en los humedales construidos que influyen en los procesos depuradores son:

- Las plantas
- El sustrato
- Los microorganismos y demás organismos

Además de estos componentes, la efectividad en la remoción de los principales contaminantes en los humedales está muy influenciada por las condiciones climáticas de cada región en particular. De las condiciones climáticas depende grandemente el desarrollo de las plantas y los microorganismos capaces de lograr la depuración de las aguas residuales en estos sistemas de tratamiento.

Capítulo 1. Marco Teórico

Las plantas:

En los humedales construidos se han utilizado una variedad de plantas emergentes semejantes a las encontradas en los humedales naturales. Las plantas que con más frecuencia se utilizan son; las espadañas o eneads (*Typhas*.), la caña o junquillo (*Phragmites communies*), y los juncos (*Juncos sp.*), (*Scirpus*sp.), (*Carex*sp.) Marín, (2016) plantea que el tipo de especie seleccionada es menos importante que el establecimiento de una densa vegetación, además Se deben elegir especies que presenten un buen desarrollo y crecimiento, principalmente especies nativas, ya que están adaptadas al clima local, los suelos, y la comunidad de plantas y animales del entorno.

Existen diferentes criterios en la literatura sobre el papel que juegan las plantas dentro de estos sistemas, aunque todos los autores coinciden en la importancia de las mismas para lograr la depuración de las aguas residuales. La vegetación juega un papel primordial en los procesos de tratamiento en los humedales, mediante la introducción de oxígeno al lecho a través de los rizomas, que sirven como sustrato para la biopelícula microbiana. Las plantas, crean buenas condiciones para la sedimentación de los sólidos suspendidos, además el crecimiento de las raíces con agregados ayuda a descomponer la materia orgánica y prevenir la colmatación. Las plantas transportan aproximadamente el 90 % del oxígeno disponible en la rizosfera, esto estimula la descomposición aeróbica de la materia orgánica y el crecimiento de bacterias nitrificantes.

Por su parte Konnerup et al., (2009) plantea que la función de mayor importancia de las plantas en relación con el proceso de tratamiento de las aguas residuales es el efecto físico que ellas producen. La vegetación estabiliza la superficie del lecho, proporcionando buenas condiciones para la filtración, y en el caso de los sistemas con flujo vertical previenen las obstrucciones, además de proporcionar área superficial para el crecimiento de los microorganismos adheridos.

Capítulo 1. Marco Teórico

El sustrato:

En los sistemas donde el flujo es subsuperficial, el medio puede ser suelo, arena o grava y los espacios libres del medio sirven como canales para el flujo del agua. Tanto la composición química del suelo como sus parámetros físicos, tienen una gran influencia en el sistema de tratamiento, proporcionando una superficie para el desarrollo de la biopelícula bacteriana (Stottmeister et al., 2003).

El sustrato favorece los procesos de remoción biológicos en el humedal a través de los microorganismos adheridos a su superficie, pero su mayor influencia es en la remoción del fósforo. La adsorción de fósforo por el sustrato, es considerado como el principal mecanismo de eliminación de fósforo en los humedales subsuperficiales. La selección de un sustrato con alta capacidad de adsorción de fósforo es un factor importante en el diseño de un humedal para lograr la remoción eficaz de este contaminante.

En las últimas décadas se ha prestado considerable atención al desarrollo de sustratos efectivos y de bajo costo para la adsorción de fósforo en los humedales, tales como la apatita, la bauxita, dolomita, piedra caliza, diferentes arenas, zeolita, cenizas, entre otros (Jellali et al., 2011, Wahab et al., 2011).

Tradicionalmente, se han utilizados suelos, arenas y gravas disponibles localmente, demostrando la importancia de usar materiales con alta capacidad de retención de fósforo (Marín, 2016; Vohla et al., 2007). Numerosos autores han investigado la capacidad de adsorción de fósforo de productos artificiales y subproductos industriales con alto contenido de hierro, aluminio o calcio, obteniéndose eficiencias de remoción mayores al 80% (Adam et al., 2007; Yi et al., 2017, Cui et al., 2011).

Los microorganismos y demás organismos:

En los humedales construidos, el papel principal en la transformación y mineralización de nutrientes y contaminantes orgánicos es llevado a cabo por los microorganismos. Dependiendo del oxígeno introducido por las plantas y de la disponibilidad de electrón aceptor, los contaminantes en el agua residual son metabolizados por diferentes vías.

Capítulo 1. Marco Teórico

La población microbiana en los humedales incluye bacterias, hongos y algas que son importantes para el ciclo de nutrientes y las transformaciones de contaminantes. La variedad de especies microbianas en los humedales funciona en una amplia gama de condiciones físicas y químicas, debido a esta variedad de especies los humedales pueden tratar diversas aguas residuales. Los requerimientos de crecimiento y las características de la población microbiana son conocidos, ya que muchos de estos organismos son los mismos que los que se utilizan en los sistemas convencionales de tratamiento (Kadlec and Zmarthie, 2010).

Dentro de estas especies microbianas las bacterias son el grupo fundamental en el proceso depurador de las aguas residuales. Como se ha explicado anteriormente, son sistemas de tratamiento biológico de las aguas residuales con biomasa adherida, presentando características semejantes a las de un filtro percolador. Requiere de un sustrato para el desarrollo de los microorganismos responsables del proceso depurador y que el agua permanezca por un tiempo para que se desarrolle esta masa microbiana, además el funcionamiento del sistema depende de una serie de factores ambientales, siendo los más importantes; la disponibilidad del oxígeno y la temperatura (Kadlec and Zmarthie, 2010).

1.2.5 Criterios de diseño de los humedales

La mayoría de los autores (Pedescoll et al., 2015; Pedescoll et al., 2011; Mitchell and McNevin, 2001; Kadlec and Zmarthie, 2010) coinciden en que los humedales construidos pueden ser considerados como reactores biológicos de biomasa adherida y su funcionamiento para la remoción de la DBO y el nitrógeno puede ser estimado de acuerdo con una cinética de primer orden para un reactor con flujo pistón. Diversos autores (Kadlec and Zmarthie, 2010; .Mitchell and McNevin 2001; Saeed and Sun, 2011) también consideran que el modelo seguido puede estar influenciado por diferentes parámetros como la concentración de los contaminantes en el agua residual, el tipo de humedal y el clima, entre otros. En cuanto a la remoción de fósforo no existe un criterio generalizado acerca del modelo a seguir y no existe coincidencia en los valores

Capítulo 1. Marco Teórico

reportados para las constantes cinéticas, estando influenciadas principalmente por el tipo de sustrato empleado (Kadlec and Zmarthie, 2010).

Pedescoll et al., (2011) plantean que desde el punto de vista de los modelos, los humedales construidos son sistemas más complejos que los procesos de tratamiento convencionales, debido al alto número de procesos y mecanismos implicados en la eliminación de los contaminantes, los cuales dependen de diversos factores ambientales y operacionales. Para lograr un diseño efectivo de los humedales es importante la obtención del modelo cinético seguido para la remoción de cada contaminante y las constantes cinéticas de acuerdo a las condiciones climáticas y operativas específicas.

Como se explicó anteriormente, el modelo de primer orden representa la ecuación de diseño básica para los humedales construidos (ecuación 1.1), empleada ampliamente en Australia (Mitchell and McNevin, 2001) Europa (Papaevangelou et al., 2017).

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-k_v * t} \quad (1.1)$$

Siendo:

C_e : Concentración del contaminante efluente, mg/L

C_o : Concentración del contaminante afluente, mg/L

k_v : Constante volumétrica de velocidad de reacción, d^{-1}

t : Tiempo de retención hidráulica, d

El modelo ofrece un perfil exponencial de la concentración de las aguas residuales afluentes y efluentes. Este enfoque ha sido utilizado para el diseño de humedales y para predecir la eliminación de todos los contaminantes de interés en los mismos: materia orgánica, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo. Sus deficiencias son reconocidas, principalmente para la eliminación de fósforo (Kadlec and Zmarthie, 2010) pero sigue siendo vista como la más apropiada ecuación de diseño que describe la eliminación de contaminantes en estos sistemas.

En la actualidad existe gran experiencia en el diseño de humedales horizontales, estableciéndose ecuaciones básicas de diseños para los mismos

Capítulo 1. Marco Teórico

a partir de los modelos cinéticos obtenidos en diferentes regiones y sustituyendo el tiempo de retención hidráulico (ecuación 1.2) en la ecuación cinética correspondiente, se puede obtener el área necesaria para la remoción de cada contaminante, escogiéndose finalmente la mayor área requerida para el diseño del humedal:

$$t = \frac{A \cdot y \cdot \eta}{Q} \quad (1.2)$$

Siendo:

A: Área superficial, m²

Q: Caudal, m³/d

El diseño de los sistemas verticales ha sido menos investigado y no existe un consenso sobre el dimensionamiento de los mismos. Generalmente este dimensionamiento se realiza mediante la aplicación de reglas prácticas basadas en superficies unitarias (superficie requerida por habitante equivalente. Estos datos de superficies unitarias son recomendados para ser usados en el diseño de sistemas verticales, pero los mismos deben ser aplicados bajo las mismas condiciones que se obtuvieron, de ahí la importancia de los estudios experimentales a pequeña escala para lograr el diseño efectivo de los mismos.

Capítulo 2. Materiales y métodos

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se describe la fase experimental de la investigación desarrollada mostrando así las condiciones en las que se realizaron los experimentos y los materiales, métodos, instrumentos y equipos que se utilizaron.

2.1 Medición del caudal del agua residual

La medición de caudal se efectuó en la descarga final del agua residual efluente del sistema de tratamiento instalado actualmente en la UEB Cocina Comedor (Batey), Empresa Eléctrica de Santa Clara. La cocina-comedor, que brinda servicios de merienda y almuerzo a trabajadores de la Empresa Eléctrica, se encuentra ubicada en el área del Batey, ubicada en una zona urbana, según se muestra en la figura 2.1.

Los residuos líquidos generados en la cocina-comedor, de composición doméstica, van hacia un sistema de trampas de grasas, donde reciben un tratamiento primario de separación del material flotante y de sólidos sedimentables. Posteriormente el agua efluente se descarga a través de una tubería hacia el río Bélico, donde se realizó la medición los días 22, 28 y 29 de marzo de 2017, en el horario comprendido entre las 9 am y las 2 pm que es el horario de mayor consumo de agua empleado por la empresa. Para medir el caudal se utilizó el método volumétrico y los datos se obtuvieron midiendo el tiempo en que demoraba en llenarse un recipiente aforado (1L), con una frecuencia de 15 minutos y tres réplicas.



Figura. 2.1. Ubicación de la UEB Cocina Comedor (Batey)

Capítulo 2. Materiales y métodos

2.2 Muestreo

El muestreo se realizó teniendo en cuenta lo establecido en el “Procedimiento para la aplicación de la norma NC-27. Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones”. Instituto de Recursos Hidráulicos. Primera edición. 2004. Se tomó una muestra compuesta independientemente del flujo a la entrada de la trampa de grasa durante los tres días de muestreo.

Las muestras de agua residual tomadas a la salida de la trampa de grasas (entrada al humedal) y a la salida del humedal fueron proporcional al flujo (Figura 2.2 y 2.3), se tomaron manteniendo el tiempo entre muestras constante (15 minutos) y el volumen proporcional al flujo en ese momento durante 5 horas, de forma tal que se barriera el tiempo comprendido entre las 9 am y las 2 pm.



Figura 2.2 Puntos de muestreo del agua residual

2.3 Métodos analíticos para la caracterización del agua residual

2.3.1 pH

La determinación del pH da una medida numérica de la acidez, o de la actividad del ión hidrógeno en el residuo. La variación de una unidad en el valor representa la intensidad de la acidez y no el hidrógeno total intercambiable. La determinación se describe a continuación:

Materiales y Equipamiento

- ✓ Disolución de cloruro de potasio 1 mol/L
- ✓ Estufa WTB Binder, modelo 151153000203, Alemania

Capítulo 2. Materiales y métodos

- ✓ Desecadoras de 14,0; 19,5 y 25,0 cm
- ✓ Balanza analítica digital Denver Instrument, modelo SI- 234, Alemania
- ✓ pH metro JENWAY LTD modelo 3020, Inglaterra
- ✓ Probeta graduada de 50 mL
- ✓ Vaso de precipitado de 50 mL
- ✓ Matraz aforado de 250 mL

Procedimiento:

Después de calibrado el equipo se procede a la medición. Las soluciones buffer y las soluciones problemas deben agitarse cuidadosamente durante la medición para evitar que se forme una capa fina de disolución en la interfase del electrodo de vidrio – disolución. Esperar 5 minutos para la estabilización de la lectura en la pantalla y realizar la lectura final.

2.3.2 Conductividad eléctrica (CE)

La determinación de la conductividad eléctrica se utiliza normalmente para indicar la concentración total de componentes ionizados en las soluciones.

Materiales y Equipamiento

- ✓ Agua destilada (Conductividad $\leq 8 \mu\text{S}/\text{cm}$)
- ✓ Estufa WTB Binder, modelo 1511530000203, Alemania
- ✓ Desecadoras de 14,0; 19,5 y 25,0 cm
- ✓ Balanza analítica digital Denver Instrument, modelo SI- 234, Alemania
- ✓ Saranda IKA- WERKE modelo KS- 501 D, España
- ✓ Conductímetro WTW, modelo INOLAB Multi 720, Alemania
- ✓ Embudos de diámetro 4,5; 5,5 y 7,5 cm
- ✓ Erlenmeyer de 250 mL
- ✓ Probeta graduada de 50 mL
- ✓ Vaso de precipitado de 50 mL
- ✓ Papel de filtro Whatman

Procedimiento:

Después de calibrado el equipo se procede a la medición. Primeramente, se enjuaga la celda de conductividad con una o más porciones de la muestra, se ajusta la temperatura a 25°C y se mide la conductividad de la muestra.

Capítulo 2. Materiales y métodos

2.3.3 Nitrógeno total

Este método es la extensión de la digestión Kjeldahl, que fue originalmente desarrollado para analizar nitrógeno orgánico y amoniacal.

Para la mineralización de la muestra, se trata con una mezcla de ácido sulfúrico y de ácido salicílico. El ácido sulfúrico digesta la materia orgánica y transforma el nitrógeno en amonio. Los iones nitrato y las trazas de nitrito presente en la muestra son inicialmente enlazados al ácido salicílico como nitro compuestos que luego son reducidos por el tiosulfato de sodio. La mineralización es acelerada por el uso de un catalizador (sulfato de cobre más selenio) y aumentando la temperatura de ebullición con la adición de sulfato de potasio.

Materiales y Equipamiento

- ✓ Mezcla de ácido sulfúrico y ácido salicílico: se disuelven 50 g de ácido salicílico $C_6H_4(COOH)(OH)$ en 1000 mL de H_2SO_4 concentrado ($d=1,84g/mL$)
- ✓ Tiosulfato de sodio en polvo, $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$
- ✓ H_2SO_4 concentrado ($d=1,84g/mL$)
- ✓ Catalizador: mezclar 100 g K_2SO_4 , 20 g $CuSO_4$ y 2,0000 g selenio (Se)
- ✓ Balanza analítica digital Denver Instrument, modelo SI- 234, Alemania
- ✓ Campana de extracción de gases ASEM Fume Cabinets EN14175
- ✓ Bureta de 25 mL
- ✓ Bloque digestor P Selecta, modelo Bloc-digest 6, con frascos
- ✓ Tubos Kjeldahl de 500 mL
- ✓ Tubos de reflujo, 40 cm
- ✓ Solución de NaOH, 30% w/v:
- ✓ Indicador mixto (cambio de color a 5:1): se mezclan dos volúmenes iguales (50 mL) de rojo de metilo (66 mg/100 mL 95% de etanol o 0,066% w/v) y verde de bromocresol (99 mg / 100 mL de etanol 95% o 0,066% w/v); el color debe ser rojo
- ✓ Mezcla de H_3BO_3 y el indicador: se disuelven 20 g de H_3BO_3 500 mL de agua en un vaso de precipitados y se lleva a ebullición; se deja enfriar y

Capítulo 2. Materiales y métodos

se añaden 20 mL de la mezcla de indicadores, se diluyen a 1000 mL con agua

- ✓ H₂SO₄o HCl, 0,01 mol / L: se prepara a partir de una solución estándar de 1 mol / L (fixanal)
- ✓ Aparato de destilación al vapor P Selecta, modelo Pro Nitro II (sistema Kjeldahl)
- ✓ Bureta, 25 mL
- ✓ Erlenmeyer de 250 mL

Procedimiento:

Se adiciona cuidadosamente 50 ml del reactivo de digestión en el frasco que contiene la muestra, con un volumen de ácido que puede ser variable. La mezcla (solución muestra- reactivo digestión) se calienta en el digestor Kjeldahl, primero lentamente y luego se acelera el calentamiento hasta el desprendimiento de humos blancos (gases SO₃). La digestión se continúa hasta que la solución se torne azul-verdosa pálida. Se continúa y se prolonga por 30 minutos más sin que se llegue a sequedad.

Las etapas de calentamiento están en dependencia de la concentración estimada de, pero se debe proceder elevando la temperatura de la digestión periódicamente (por ejemplo: 120°C, 150°C, 200°C, 300 °C) hasta alcanzar el rango efectivo de temperatura entre 375-385 °C en un periodo de tiempo aproximadamente de 1 ½ h.

Después de efectuada la digestión, se retiran los frascos del bloque digestor y se deja enfriar a temperatura ambiente. Se dosifican 50 mL de H₂O destilada y mezcle bien se debe evitar la precipitación agitando de vez en cuando y se procede según la determinación de nitrógeno amoniacal.

2.3.4Sólidos Sedimentables (SS)

Se determinan en un cono Imhoff o en un cilindro graduado (probeta) de un litro de capacidad, permitiendo que la muestra sedimente por espacio de una hora. Los resultados son medidos y reportados en ml/l de sólidos sedimentables.

Capítulo 2. Materiales y métodos

Materiales y equipamiento

- ✓ Cono Imhof

Procedimiento:

Llenar el cono Imhoff con 1 litro de muestra homogénea. Dejar sedimentar durante 45 min. Remover los sólidos adheridos a las paredes del cono suavemente con una varilla de vidrio. Dejar sedimentar 15 minutos más y leer el volumen de sólidos sedimentables en el cono.

2.3.5 Fósforo total

La determinación de ion orto-fosfato se lleva a cabo de acuerdo con el método vanadomolibdofosfórico.

Materiales y equipamiento

- ✓ Espectrofotómetro. - Para usar a 420 nm con un camino óptico igual a un cm
- ✓ Balanza analítica
- ✓ Manta de calentamiento
- ✓ Vasos de precipitado de 500 ml
- ✓ Probeta graduada de 500 ml
- ✓ Matraces aforados de 1 l
- ✓ Balón Kjeldahl de 50 ml
- ✓ Pipeta graduada de 50 ml
- ✓ Pipeta graduada de 5 ml
- ✓ Bureta graduada de 25 ml
- ✓ Matraces aforados de 100 ml
- ✓ Matraces aforados de 50 ml
- ✓ Fenolftaleína
- ✓ Ácido clorhídrico concentrado
- ✓ Carbón activado
- ✓ Molibdato de amonio
- ✓ Metavanadato de amonio
- ✓ Dihidrógeno fosfato de potasio

Capítulo 2. Materiales y métodos

- ✓ Ácido sulfúrico concentrado
- ✓ Hidróxido de sodio
- ✓ Etanol

Procedimiento:

Desarrollo de color

Se trasvasa cuantitativamente la muestra digestada, en un frasco volumétrico de 50 ml o 100 ml. Se adicionan 10 ml o 20 ml respectivamente del reactivo Vanadato-Molibdato y se diluye hasta la marca con agua destilada. Se prepara un blanco donde la muestra es sustituida por agua destilada y se realiza el mismo procedimiento que a la muestra. Después de 10 minutos o más, se mide la absorbancia de la muestra contra el blanco a una longitud de onda de 400-490 nm, dependiendo de la sensibilidad deseada. El color amarillo es estable por días y su intensidad no se afecta por la variación de la temperatura ambiente.

Preparación de la curva de calibración:

La curva de calibración se prepara usando volúmenes adecuados de solución estándar preparada y desarrolle el color, se plotea una familia de curvas de calibración de una serie de soluciones estándar para varias longitudes de onda, Esto permite una amplia extensión de concentraciones en una serie de determinaciones. Se analiza al menos un estándar para cada juego de muestras.

1 ml de solución de $\text{KH}_2\text{PO}_4 = 0,05 \text{ mg de } \text{PO}_4^{3-} \text{ P} = 50 \text{ ppm de } \text{PO}_4^{3-}$

Frecuencia de calibración

La curva de calibración se prepara con todos los puntos, cada vez que se prepare el reactivo Vanadato-Molibdato. Cada vez que se realice el ensayo se debe calibrar el equipo al menos con un punto de la curva, mientras dure el reactivo antes mencionado. En caso de irse fuera del rango el punto seleccionado, analice las causas y de ser necesario prepare el reactivo nuevamente y proceda a preparar una nueva curva de calibración. Las concentraciones de 2 ppm a 10 ppm se leen a 420 nm.

Capítulo 2. Materiales y métodos

2.3.6 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Este procedimiento establece la metodología para la determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en muestras de agua y aguas residuales.

Materiales y equipamiento

- ✓ Equipo de DQO de 6 plazas (Modelo 4000638)
- ✓ Balanza analítica
- ✓ Estufa
- ✓ Erlenmeyer
- ✓ Bureta graduada y pipetas certificadas
- ✓ Probetas
- ✓ Sulfato de plata (Ag_2SO_4)
- ✓ Sulfato de hierro (II) y de amonio hexahidratado ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)
- ✓ Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)
- ✓ Sulfato de mercurio (II). (Hg SO_4)
- ✓ Hidrógeno ftalato de Potasio. ($\text{K H}_2\text{C}_8\text{O}_4$)
- ✓ Sulfato de hierro (II) heptahidratado. ($\text{Fe SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)
- ✓ Indicador Fenantrolina 1-10 monohidratada
- ✓ Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4 $\rho = 1.84\text{g/mol}$)

Procedimiento:

Se introducen, en el tubo de digestión de DQO 10 mL de la muestra a analizar (en caso de aguas y aguas residuales). Si el valor de DQO de la muestra es superior a 700 mg/L, se realiza una dilución de la muestra original para obtener un valor de DQO, comprendido entre 350 mg/L y 700 mg/L. Se añaden 5 mL de dicromato de potasio y algunas bolas reguladoras de la ebullición a la muestra y se homogeneiza cuidadosamente.

Se añaden lentamente 15 mL de sulfato de plata-ácido sulfúrico, agitando cuidadosamente el tubo con un movimiento circular, enfriándolo bajo agua corriente fría o en un baño de hielo, con el fin de evitar toda pérdida de sustancias orgánicas volátiles. Se colocan los tubos preparados en la gradilla porta-tubos sobre su soporte. Con la ayuda de la gradilla se introducen en el

Capítulo 2. Materiales y métodos

bloque metálico calefactor. Se acopla sobre cada tubo un refrigerante de manera que encajen bien las juntas esmeriladas. Se programa la temperatura de trabajo y el tiempo de duración del reflujo en el regulador de temperatura y tiempo RAT, según la Instrucción de Trabajo del equipo. Finalizado el tiempo de reflujo y la muestra esté a temperatura ambiente, se titula el exceso de dicromato, con sulfato de hierro (II) y de amonio en presencia de 1 o 2 gotas de ferroína como indicador hasta punto final (rojo vino).

Ensayo en “blanco”: Se realiza un ensayo en “blanco” al mismo tiempo que la determinación, siguiendo el procedimiento anterior, pero reemplazando la muestra por 10 mL de agua destilada.

Ensayo testigo: Se comprueba la técnica y la pureza de los reactivos utilizados para el análisis de 10 mL de solución hidrógeno ftalato de potasio (FAP), siguiendo el mismo procedimiento operatorio que para la muestra. El procedimiento experimental es satisfactorio si se obtiene como mínimo el 96% del valor teórico (480 mg/L).

2.3.7 Grasas, Aceites e Hidrocarburos (GAH)

Este procedimiento establece el procedimiento para la determinación de grasas, aceites e hidrocarburos, en aguas y aguas residuales. Este procedimiento es aplicable para las aguas y aguas residuales, cuya concentración se encuentre en el intervalo de 10 mg/l a 1000 mg/l dependiendo del volumen de muestra extraída. El método no se recomienda para medir materiales que volatilicen a temperaturas por debajo de 70°C.

Materiales y Equipamiento

- ✓ Estufa
- ✓ Roto evaporador
- ✓ Baño de agua con control de temperatura
- ✓ Balanza analítica
- ✓ Agitador y barra magnética
- ✓ Desecador
- ✓ Embudo de separación, de 1L con tapa y llave de teflón

Capítulo 2. Materiales y métodos

- ✓ Balones del rotoevaporador de 100 ml
- ✓ Papel de filtro, WhatmanN° 40, con un diámetro de 11 cm
- ✓ Material usual de laboratorio
- ✓ Ácido clorhídrico (HCl, 1:1)
- ✓ n-Hexano
- ✓ Sulfato de sodio (Na_2SO_4), anhidro
- ✓ Sílica gel anhidra, 75-150 micrones, secada a 200-250°C por 24 horas como mínimo y almacenada en desecadora

Procedimiento:

- ✓ Se transfiere la muestra a un embudo de separación
- ✓ Se lava la botella con 30 ml de n-hexano y se agrega el líquido de lavado al embudo de separación
- ✓ Se agita vigorosamente por 2 min y se libera la presión
- ✓ Se deja reposar hasta que las dos fases se separen y se descarta la fase inferior acuosa
- ✓ Se drena la fase del solvente, hacia un balón de destilación limpio, previamente secado y pesado, haciéndolo pasar a través de un embudo provisto con un papel de filtro humedecido con solvente. Si la fase de solvente no se presenta clara se agrega 1 g de sulfato de sodio (Na_2SO_4) sobre el papel de filtro y se drena lentamente el solvente emulsificado a través del sistema de filtración. De ser necesario se puede agregar más sulfato de sodio (Na_2SO_4)
- ✓ Se extrae dos veces más la muestra con porciones de 30 ml de solvente
- ✓ Se lava el papel de filtro con una porción de 10 ml a 20 ml de solvente
- ✓ Se evapora el solvente hasta sequedad, usando un baño de agua a 70 a 80°C aproximadamente durante 15 min
- ✓ Se coloca el balón de destilación bien seco en una estufa a 56-60 °C durante 30 min
- ✓ Se deja enfriar el balón en un desecador durante 30 min, llevar a peso constante.

Capítulo 2. Materiales y métodos

Calcular la concentración de grasas, aceites e hidrocarburos mg/l de la siguiente manera:

$$\text{Grasas Aceites e hidrocarburos (mg/l)} = \frac{(A - B) * 1000}{V}$$

Dónde:

A = Peso del balón + aceites, grasas e hidrocarburos, en g.

B = Peso del balón vacío, en g.

V = Volumen de muestra, en litro.

Capítulo 3. Resultados y Discusión

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Medición de Caudal

El comportamiento del caudal fue muy similar en los días evaluados, con fluctuaciones características del tipo de actividad realizada (Figura 3.1). En el **Anexo 1** aparecen las tablas con los resultados obtenidos en los días de trabajo y el comportamiento para cada día. De acuerdo a las mediciones realizadas el caudal medio diario es de **0,02 L/s = 76 L/h**, por lo que considerando un día de trabajo de 8 horas fue de **607 L/d = 0,6 m³/d**.

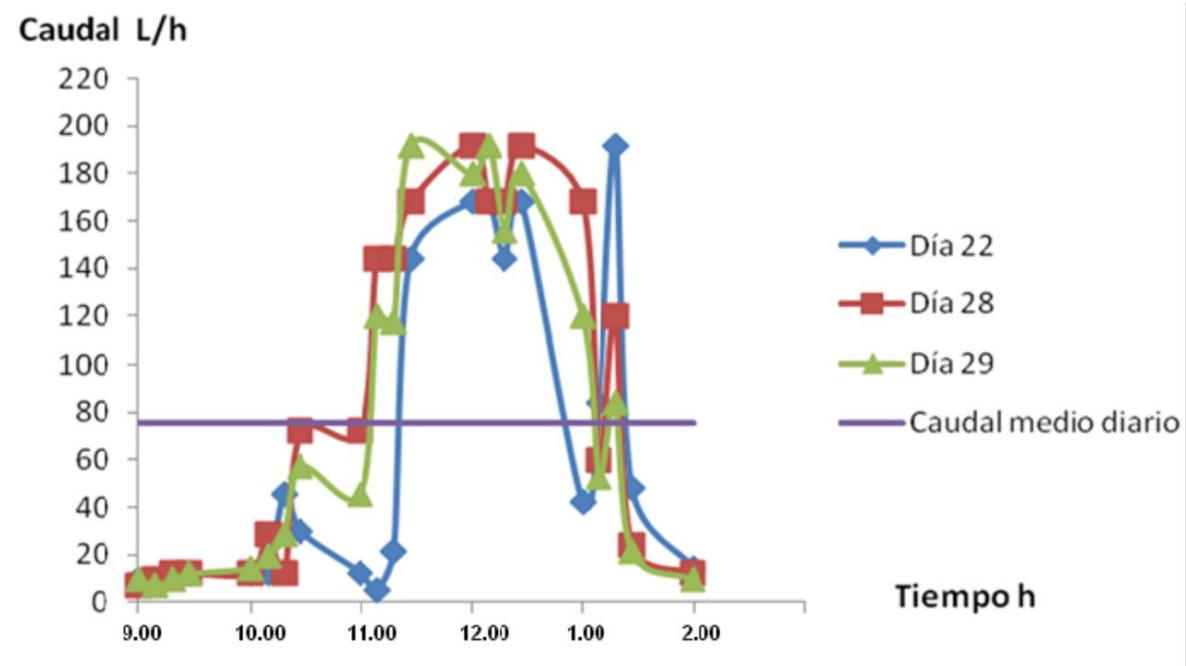


Figura.3.1 Comportamiento del caudal en los 3 días de muestreo

3.2 Caracterización físico-química del agua residual al afluente y efluente del sistema de tratamiento

Obtención de la curva de calibración para la determinación de fósforo total

Los valores obtenidos para la curva de calibración de la determinación de fósforo total se muestran en la Figura 3.2. El valor R^2 de 0,99 demuestra que no existen diferencias apreciables entre los valores experimentales de absorbancia obtenidos y los puntos de concentración de la curva; por tanto, se puede afirmar que la linealidad es adecuada. Estos resultados se corroboran con el análisis del

Capítulo 3. Resultados y Discusión

gráfico de los residuales, donde se observa que los puntos están distribuidos al azar alrededor de eje-X (Anexo 2).

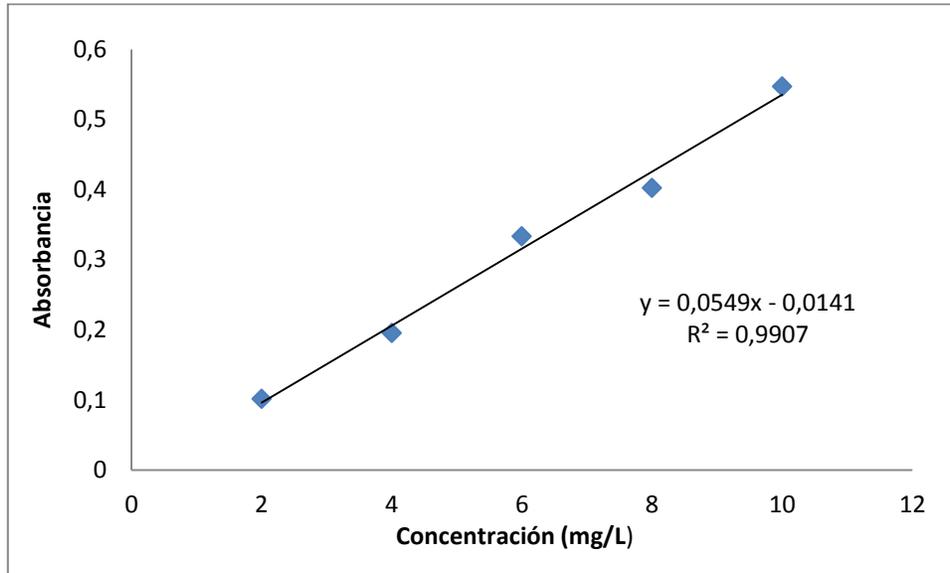


Figura.3.2 Curva de calibración de fósforo total

En el Anexo 3 se reportan los resultados obtenidos para cada replica de los parámetros analizados, tanto para el agua residual afluente como efluente al sistema de tratamiento. Los valores promedios y la desviación estándar de estos resultados, así como los Límites Máximos Permisibles Promedios, son reportados en la tabla 3.1.

De acuerdo a lo establecido en la Norma Cubana Obligatoria NC 27: 2012 para las descargas en el cuerpo receptor Clase C, el agua residual efluente no cumple con el límite de vertimiento para los siguientes parámetros: Fósforo total, Nitrógeno total, DQO y DBO₅. Estos resultados están en correspondencia con el sistema de tratamiento existente actualmente en la entidad, necesiéndose completar el tratamiento que permite la reducción de la concentración de estos parámetros.

Capítulo 3. Resultados y Discusión

Tabla 3.1 Valores promedios de los resultados analíticos físico – químicos del agua residual afluyente y efluente del sistema de tratamiento.

Determinación analítica	Afluyente	Efluente	LMPP NC-27:2012
pH (u)	5,76 ± 0,7	5,47 ± 0,3	6-9
CE (µS/cm)	1365 ± 200	1048 ± 69	3500
Sólidos Sedimentables (mL/L)	11,7 ± 3,5	0,6 ± 0,4	5
DBO₅ (mg/L)	1697,2 ± 186,9	694,9 ± 135,4	60
DQO (mg/L)	3833,6 ± 84,6	1600,2 ± 35,3	120
GAH (mg/L)	12739 ± 2434	14,7 ± 5,9	30
Fósforo Total (mg/L)	21,9 ± 12,9	14,2 ± 8,4	10
Nitrógeno Total (mg/L)	24,2 ± 1,7	20,6 ± 1,4	20

3.3 Eficiencia del sistema de tratamiento instalado actualmente (Trampas de grasas)

La eficiencia en la remoción de los principales contaminantes del sistema de tratamiento instalado actualmente se muestra en la tabla 3.2. Se observa que en general las trampas de grasa tienen un funcionamiento adecuado con eficiencias altas de remoción de sólidos sedimentables y grasas, que es el propósito fundamental para lo cual fueron diseñadas.

Tabla 3.2 Eficiencia de remoción de los principales contaminantes en la trampa de grasas.

Determinación analítica	Afluyente	Efluente	Eficiencia η (%)
Sólidos Sedimentables (mL/L)	11,7 ± 0,2	0,6 ± 0,2	95
DBO ₅ (mg/L)	1697,6 ± 57,0	694,9 ± 89,1	59
DQO (mg/L)	3833,6 ± 72,6	1600,2 ± 34,3	58
GAH (mg/L)	12739 ± 2087	14,7 ± 4,8	99
Fósforo Total (mg/L)	21,4 ± 10,6	14,2 ± 7,8	35
Nitrógeno Total (mg/L)	24,2 ± 1,2	20,6 ± 1,9	15

Capítulo 3. Resultados y Discusión

La remoción de fósforo, nitrógeno, así como de DBO₅ y DQO no es efectiva, por lo que se sugiere añadir un tratamiento secundario para reducir la carga contaminante emitida por la entidad.

3.4 Diseño del humedal subsuperficial horizontal como tratamiento secundario

Se propone el diseño y construcción de un humedal subsuperficial horizontal para completar el tratamiento de las aguas residuales generadas en la UEB cocina comedor (Batey).

El área superficial del humedal, necesaria para lograr la remoción de los contaminantes, se calcula de acuerdo a las ecuaciones cinéticas obtenidas por Pérez et al., (2014) para cada contaminante (Ecuaciones 3.1 y 3.2).

Ecuación cinética de primer orden considerando la eliminación de la DBO₅ y Nitrógeno Total.

$$A_s = L * W = \frac{Q \ln(C_o / C_e)}{K_T y n} \quad (3.1)$$

Donde:

Flujo (Q): 0,6 m³/d

Sustrato: Sueloferralítico rojo

n: Porosidad 0,54

y: Profundidad 0,4 m

Planta: *Cyperus Alternifolius* (Paragüita)

As: Área superficial

Co: Concentración de DBO₅ y Nitrógeno afluente 695 mg/l y 21 mg/l respectivamente

Ce: Concentración de DBO₅ y Nitrógeno efluente 30 mg/l y 5 mg/l respectivamente

K: 3,64 d⁻¹; 3,27.d⁻¹, para DBO₅ y Nitrógeno total respectivamente, reportado por Pérez et al., (2014)

Capítulo 3. Resultados y Discusión

Ecuación cinética de segundo orden para la remoción de Fósforo total

$$A_s = \frac{\left(\frac{1}{C_e} - \frac{1}{C_o}\right) * Q}{K * y * \eta} \quad (3.2)$$

Donde:

Co: Concentración de Fósforo total afluente 14,2 mg/l

Ce: Concentración Fósforo total efluente 2 mg/l

K: 0,96 (mg/l)⁻¹ d⁻¹, para Fósforo total, reportado por Pérez et al., (2014)

En la tabla 3.3 se muestra el área superficial y tiempo de retención calculados para cada contaminante.

Tabla 3.3. Área y tiempo de retención para cada contaminante

	DBO	Nitrógeno total	Fósforo total
Área (m ²)	2,4	1,2	1,2
t (h)	21	10	11

Se selecciona el parámetro de diseño limitante, que se establece como la mayor de estas áreas, por lo que el diseño del humedal se realizó con el área requerida para la remoción de DBO₅ (2,4 m²), por ser el contaminante que más área necesita para cumplir con la norma cubana de vertimiento. Se propone un 25% de sobrediseño, teniendo en cuenta que se emplearon constantes obtenidas para un humedal subsuperficial vertical, proponiéndose finalmente un área de **3 m²** para el humedal. Finalmente, se establece una relación largo ancho 3:1, según Reed, (1995), proponiéndose un humedal de 3 m de largo por 1 m de ancho (Figura 3.2).

Capítulo 3. Resultados y Discusión

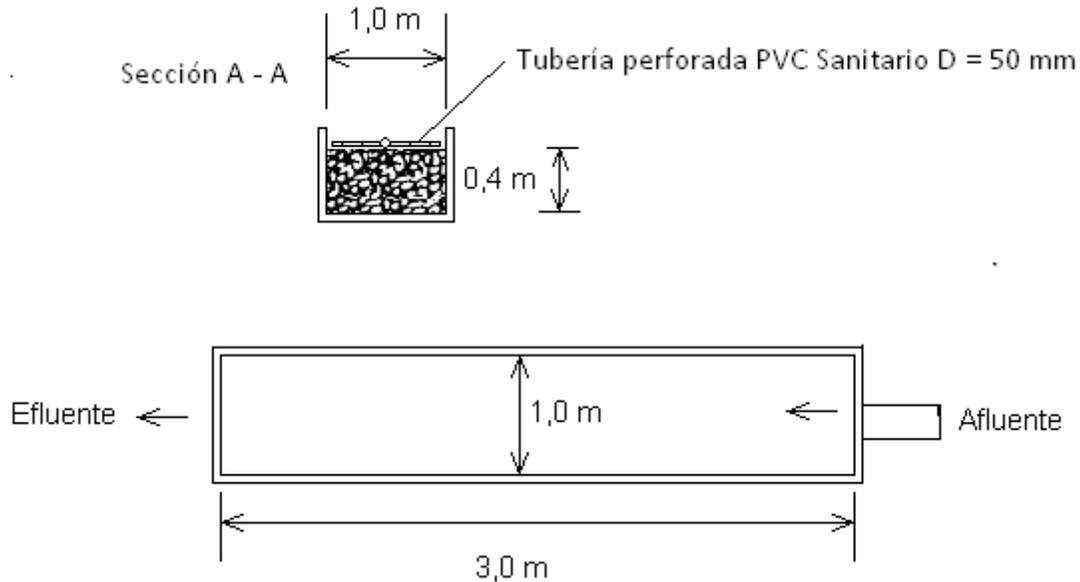


Figura 3.2. Esquema del humedal subsuperficial horizontal

En la tabla 3.4 se presenta un resumen de los principales parámetros de diseño del humedal.

Tabla 3.4. Parámetros de diseño del humedal subsuperficial horizontal.

Parámetro de diseño	
Planta emergente	<i>Cyperus Alterniufolius</i>
Medio poroso	Suelo ferralítico Rojo
Profundidad	0,4 m
Largo	3,m
Ancho	1,m
Área superficial	3,m ²
Pendiente	0,01 m/m
Flujo	0,6 m ³ /d
Tiempo de retención hidráulico	1 día

Capítulo 3. Resultados y Discusión

3.5. Evaluación del humedal subsuperficial horizontal instalado como tratamiento secundario

Se realiza la caracterización del agua residual afluyente y efluente en el humedal (**Anexo 4**), tomándose muestras durante los tres primeros meses de instalado, período en que aún no se encuentra completamente estabilizado el sistema de tratamiento. Se realizó además la medición de caudal de agua residual a la salida del humedal, para comprobar si presenta el mismo comportamiento que el obtenido anteriormente, observándose un caudal medio diario de 77,7 L/h similar al determinado para el diseño (Figura 3.3)

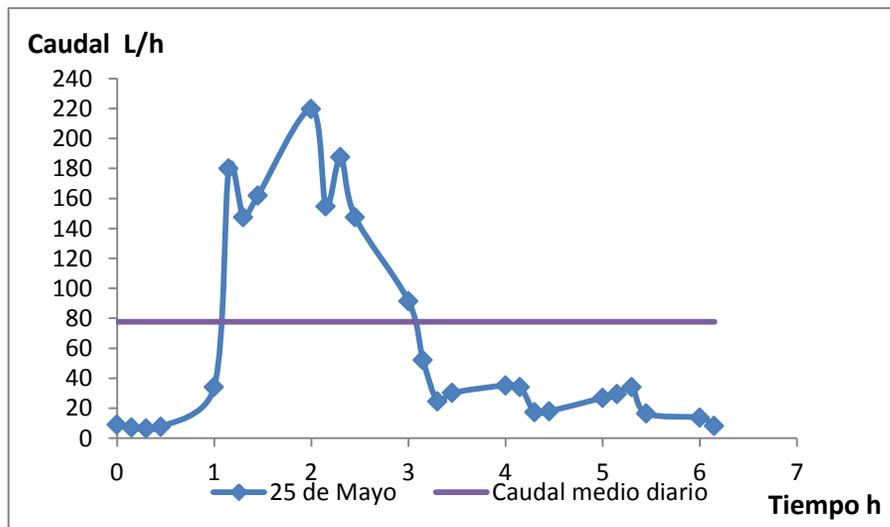


Figura 3.3. Comportamiento del caudal de agua residual efluente al humedal

Las eficiencias de remoción obtenidas al primer mes de puesta en funcionamiento del humedal presentan valores bajos (Tabla 3.5), obteniéndose los valores más altos en la materia orgánica. Estos resultados están de acuerdo con lo reportado por Liang et al., (2017) acerca de las altas eficiencias de remoción alcanzadas en humedales subsuperficiales en comparación con los nutrientes. Para la remoción de nitrógeno en los humedales es muy importante el desarrollo de las plantas que transmiten el oxígeno al medio donde se desarrollan zonas aeróbicas y anaeróbicas que permiten los procesos de

Capítulo 3. Resultados y Discusión

nitrificación desnitrificación que es el principal mecanismo de remoción de este contaminante.

En cuanto a la remoción de fósforo el principal mecanismo de remoción reportado (Xie et al., 2016) es la sorción y precipitación en el sustrato, dependiendo tanto de la composición del suelo como del potencial redox en el mismo, siendo necesario también la transmisión de oxígeno hacia el medio por parte de las plantas.

Tabla 3.5. Evaluación del humedal en el primer mes de puesta en funcionamiento (abril)

Determinación analítica	Afluente	Efluente	Eficiencia η (%)
pH (u)	5,47 \pm 0,3	7,02 \pm 0,2	-
CE (μ S/cm)	1048 \pm 69,5	1425 \pm 157,8	-
SS (mL/L)	0,6 \pm 0,4	0	-
DBO ₅ (mg/L)	694,9 \pm 135,4	293,2 \pm 24,7	57
DQO (mg/L)	1600,2 \pm 35,3	673,8 \pm 80,2	58
GAH (mg/L)	14,7 \pm 5,9	< 10	> 31.9
Fósforo Total (mg/L)	14,2 \pm 8,4	12,51 \pm 0,2	11,90
Nitrógeno Total (mg/L)	20,6 \pm 1,4	16,03 \pm 0,12	22,18

A los dos meses de funcionamiento del humedal (Tabla 3.6) se observa un incremento en las eficiencias de remoción de los nutrientes, siendo mucho mejor en el caso del nitrógeno donde se incrementó a un 53%, lográndose el cumplimiento de la norma cubana de vertimiento (LMPP 20 mg/L) para este contaminante. El fosforó incrementó la eficiencia de remoción y presenta valores en el efluente cercanos a los límites establecidos por la norma de vertimiento.

En cuanto a la remoción de materia orgánica se observa una disminución de la eficiencia de remoción, determinada fundamentalmente por la disminución de este contaminante en el agua residual afluente. Sin embargo, si se logra una reducción de la concentración en el agua residual efluente.

Capítulo 3. Resultados y Discusión

Tabla 3.6. Evaluación del humedal en el mes de mayo

Determinación analítica	Afluente	Efluente	Eficiencia η (%)
pH (u)	6,27 \pm 0,04	7,14 \pm 0,10	-
CE (μ S/cm)	1365 \pm 132	1018 \pm 33	-
SS (mL/L)	1,2 \pm 0,04	0	-
DBO ₅ (mg/L)	373,6 \pm 71,4	173,7 \pm 23,7	53
DQO (mg/L)	869,2 \pm 9,5	420,28 \pm 9,6	52
GAH (mg/L)	12,0 \pm 0,3	<10	> 16
Fósforo Total (mg/L)	15,70 \pm 0,06	11,44 \pm 0,12	27,1
Nitrógeno Total (mg/L)	33,6 \pm 5,6	15,68 \pm 0,2	53

A los tres meses de la puesta en funcionamiento se observa una disminución de la materia orgánica, aunque aún no se logra el cumplimiento con el LMPP para este parámetro. La concentración de nutrientes si se encuentra por debajo del límite de vertimiento, siendo la concentración de fósforo muy cercana al mismo.

Tabla 3.7. Evaluación del humedal en el mes de junio

Determinación analítica	Afluente	Efluente	Eficiencia η (%)
pH (u)	5,47 \pm 0,3	7,02 \pm 0,2	-
CE (μ S/cm)	1048 \pm 69,5	1426 \pm 157,8	-
SS (mL/L)	0,6 \pm 0,2	0	-
DBO ₅ (mg/L)	383,33 \pm 9,91	90,90 \pm 2,03	76,3
DQO (mg/L)	903,50 \pm 2,82	285,50 \pm 5,80	68,4
GAH (mg/L)	12,43 \pm 0,93	< 10	> 29,6
Fósforo Total (mg/L)	14,2 \pm 7,8	9,99 \pm 1,15	30
Nitrógeno Total (mg/L)	33,6 \pm 5,63	15,88 \pm 0,08	52,8

Capítulo 3. Resultados y Discusión

En la figura 3.4 se muestra el desarrollo de las plantas en el humedal hasta los tres primeros meses de la puesta en funcionamiento. Se observa un mayor crecimiento y población de las plantas en el mes de junio.



Figura 3.4. Desarrollo de las plantas en el humedal

El comportamiento en el tiempo del humedal en el periodo evaluado, en cuanto a la remoción de materia orgánica se muestra en la figura 3.5. Se observa una disminución tanto de la DQO como la DBO a medida que se van estabilizando los diferentes parámetros dentro del sistema de tratamiento, estando determinado fundamentalmente por el crecimiento de la planta y el desarrollo de las raíces y rizomas que son las responsables de la estabilización del lecho. Finalmente, al cabo de los tres meses de la puesta en funcionamiento del humedal aún no se cumple con el LMPP para la DQO y la DBO₅ pero si se logra una reducción considerable de la carga contaminante emitida al cuerpo receptor de 101 g/h de DQO.

Capítulo 3. Resultados y Discusión

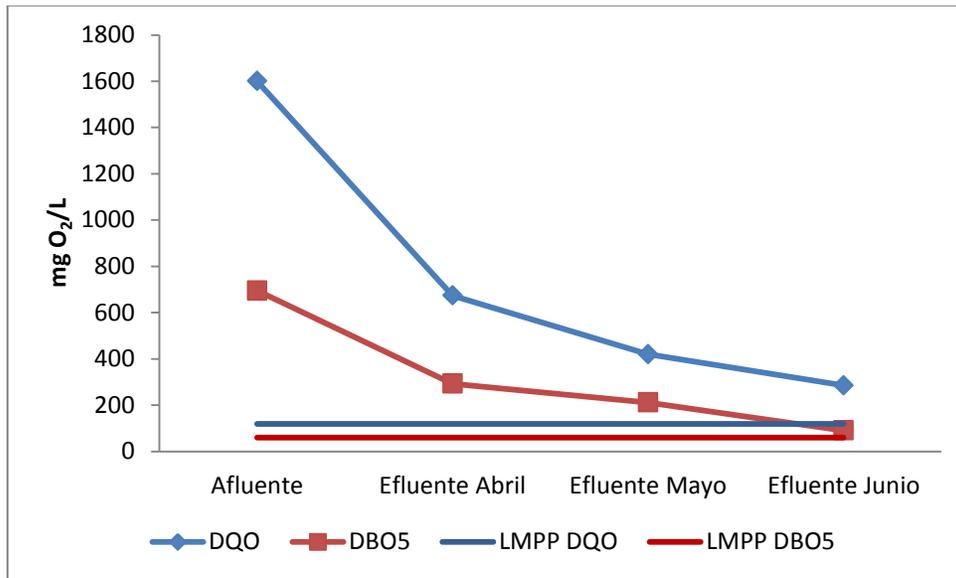


Figura 3.5. Evolución en el tiempo de la remoción de materia orgánica.

La remoción de nitrógeno (Figura 3.6) presenta un comportamiento diferente, ocurre una disminución desde el primer mes de funcionamiento y después se mantiene constante durante el mes restante. Según plantean Prochaska and Zouboulis, (2006) y Stottmeister et al., (2003); en la remoción de nitrógeno es muy importante el desarrollo de los microorganismos de la zona rizoférica, necesiándose un mayor periodo para el cubrimiento del lecho por las raíces y rizomas. La remoción de fósforo si presenta una disminución gradual en correspondencia con lo reportado por Liang et al., (2017) sobre la complejidad de la remoción de este contaminante en los humedales. En cuanto a los nutrientes si se logra el cumplimiento con la norma cubana de vertimiento para cuerpo receptor C, alcanzándose una reducción de la carga contaminante de 0,31g/h para ambos parámetros.

Capítulo 3. Resultados y Discusión

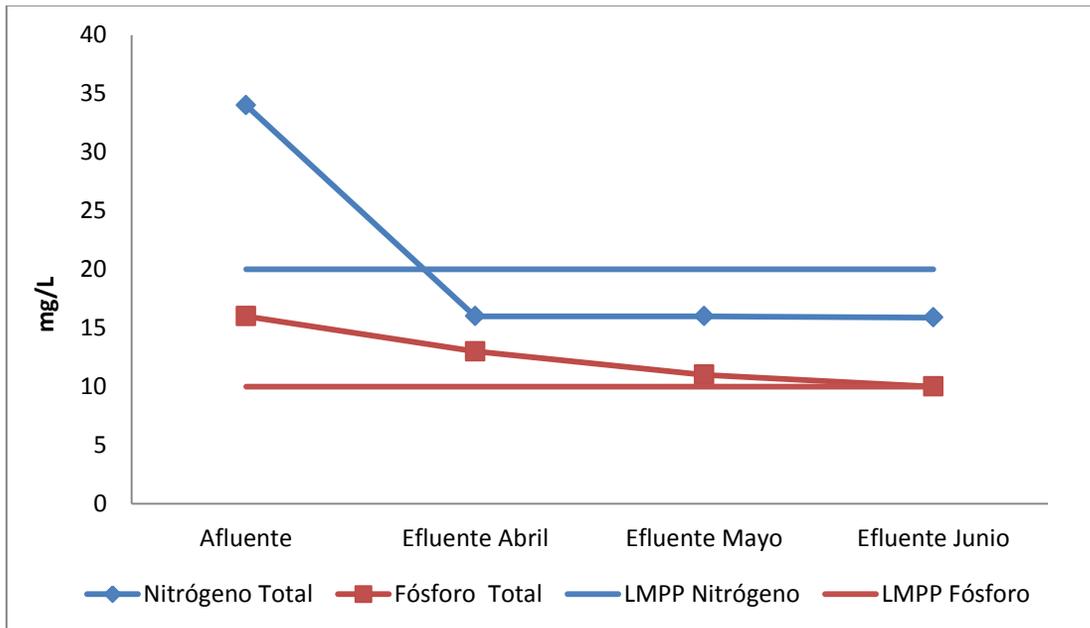


Figura 3.6 Evolución en el tiempo de la remoción de nutrientes

CONCLUSIONES

1. El caudal diario en la UEB Cocina Comedor presentó fluctuaciones características de la actividad que se realiza, obteniéndose un caudal medio diario de 76 L/h.
2. El sistema de tratamiento instalado (trampas de grasa) mostró un funcionamiento adecuado con eficiencias de remoción de 95% para sólidos sedimentables y 99% para grasas, aceites e hidrocarburos, que es el propósito fundamental para lo cual fue diseñada.
3. El agua residual efluente del sistema de tratamiento instalado no cumple con la normativa ambiental en los parámetros Fósforo total, DQO y DBO₅.
4. El área superficial del humedal, necesaria para lograr la remoción de los contaminantes, fue de 3 m² con una relación largo ancho de 3:1.
5. El humedal subsuperficial implementado como tratamiento secundario logra la disminución de los contaminantes desde el primer mes de su puesta en funcionamiento, aunque aún no se logra el cumplimiento con la normativa vigente para la materia orgánica

RECOMENDACIONES

1. Evaluar el humedal subsuperficial al cabo de un año de su puesta en funcionamiento, periodo en que la vegetación se haya desarrollado completamente.
2. Adiestrar al personal de la empresa sobre la operación y mantenimiento de estos sistemas de tratamiento.
3. Evaluar el efecto de la bioaumentación con microorganismos en la depuración de los contaminantes en el humedal.

Referencias Bibliográficas

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A, D., OKA, M., FUJII, Y., SODA, S., ISHIGAKI, T., MACHIMURA, T. & IKE, M. 2017. Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 584–585, 742-750.
- ADAM, K., KROGSTAD, T., VRALE, L., SOVIK, A. K. & JENSSEN, P. D. 2007. Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P (R) - Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecological Engineering*, 29, 200-208.
- ADAM, K., SOVIK, A. K. & KROGSTAD, T. 2006. Sorption of phosphorous to Filtralite-P (TM) - The effect of different scales. *Water Research*, 40, 1143-1154.
- AGUIRRE, P., OJEDA, E., GARCÍA, J., BARRAGÁN, J. & MUJERIEGO, R. 2005. Effect of water depth on the removal of organic matter in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 40, 1457-1466.
- ALMEIDA, C. M. R., SANTOS, F., FERREIRA, A. C. F., LOURINHA, I., BASTO, M. C. P. & MUCHA, A. P. 2017. Can veterinary antibiotics affect constructed wetlands performance during treatment of livestock wastewater? *Ecological Engineering*, 102, 583-588.
- APHA, AWWA & WEF 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington, DC, USA.
- ASUMAN KORKUSUZ, E., BEKLIOGLU, M. & DEMIRER, G. N. 2007. Use of blast furnace granulated slag as a substrate in vertical flow reed beds: Field application. *Bioresource Technology*, 98, 2089-2101.
- CASELLES-OSORIO, A. & GARCIA, J. 2006. Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic. *Water Research*, 40, 3603-3611.
- CASELLES-OSORIO, A. & GARCIA, J. 2007. Impact of different feeding strategies and plant presence on the performance of shallow horizontal subsurface-flow. *Science of the Total Environment*, The, 378, 253-262.
- COOPER, P. 2001. *Nitrification and denitrification in hybrid constructed wetlands systems*.
- COOPER, P. & COOPER, D. 2005. *Evaluation ofatidal flow reed bed system forthe treatment of domestic sewage - Nitrification trials*.
- COOPER, P. F., MCBARNET, W., O'DONNELL, D., MCMAHON, A., HOUSTON, L. & BRIAN, M. 2010. The treatment of run-off from a fertiliser plant for nitrification, denitrification and phosphorus removal by use of constructed wetlands: a demonstration study. *Water Science and Technology*, 61, 355-363.
- CRISTIAN MARÍN ACOSTA, R. S. S., GASPAR LÓPEZ OCAÑA, RAÚL GERMÁN BAUTISTA MARGULIS 2016. Tratamiento de aguas residuales por humedales artificiales

Referencias Bibliográficas

- tropicales en Tabasco, México. *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias* 1-20.
- CUI, L. H., ZHU, X. Z., OUYANG, Y., CHEN, Y. & YANG, F. L. 2011. TOTAL PHOSPHORUS REMOVAL FROM DOMESTIC WASTEWATER WITH CYPERUS ALTERNIFOLIUS IN VERTICAL-FLOW CONSTRUCTED WETLANDS AT THE MICROCOSM LEVEL. *International Journal of Phytoremediation*, 13, 692-701.
- FONSECA, E. M. D., J. A. B. N., J. M., SMITH, B., M. A. F. & BALIEIRO, A. F. C. 2013. The Role of the Humic Substances in the Fractioning of Heavy Metals in Rodrigo de Freitas Lagoon, Rio de Janeiro - Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 1290-1298.
- GARCIA, J., AGUIRRE, P., BARRAGAN, J., MUJERIEGO, R., MATAMOROS, V. & BAYONA, J. M. 2005. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25, 405-418.
- GARCIA, J., AGUIRRE, P., MUJERIEGO, R., HUANG, Y., ORTIZ, L. & BAYONA, J. M. 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, 38, 1669-1678.
- GERMAIN, L. 1982. *Tratamiento de aguas*.
- GORITO, A. M., RIBEIRO, A. R., ALMEIDA, C. M. R. & SILVA, A. M. T. 2017. A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation. *Environmental Pollution*, 227, 428-443.
- HAROUYIYA, N., RUE, S. M., PROST-BOUCLE, S., LIENAR, A., ESSER, D. & MOLLE, P. 2011. Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities: pilot and full-scale evidence. *Water Science and Technology*, 63, 1629-1637.
- HUANG, Y., LATORRE, A., BARCELÓ, D., GARCÍA, J., AGUIRRE, P., MUJERIEGO, R. & BAYONA, J. M. 2004. Factors affecting linear alkylbenzene sulfonates removal in subsurface flow constructed wetlands. *Environmental science & technology*, 38, 2657-2663.
- ISO 2000. Method using solvent extraction and gas chromatography.
- JELLALI, S., WAHAB, M. A., BEN HASSINE, R., HAMZAOU, A. H. & BOUSSELM, L. 2011. Adsorption characteristics of phosphorus from aqueous solutions onto phosphate mine wastes. *Chemical Engineering Journal*, 169, 157-165.
- KADLEC, R. H. & ZMARTHIE, L. A. 2010. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*, 36, 946-957.
- KATSENOVICH, Y. P., HUMMEL-BATISTA, A., RAVINET, A. J. & MILLER, J. F. 2009. Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. *Ecological Engineering*, 35, 1529-1537.
- KONNERUP, D., KOOTTATEP, T. & BRIX, H. 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. *Ecological Engineering*, 35, 248-257.

Referencias Bibliográficas

- LEE, M. S., DRIZO, A., RIZZO, D. M., DRUSCHEL, G., HAYDEN, N. & TWOHIG, E. 2010. Evaluating the efficiency and temporal variation of pilot-scale constructed wetlands and steel slag phosphorus removing filters for treating dairy wastewater. *Water Research*, 44, 4077-4086.
- LIANG, Y., ZHU, H., BAÑUELOS, G., YAN, B., ZHOU, Q., YU, X. & CHENG, X. 2017. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 98, 275-285.
- MITCHELL, C. & MCNEVIN, D. 2001. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Water Research*, 35, 1295-1303.
- MORENO, D., PEDROCCHI, C., COMIN, F. A., GARCIA, M. & CABEZAS, A. 2007. Creating wetlands for the improvement of water quality and landscape restoration in semi-arid zones degraded by. *Ecological Engineering*, 30, 103-111.
- OUYANG, Y., LUO, S. M. & CUI, L. H. 2011. Estimation of nitrogen dynamics in a vertical-flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 37, 453-459.
- PAPAEVANGELOU, V. A., GIKAS, G. D., VRYZAS, Z. & TSIHRINTZIS, V. A. 2017. Treatment of agricultural equipment rinsing water containing a fungicide in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 101, 193-200.
- PEDESCOLL, A., CORZO, A., ALVAREZ, E., PUIGAGUT, J. & GARCIA, J. 2011. Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 37, 372-380.
- PEDESCOLL, A., SIDRACH-CARDONA, R., HIJOSA-VALSERO, M. & BÉCARES, E. 2015. Design parameters affecting metals removal in horizontal constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 80, 92-99.
- PROCHASKA, C. A. & ZOUBOULIS, A. I. 2006. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, 26, 293-303.
- ROSOLEN, S. 2000. *An evaluation of adsorptive media for improving phosphorous removal in constructed wetlands*.
- SAEED, T. & SUN, G. Z. 2011a. A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. *Chemical Engineering Journal*, 171, 439-447.
- SAEED, T. & SUN, G. Z. 2011b. Kinetic modelling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands. *Water Research*, 45, 3137-3152.
- STOTTMEISTER, U., WIESZNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KASTNER, M., BEDERSKI, O., MULLER, R. A. & MOORMANN, H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22, 93-117.

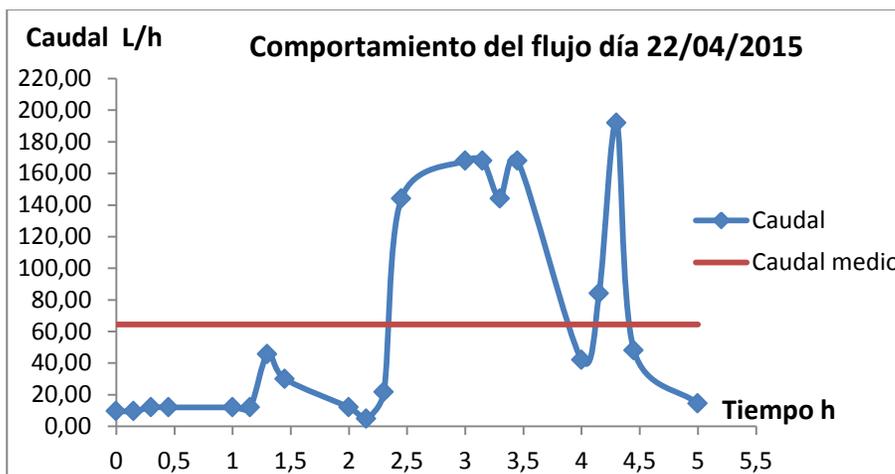
Referencias Bibliográficas

- TANG, X. Q., HUANG, S. L. & FCIWEM, M. S. 2009. Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water and Environment Journal*, 23, 180-188.
- TOMEI, M. C., MOSCA ANGELUCCI, D., STAZI, V. & DAUGULIS, A. J. 2017. On the applicability of a hybrid bioreactor operated with polymeric tubing for the biological treatment of saline wastewater. *Science of The Total Environment*, 599–600, 1056-1063.
- UGGETTI, E., ARGILAGA, A., FERRER, I. & GARCIA, J. 2012. Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. *Water Research*, 46, 335-344.
- VILLASENOR, J., MENA, J., FERNANDEZ, F. J., GOMEZ, R. & DE LUCAS, A. 2011. Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 91, 693-707.
- VOHLA, C., ALAS, R., NURK, K., BAATZ, S. & MANDER, U. 2007. Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380, 66-74.
- VYMAZAL, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 478-490.
- VYMAZAL, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, 48-65.
- WAHAB, M. A., HASSINE, R. B. & JELLALI, S. 2011. Removal of phosphorus from aqueous solution by *Posidonia oceanica* fibers using continuous stirring tank reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 189, 577-585.
- WANG, Q., WEI, W., GONG, Y., YU, Q., LI, Q., SUN, J. & YUAN, Z. 2017. Technologies for reducing sludge production in wastewater treatment plants: State of the art. *Science of The Total Environment*, 587–588, 510-521.
- WU, J. M., HE, F., XU, D., WANG, R., ZHANG, X. L., XIAO, E. R. & WU, Z. B. 2011. Phosphorus removal by laboratory-scale unvegetated vertical-flow constructed wetland systems using anthracite, steel slag and related blends as substrate. *Water Science and Technology*, 63, 2719-2724.
- XIE, W.-M., NI, B.-J., SHENG, G.-P., SEVIOUR, T. & YU, H.-Q. 2016. Quantification and kinetic characterization of soluble microbial products from municipal wastewater treatment plants. *Water Research*, 88, 703-710.
- YI, X., TRAN, N. H., YIN, T., HE, Y. & GIN, K. Y.-H. 2017. Removal of selected PPCPs, EDCs, and antibiotic resistance genes in landfill leachate by a full-scale constructed wetlands system. *Water Research*, 121, 46-60

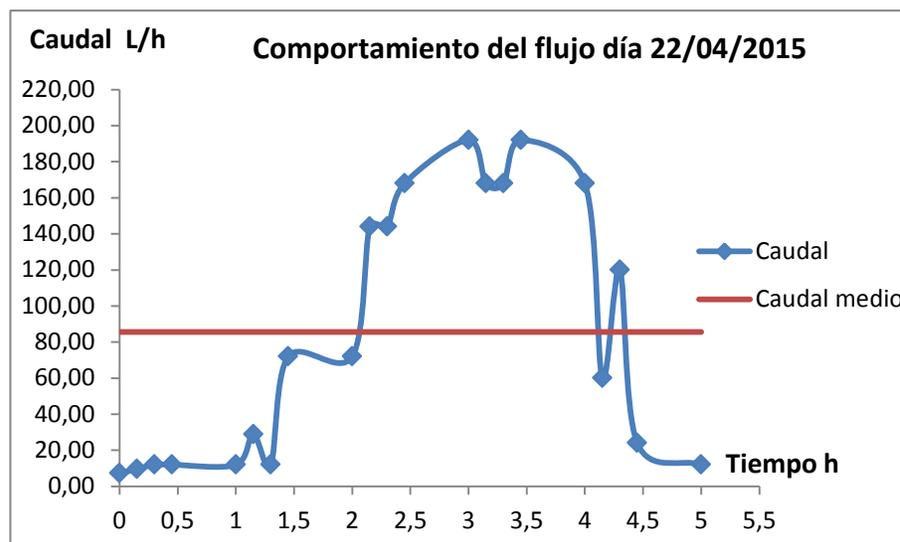
ANEXO 1

Anexo 1. Medición y comportamiento del flujo por días

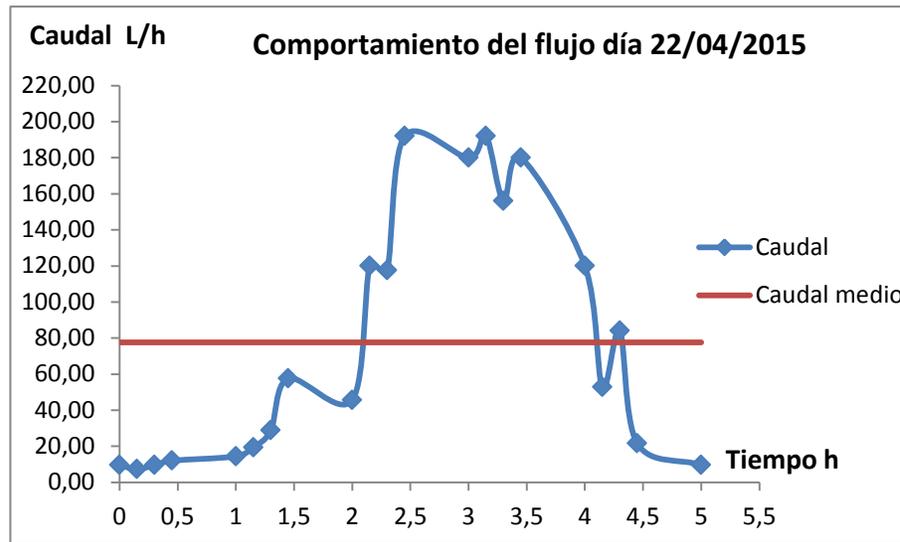
Medición de flujo día 22/05/2017			
Hora	Tiempo (s)	Volumen (L)	Flujo (L/h)
9.05	375,0	1	9,60
9.20	375,0	1	9,60
9.35	300,0	1	12,00
9.50	300,0	1	12,00
10.05	300,0	1	12,00
10.20	300,0	1	12,00
10.35	78,9	1	45,60
10.50	120,0	1	30,00
11.05	300,0	1	12,00
11.20	750,0	1	4,80
11.35	166,7	1	21,60
11.50	25,0	1	144,00
12.05	21,4	1	168,00
12.20	21,4	1	168,00
12.35	25,0	1	144,00
12.50	21,4	1	168,00
1.05	85,7	1	42,00
1.20	42,9	1	84,00
1.35	18,8	1	192,00
1.50	75,0	1	48,00
2.05	250,0	1	14,40
Caudal medio			64,45



Medición de flujo día 28/05/2017			
Hora	Tiempo (s)	Volumen (L)	Flujo (L/h)
9.05	500,0	1	7,20
9.20	375,0	1	9,60
9.35	300,0	1	12,00
9.50	300,0	1	12,00
10.05	300,0	1	12,00
10.20	125,0	1	28,80
10.35	300,0	1	12,00
10.50	50,0	1	72,00
11.05	50,0	1	72,00
11.20	25,0	1	144,00
11.35	25,0	1	144,00
11.50	21,4	1	168,00
12.05	18,8	1	192,00
12.20	21,4	1	168,00
12.35	21,4	1	168,00
12.50	18,8	1	192,00
1.05	21,4	1	168,00
1.20	60,0	1	60,00
1.35	30,0	1	120,00
1.50	15,0	1	24,00
2.05	300,0	1	12,00
Caudal medio			85,60

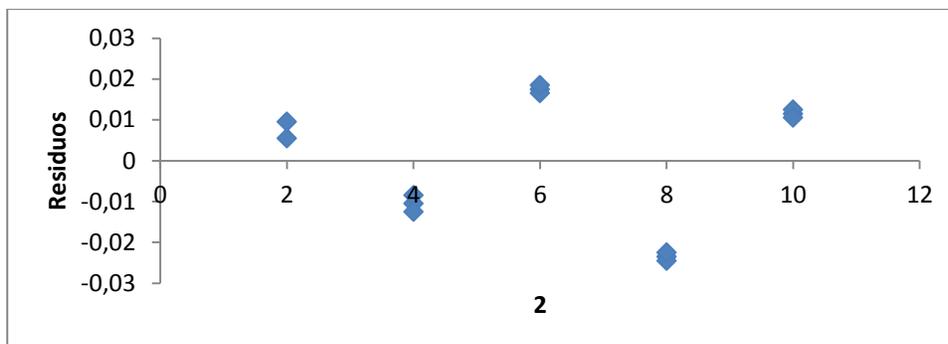


Medición de flujo día 29/05/2017			
Hora	Tiempo (s)	Volumen (L)	Flujo (L/h)
9.05	375,0	1	7,20
9.20	500,0	1	9,60
9.35	375,0	1	12,00
9.50	300,0	1	12,00
10.05	250,0	1	12,00
10.20	187,5	1	28,80
10.35	125,0	1	12,00
10.50	62,5	1	72,00
11.05	78,9	1	72,00
11.20	30,0	1	144,00
11.35	30,6	1	144,00
11.50	18,8	1	168,00
12.05	20,0	1	192,00
12.20	18,8	1	168,00
12.35	23,1	1	168,00
12.50	20,0	1	192,00
1.05	30,0	1	168,00
1.20	68,2	1	60,00
1.35	42,9	1	120,00
1.50	166,7	1	24,00
2.05	375,0	1	12,00
Caudal medio			77,60



ANEXO 2

Anexo 2. Análisis de los residuos de la curva de calibración de la determinación de fósforo total



ANEXO 3

Anexo 2. Parámetros determinados al agua residual afluente y efluente de la trampa de grasas

Número de réplica	pH (u) Afluente	pH(u) Efluente	CE(μs/cm) Afluente	CE(μs/cm) Efluente
1	6,4	5,73	1564	1123
2	5,01	5,12	1164	985,9
3	5,87	5,56	1367	1035,1
Promedio	5,76	5,47	1365,00	1048,00
DE	0,7	0,3	200,0	69,5

Número de réplica	DBO (mg/L) Afluente	DBO (mg/L) Efluente	DQO (mg/L) Afluente	DQO (mg/L) Efluente	GAH (mg/L) Afluente	GAH (mg/L) efluente
1	1756,2	795,6	3901,3	1635,2	10354	19,3
2	1642,6	662,9	3756,9	1598,7	14232	9,7
3	1695,2	626,2	3842,6	1566,7	13631	15,1
Promedio	1697,6	694,9	3833,6	1600,2	12739	14,7
DE	57,0	89,1	72,6	34,3	2087,2	4,8

Número de réplica	SS(mL/L) Afluente	SS(mL/L) Efluente	Fósforo (mg/L) Afluente	Fósforo (mg/L) Efluente	Nitrógeno (mg/L) Afluente	Nitrógeno (mg/L) Efluente
1	11,9	0,6	33,6	22,3	23,5	18,4
2	11,5	0,4	15,6	6,8	25,6	21,3
3	11,8	0,8	15	13,5	23,5	22,1
Promedio	11,7	0,6	21,4	14,2	24,2	20,6
DE	0,2	0,2	10,6	7,8	1,2	1,9

ANEXO 4

Anexo 4. Parámetros determinados al agua residual afluente y efluente del humedal

Abril

Número de réplica	pH (u) Afluente	pH(u) Efluente	CE(μs/cm) Afluente	CE(μs/cm) Efluente	SS(mL/L) Afluente	SS(mL/L) efluente
1	5,73	7	1123	1254	0,6	0
2	5,12	7,21	985,9	1564	0,4	0
3	5,56	6,85	1035,1	1460	0,8	0
Promedio	5,47	7,02	1048,00	1426,00	0,6	0
DE	0,3	0,2	69,5	157,8	0,2	0

Mayo

Número de réplica	pH (u) Afluente	pH(u) Efluente	CE(μs/cm) Afluente	CE(μs/cm) Efluente	SS(mL/L) Afluente	SS(mL/L) efluente
1	6,25	7,25	1214	1056	1,23	0
2	6,32	7,1	1458	1002	1,21	0
3	6,24	7,07	1423	996	1,16	0
Promedio	6,27	7,14	1365	1018	1,20	0
DE	0,04	0,10	132	33	0,04	0

Junio

Número de réplica	pH (u) Afluente	pH(u) Efluente	CE(μs/cm) Afluente	CE(μs/cm) Efluente	SS(mL/L) Afluente	SS(mL/L) efluente
1	6,25	7,26	1408	1010	1,08	0
2	6,41	7,1	1397	1003	0,9	0
3	6,51	7,06	1290	1041	1,17	0
Promedio	6,39	7,14	1365,00	1018,00	1,05	0
DE	0,13	0,11	65,18	20,22	0,14	0

Abril

Número de réplica	DBO (mg/L) Afluente	DBO (mg/L) Efluente	DQO (mg/L) Afluente	DQO (mg/L) Efluente	GAH (mg/L) Afluente	GAH (mg/L) Efluente
1	795,6	266,6	1635,2	673,36	19,3	< 10
2	662,9	297,6	1598,7	792	9,7	< 10
3	626,2	315,4	1566,7	826,04	15,1	< 10
Promedio	694,9	293,20	1600,2	763,80	14,7	< 10
DE	89,1	24,7	34,3	80,2	4,8	< 10

Mayo

Número de réplica	DBO (mg/L) Afluente	DBO (mg/L) Efluente	DQO (mg/L) Afluente	DQO (mg/L) Efluente	GAH (mg/L) Afluente	GAH (mg/L) Efluente
1	333,33	146,3	869,23	420,28	12,3	< 10
2	456,23	186,5	859,68	429,84	11,9	< 10
3	331,72	188,3	878,69	410,72	11,8	< 10
Promedio	373,76	173,70	869,20	420,28	12,00	< 10
DE	71,43	23,75	9,51	9,56	0,26	< 10

Junio

Número de réplica	DBO (mg/L) Afluente	DBO (mg/L) Efluente	DQO (mg/L) Afluente	DQO (mg/L) Efluente	GAH (mg/L) Afluente	GAH (mg/L) Efluente
1	394,6	92,7	905,6	284,6	12	<10
2	379,4	91,3	904,6	291,7	13,5	< 10
3	375,99	88,7	900,3	280,2	11,8	<10
Promedio	383,33	90,90	903,50	285,50	12,43	< 10
DE	9,91	2,03	2,82	5,80	0,93	< 10

Abril

Número de réplica	Fósforo Afluyente (mg/L)	Fósforo Efluyente (mg/L)	Nitrógeno Afluyente (mg/L)	Nitrógeno Efluyente (mg/L)
1	22,3	12,73	18,4	16,23
2	6,8	12,36	21,3	15,97
3	13,5	12,44	22,1	15,89
Promedio	14,2	12,51	20,6	16,03
DE	7,8	0,2	1,9	0,2

Mayo

Número de réplica	Fósforo Afluyente (mg/L)	Fósforo Efluyente (mg/L)	Nitrógeno Afluyente (mg/L)	Nitrógeno Efluyente (mg/L)
1	15,69	11,55	38,6	15,85
2	15,76	11,32	27,5	15,42
3	15,65	11,45	34,7	15,77
Promedio	15,70	11,44	33,60	15,68
DE	0,06	0,12	5,63	0,23

Junio

Número de réplica	Fósforo Afluyente (mg/L)	Fósforo Efluyente (mg/L)	Nitrógeno Afluyente (mg/L)	Nitrógeno Efluyente (mg/L)
1	22,3	10,54	38,6	15,91
2	6,8	10,76	27,5	15,93
3	13,5	8,67	34,7	15,79
Promedio	14,2	9,99	33,60	15,88
DE	7,8	1,15	5,63	0,08