

# **Evaluación del desempeño de humedales artificiales a escala piloto en la remoción de nitrógeno y fósforo de lixiviados agrícolas**

**Alejandra Beatriz Rivas Castro**

**Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano**

**Honduras**

Noviembre, 2019

ZAMORANO  
CARRERA DE AMBIENTE Y DESARROLLO

# **Evaluación del desempeño de humedales artificiales a escala piloto en la remoción de nitrógeno y fósforo de lixiviados agrícolas**

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el Grado Académico de Licenciatura

Presentado por

**Alejandra Beatriz Rivas Castro**

**Zamorano, Honduras**

Noviembre, 2019

## **Evaluación del desempeño de humedales artificiales a escala piloto en la remoción de nitrógeno y fósforo de lixiviados agrícolas**

**Alejandra Beatriz Rivas Castro**

**Resumen.** Para poder suplir las necesidades alimentarias de la creciente población se ha recurrido a prácticas como mayor uso de fertilizantes para mejorar los rendimientos de los cultivos generando lixiviados ricos en nitrógeno y fósforo. Los lixiviados causan repercusiones al ambiente, deteriorando el recurso hídrico. Los humedales artificiales representan una alternativa de tratamiento, aprovechando la interacción entre vegetación, medios filtrantes y microorganismos para la remoción de nutrientes. En esta investigación se construyeron dos humedales artificiales, utilizando bambú como medio de soporte orgánico (HM1) y medios filtrantes inorgánicos (HM2) introduciendo la especie *Heliconia psittacorum*. Se evaluó el desempeño en remoción de nitrógeno y fósforo total presente en lixiviados de invernaderos bajo fertiriego. Se comparó el efecto del tiempo de retención hidráulico (TRH), obteniendo mejores rendimientos a los dos días. Se registraron mejores desempeños de remoción para ambas variables con el tratamiento HM1, reportando porcentajes de remoción de 73% y 82% para fósforo y nitrógeno respectivamente, a diferencia del HM2 en donde se registró una eficiencia de 62% y 81% respectivamente. Se reportó un descenso en remoción de nutrientes al incrementar el TRH, el cual se puede asociar al cambio de precipitación. Al incluir un sustrato orgánico se alcanzó mejores eficiencias de remoción que el sistema convencional, operando con menores TRH y variaciones en la calidad de los lixiviados como la concentración de nutrientes.

**Palabras clave:** Biopelícula, bioremediación, eutrofización, fertilización.

**Abstract.** In order to meet the food needs of the growing population, practices such as increased use of fertilizers have been used to improve crop yields generating leachates rich in nitrogen and phosphorus. The leachate causes repercussions to the environment, deteriorating the water resource. Artificial wetlands represent an alternative treatment, taking advantage of the interaction between vegetation, filter media and microorganisms for nutrient removal. In this investigation two artificial wetlands were built, using bamboo as an organic support (HM1) and inorganic filter media (HM2) introducing the *Heliconia psittacorum* species. The performance in nitrogen and total phosphorus removal present in leachates from greenhouses under fertigation was evaluated. The effect of hydraulic retention time (HRT) was compared, obtaining better yields with 2 days of HRT. Better removal performances were recorded for both variables with the HM1 treatment, reporting percentages of 73% and 82% for phosphorus and nitrogen respectively, unlike HM2 where an efficiency of 62% and 81% respectively was recorded. A decrease in nutrient removal was reported by increasing HRT, which may be associated with the change in precipitation. By including an organic substrate, better removal efficiencies are achieved than the conventional system, operating with lower HRT and variations in leachate quality.

**Key words:** Biofilm, bioremediation, eutrophication, fertilization.

## CONTENIDO

Portadilla.....	i
Página de firmas.....	ii
Resumen.....	iii
Contenido.....	iv
Índice de Cuadros, Figuras y Anexo.....	v
<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
<b>2. METODOLOGÍA.....</b>	<b>3</b>
<b>3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>9</b>
<b>4. CONCLUSIONES.....</b>	<b>23</b>
<b>5. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>26</b>
<b>6. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>27</b>
<b>7. ANEXO.....</b>	<b>30</b>

## ÍNDICE DE CUADROS, FIGURAS Y ANEXO

Cuadros	Página
1. Análisis químicos de laboratorio realizados a las muestras.....	8
2. Caracterización de los efluentes de los invernaderos de Agricultura Intensiva ..	11
3. Eficiencia de remoción de nitrógeno y fósforo en los humedales a escala.....	13
4. Parámetros medidos en las muestras de salida de HM1 y HM2.....	13
5. Prueba de Mann Whitney para TRH de 2 y 4 días con variable nitrógeno total.	22
6. Prueba de Mann Whitney para TRH de 2 y 4 días con variable fósforo total....	22

Figuras	Página
1. Diseño y dimensiones de los humedales a escala piloto. ....	3
2. Composición y dimensiones de los medios filtrantes del HM1. ....	4
3. Composición y dimensiones de los medios filtrantes del HM2. ....	5
4. <i>Heliconia psittacorum</i> en HM1 después de 12, 25 y 60 días de operación. ....	9
5. Desarrollo y proliferación de Microalgas en HM1 durante la fase experimental.	10
6. Estabilización de algas en el HM1 y HM2, respectivamente.....	10
7. Concentración de entrada y de salida de DQO.....	14
8. Concentración de entrada y de salida de SST. ....	15
9. Concentraciones de entrada y de salida de HM1 y HM2 de nitrógeno total y precipitación. ....	17
10. Concentraciones de entrada y de salida HM1 y HM2 de nitrógeno total.....	18
11. Concentraciones de entrada y de salida HM1 y HM2 de fósforo total y precipitaciones.....	19
12. Concentraciones de entrada y de salida de HM1 y HM2.....	20
13. Porcentaje de remoción de nitrógeno y fósforo según tratamiento. ....	21

Anexo	Página
1. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk.....	30

## 1. INTRODUCCIÓN

La garantía de la seguridad alimentaria asociada al crecimiento demográfico mundial representa uno de los principales desafíos en la búsqueda del desarrollo sostenible, ocupando el segundo lugar entre los objetivos planteados por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (CEPAL, 2016). Para poder cumplir con las necesidades de las actuales y de las futuras generaciones será necesario encontrar nuevas formas de producción más eficientes (Khan y Mohammad). Mientras esto pasa, las prácticas agrícolas se orientan al aumento de áreas de siembra y a la aplicación de mayor cantidad de fertilizantes (Food and Agriculture rganization of the United Nations [FAO], 2004). Estos métodos, particularmente la fertilización, derivan en impactos a la calidad del agua, afectando tanto a las poblaciones humanas como a los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad (Henderson 2015).

Múltiples investigaciones en diferentes escenarios agrícolas han demostrado que los cultivos utilizan menos del 50% del nitrógeno aplicado. Las vías de pérdida de nutrientes en la agricultura incluyen percolación, escorrentía y drenaje (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO], 2017). La porción líquida resultante de los procesos de percolación de agroquímicos se conoce como lixiviados (Arauzo et al., 2003) y su concentración depende de la dosis aplicada de fertilizantes, la solubilidad, la eficiencia de absorción del cultivo, la cantidad de agua suministrada y las características propias del suelo (Rashmi et al., 2017). Este residuo representa un problema cuando la movilización de nutrientes en exceso supera la capacidad de asimilación del ecosistema (Du et al., 2019).

En condiciones naturales el nitrógeno puede encontrarse soluble en agua como amonio, nitratos o nitritos. Por otra parte, el fósforo presenta una menor solubilidad y mayor afinidad al suelo y sedimentos transportándose mediante arrastre de ambas fases hacia cuerpos receptores (Arias-Suárez et al., 2009). Normalmente, estos nutrientes son necesarios para una buena salud del ecosistema, ya que son importantes para procesos biológicos en suelos y agua, sin embargo, un aumento significativo en sus concentraciones tiene como resultado la proliferación de microorganismos autótrofos, como algas y cianobacterias (Khan et al., 2014). Posteriormente, estos mueren y se descomponen, demandando oxígeno del agua, lo cual deriva en condiciones de hipoxia, olores desagradables y degradación del paisaje, a este fenómeno se le conoce como eutrofización (Cuenca, 2014).

Se han desarrollado diversas opciones para el tratamiento biológico y biorremediación de lixiviados agrícolas con el fin de transformar estos contaminantes en otros que sean menos tóxicos o en reducir en sus concentraciones, contribuyendo en la prevención de alteraciones en los ecosistemas. Dentro de esta categoría se encuentran los humedales artificiales que

combinan las propiedad de medios filtrantes, microorganismo y plantas para la remoción de distintos contaminantes presentes en efluentes residuales (Garzón et al., 2017).

Los principios bajo los cuales operan los humedales están basados en la dinámica de interacción de los elementos que los conforman. Por una parte, se encuentran los medios filtrantes los cuales se encargan de la retención de sólidos; los más utilizados son arena y grava debido a su permeabilidad y tamaño de partícula. Estos medios también favorecen la creación de una biopelícula la cual se encarga de la metabolización de los nutrientes (Mendoza Ortega y Ramos Escorza Octubre, 2012). Como complemento a estos procesos la vegetación contribuye en la eliminación del exceso de nutrientes mediante la absorción por medio de las raíces. Algunas investigaciones han empezado a incluir medios filtrantes de origen orgánico como acolchados de madera o cáscara de arroz. Estos medios son capaces de absorber mayor cantidad de compuestos orgánicos y proveer una mejor superficie de adhesión para los microorganismos (Borreguero Fabelo et al., 2015).

Existen dos clases de humedales: los de flujo superficial y los de flujo subsuperficial. La selección de alguna de estas alternativas dependerá de factores como la concentración de contaminantes, el medio filtrante y el manejo de los mismos (Lee et al., 2009). Los humedales de flujo subsuperficial son utilizados mayormente para remover contaminantes como materia orgánica, metales pesados, nitrógeno, fósforo y patógenos. En estos sistemas las corrientes de entrada fluyen entre el medio filtrante con una trayectoria horizontal. Los humedales artificiales suelen ser usados como tratamientos secundarios o de pulido debido a que soportan bajas cargas orgánicas y han demostrado tener mayores eficiencias como tratamientos secundarios (Kim, Park, Lee, ang, 2011).

Con base en lo anteriormente planteado, y en aporte a la búsqueda de soluciones que sean sostenibles y eficientes en el tratamiento de efluentes agrícolas, se han planteado los siguientes objetivos para el desarrollo de esta investigación:

- Caracterizar los lixiviados obtenido de la unidad de Agricultura Intensiva de la Escuela Agrícola Panamericana.
- Evaluar el desempeño en remoción de nitrógeno y fósforo total presente en lixiviados agrícolas aplicando humedales construidos a escala piloto con medios filtrantes inorgánicos y la introducción de bambú como medio de soporte biológico.
- Determinar la influencia del tiempo de retención hidráulica sobre la eficiencia en remoción de nitrógeno y fósforo del humedal.

## 2. METODOLOGÍA

### Ubicación del estudio.

El estudio se realizó en el departamento de Ambiente y Desarrollo, durante los meses de mayo-agosto del año 2019. Se realizó la construcción y puesta en marcha de dos humedales artificiales a escala piloto, los cuales operaron bajo condiciones climatológicas no controladas de la zona del Valle del Yeguaré, departamento de Francisco Morazán.

El experimento se ubica en las coordenadas  $14^{\circ}00'36''N$  y  $87^{\circ}00'40''O$ , elevación de 1,173 msnm y una precipitación entre 1,000 a 1,200 msnm. La temperatura ambiental promedio se encuentra entre el rango de  $18^{\circ}C$  y  $31^{\circ}C$ , la humedad relativa promedio es de 14% en época seca (noviembre a mayo) y 55% en época lluviosa (junio a agosto).

### Construcción y puesta en marcha de humedales artificiales.

La construcción de los humedales a escala piloto se hizo conforme a los principios descritos en la investigación de Bedoya, Ardila, Reyes, (2014). Se utilizaron láminas de acrílico de 0.005 m de grosor para el ensamblaje de una caja de 0.46 m de alto, 0.56 m de ancho, 1.3 m de largo y una inclinación del 1% (Figura 1). Se incorporó una válvula en el extremo inferior de la parte final del humedal con el fin de poder controlar el flujo del efluente y realizar la toma de muestras requeridas para los ensayos de laboratorio.

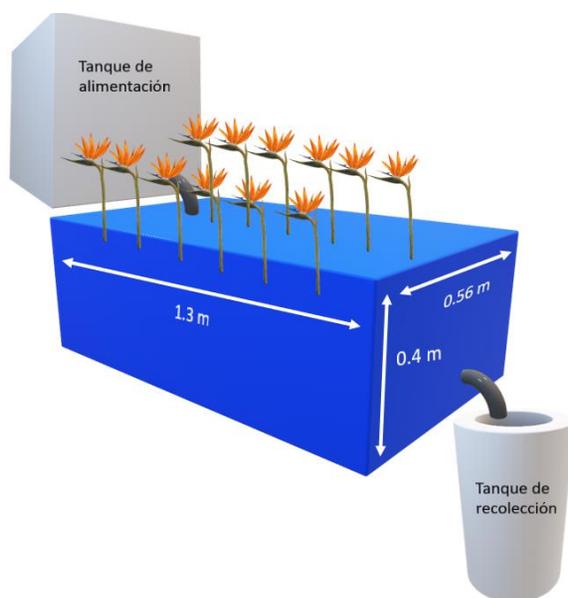


Figura 1. Diseño y dimensiones de los humedales a escala piloto.

Las láminas de acrílico se unieron con pegamento instantáneo y posteriormente fueron reforzadas con acero plástico en los ángulos de las conexiones. Adicionalmente se construyeron dos bases de metal para brindar soporte a la estructura de cada humedal y facilitar los procesos de dosificación de lixiviados y recolección de muestras. Las bases fueron construidas conforme a las dimensiones de los humedales aumentando 0.05 m acada lado para su acople. También, se incorporaron dos barras verticales de metal de 0.30 m de alto en los laterales de cada estructura y láminas de “playwood” en la parte inferior para brindar mayor soporte. En la parte final de los humedales se incorporó un recipiente de 20 L de capacidad para la recolección de los efluentes tratados.

Los medios filtrantes se distribuyeron dentro de la estructura construida hasta alcanzar una altura total de 0.30 m. Se escogió esta altura ya que este es el espacio mínimo necesario para que las raíces de las plantas se desarrollen. Para la composición del sustrato del humedal orgánico (HM1) se utilizaron capas de 0.10 m de altura para cada una. Se utilizó grava de 10 cm, bambú cortado en trozos de 10 cm y arena fina (Figura 2). La introducción del bambú representa una fuente de carbono para los microorganismos y proporciona una superficie rugosa para mayor adhesión y creación de la biopelícula de microorganismos (Lopez-Ponnada et al., 2017). Se utilizó bambú seco de al menos 45 días después del corte, el cual fue triturado para tener mayor área de contacto. Por otro lado, en el humedal inorgánico (HM2) se utilizaron capas de 0.15 m de altura de arena fina y 0.15 m de grava de 5 cm (Figura 3).

La distribución de las capas en los humedales fue de acuerdo al tamaño de las partículas, colocando en la parte inferior grava con tamaños de partículas de 3 - 5 cm, seguido por capa de bambú triturado y finalmente una capa de arena. Para la construcción del segund humedal se omitió el uso de la capa de bambú. El tiempo de retención hidráulica (TRH) fue controlado al regular el caudal de entrada al sistema (Organización Panamericana de la salud [OPS] 2005).

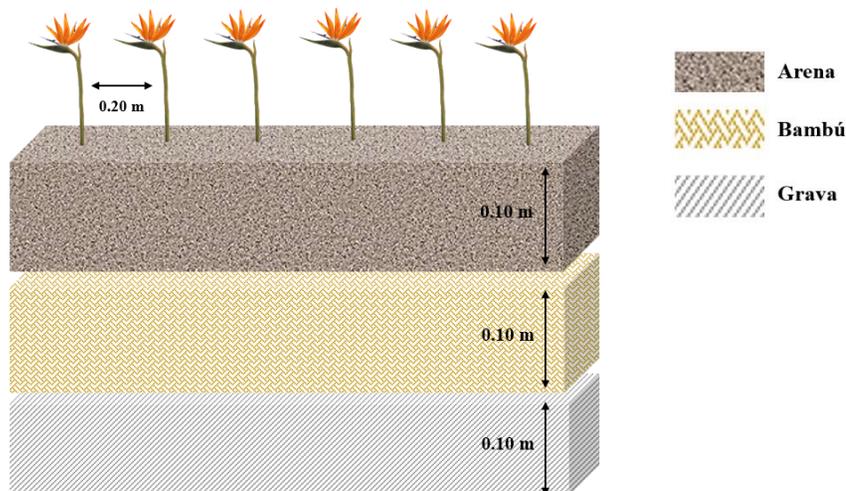


Figura 2. Composición y dimensiones de los medios filtrantes del HM1.

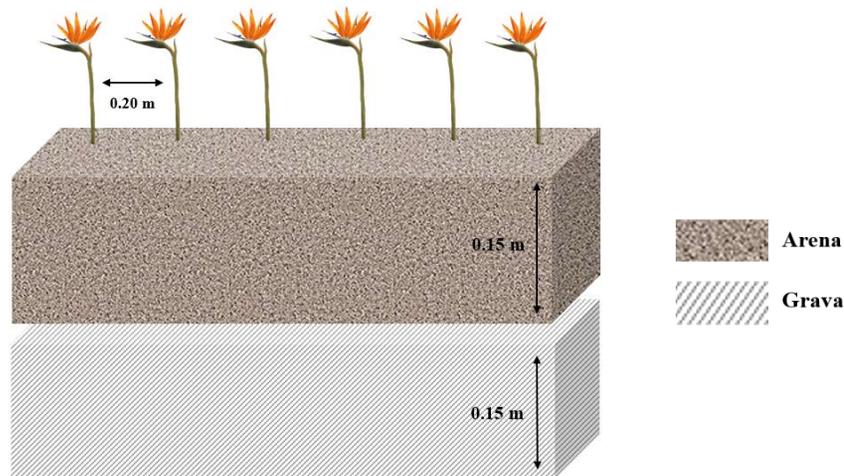


Figura 3. Composición y dimensiones de los medios filtrantes del HM2.

Para ambos humedales se utilizó una malla antiviral de 0.21 mesh como barrera entre las capas filtrantes, evitando así la acumulación de arena en la parte inferior de los humedales. La grava y la arena fueron cuidadosamente lavadas con abundante agua potable para remover contaminantes físicos y partículas de arcilla adheridas a la arena que interfirieran con los procesos de filtración requeridos.

La capa superior de los humedales se utilizó como sustrato para la implementación de macrófitas emergentes de la especie *Heliconia pssitacorum* con una distribución de dos hileras a 0.20 m de distanciamiento entre plantas. La selección se fundamenta en estudios previos donde se muestra la adaptabilidad de la especie a las condiciones de operación en humedales, en adición a su demanda de nitrógeno y fósforo para la formación de biomasa. En la investigación llevada a cabo por Morales, López, Vera, Vidal (2013) se implementaron humedales con diferentes plantas ornamentales, encontrando que: al aplicar un tiempo de retención hidráulico de cuatro días se obtiene una eficiencia de remoción de 6 - 22% para NT y de 4 - 22% en PT utilizando *Heliconia pssitacorum*.

Debido a que ambos humedales estuvieron sometidos a condiciones meteorológicas no controladas, se instaló un pluviómetro en la parte superior del HM1. Esto se hizo con el fin de poder medir la precipitación de la zona donde estuvieron instalados. Los datos de precipitación fueron registrados todos los días sin importar la ocurrencia en la zona.

### **Inoculación de los humedales y puesta en marcha.**

Después del ensamble se proporcionó un período de dos semanas para los procesos de inoculación, aclimatación y puesta en marcha los humedales. En primer lugar, se determinó la capacidad volumétrica de cada uno de los humedales mediante el aforo de cada uno de los sistemas, se realizó con los efluentes de la laguna de estabilización número 5 de la Escuela Agrícola Panamericana. Se utilizó este efluente ya que los microorganismos que se encuentran en estas lagunas son de carácter facultativo, eso significa que pueden

desarrollarse tanto en condiciones aerobias como anaerobias (Benlloch et al., 1996). Se registró el volumen de saturación de cada humedal los cuales fueron de 80 para el HM1 y 40 litros para el HM2

Después del aforo, los humedales permanecieron cerrados por un período de cinco días con los efluentes de la laguna de oxidación con el fin de proporcionar tiempo para el establecimiento de la población bacteriana. Una vez finalizado este tiempo se procedió con la aclimatación de los componentes de los humedales a las concentraciones de los lixiviados. Para esta etapa se introdujeron 8 y 4 litros de lixiviados por día en los humedales 1 y 2, respectivamente, por un período de cinco días. Durante este proceso no se realizaron muestreos de influente y efluentes.

### **Muestreo de lixiviados agrícolas.**

Los lixiviados agrícolas se obtuvieron de la unidad de Agricultura Intensiva de la Escuela Agrícola Panamericana. La unidad cuenta con nueve invernaderos en los cuales se produce, principalmente tomate y chile con densidades de siembra de 1,600 plantas/invernadero. Cada invernadero cuenta con un sistema de fertiriego con distintos caudales diarios. Se realizó la selección de los invernaderos 4, 7 y 8 por contar con un sistema de drenaje de lixiviados a la parte media y final de cada bloque y por tratarse de las unidades en operación durante el periodo de la fase experimental de esta investigación. De igual manera, esta unidad fue elegida debido al método de disposición final de las aguas residuales, ya que estas son vertidas en los terrenos circundantes sin un tratamiento previo.

La fertilización depende de las necesidades de cada uno de los cultivos y de la etapa fenológica en la que se encuentren. El invernadero 4 cuenta con una plantación de chile en estado reproductivo, el invernadero 8 se encontraba en etapa de fructificación de chile y por último el invernadero 7 el cual encontraban en etapa vegetativa de tomate. Cada invernadero recibe ocho riegos de 12 minutos cada uno con un caudal de 6 mL/min. Según datos brindados por la unidad de Agricultura intensiva, los lixiviados representan un 20% del riego aplicado en cada invernadero. Los fertilizantes aplicados en conjunto con el riego fueron el fosfato monopotásico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), nitrato de potasio ( $\text{KNO}_3$ ), nitrato de amonio ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), sulfato de potasio ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ), sulfato de magnesio ( $\text{MgSO}_4$ ) y nitrato de calcio ( $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ).

Los lixiviados fueron captados en el drenaje que se encuentra al final de las filas del cultivo, planificando el muestreo dos veces por semana, para la obtención de 120 L/día. Los lixiviados se canalizaron hacia un tanque de captación ubicado en las afueras del invernadero. Las muestras fueron trasladadas a las instalaciones de la carrera de Ambiente y Desarrollo utilizando contenedores de plástico de cinco galones, mezclando las porciones en un barril de 200 L. A partir de esta mezcla se obtiene una submuestra de 1.5 L para la caracterización en laboratorio y el resto se utilizó en la operación de los humedales a lo largo de la semana. Como parte del protocolo de operación, se registraron las fechas de entrada de las mezclas para poder hacer una comparación entre las concentraciones de entrada a diferentes TRH.

### **Preservación y Caracterización del lixiviado agrícola.**

De cada lote de lixiviados, se tomó una submuestra de 1,500 mL para el análisis en laboratorio. Un litro de esta muestra fue fijado con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> para realizar los análisis de Nitrógeno Total, Fósforo Total, DQO y 500 mL de la muestra sin adición de ácido para determinar el contenido de sólidos en suspensión. En esta porción también se realizaron los ensayos de pH, salinidad y conductividad eléctrica. Todas las muestras fueron guardadas a una temperatura de 4 °C.

### **Recolección y caracterización de efluentes del humedal.**

Diariamente se recolectó una muestra de 1,500 mL de cada uno de los recipientes de recolección de efluentes de los humedales. Se tomó el volumen de 1 L el cual fue preservado con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> para inhibir la actividad microbiológica. Con la parte de la muestra fijada se llevaron a cabo los mismos análisis que al influente (Cuadro 1). Con la parte de la muestra que no fue fijada se hizo el análisis de SST y la medición de parámetros de pH, Conductividad eléctrica, salinidad y TDS. Estas muestras fueron preservadas a una temperatura de 4 °C en el almacén de muestras de la carrera de Ambiente y Desarrollo.

### **Condiciones de operación del humedal.**

El caudal de operación fue regulado en la entrada del humedal, para mantener un flujo constante y lento favorable para el régimen subsuperficial a lo largo del medio filtrante. Se mantuvo un volumen de 40 y 20 litros diarios para el HM1 y HM2 respectivamente, completando un TRH de dos días. Para esto se estimó un caudal de entrada de 27.7 mL/min para el HM1 y de 13.8 mL/min para el HM2. Este TRH se mantuvo por un tiempo de 21 días en los cuales se recolectaban los efluentes de cada humedal de manera diaria en tanques de captación ubicados al final de cada estructura.

Cumplido el tiempo de 21 días se procedió a cambiar el caudal de entrada a 20 y 10 litros/día para HM1 y HM2 respectivamente, alcanzando un TRH de cuatro días. Se estableció un caudal de entrada de 13.8 mL/min para el HM1 y de 6.9 mL/min para HM2. Este TRH se mantuvo por un periodo de 10 días dentro de los cuales se recolectaban muestras de los efluentes de cada uno de los humedales.

### **Evaluación del desempeño en remoción de nutrientes.**

Para determinar el porcentaje de remoción se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad [1]$$

Donde:

C<sub>i</sub> = concentración inicial

C<sub>f</sub> = Concentración final

Cuadro 1. Análisis químicos de laboratorio realizados a las muestras.

<b>Ensayo</b>	<b>Método</b>	<b>Referencia</b>	<b>Norma</b>
Nitrógeno Total (NTK)	Micro-Kjedahl	4500-NH <sub>3</sub> 4500-N <sub>org</sub>	APHA, 2012
Fósforo Total (P-PO <sub>4</sub> )	Digestión ácida con persulfato – Colorimetría con ácido ascórbico	4500-P	APHA, 2012
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Colorimetría de flujo cerrado	5220-D	APHA, 2012
Sólidos Suspendidos totales (SST)	Sólidos totales secados a 103-105 ° C	2540-B	APHA, 2012

### **Análisis estadístico.**

El análisis de los datos se realizó por medio de estadística descriptiva utilizando el programa Excel. Se utilizaron gráficos de barras y líneas para las variables de remoción de NTK, PT, DQO y DBO de cada humedal. El análisis de datos para los diferentes TRH se realizó en el programa estadístico InfoStat. Se aplicó una prueba de Shapiro-Wilk con el fin de verificar la normalidad de los datos. Posteriormente se aplicó una prueba no paramétrica de Wilcoxon para muestras independientes para verificar si hubo diferencias significativas entre los distintos TRH evaluados utilizando un nivel de confianza de 95% ( $P \leq 0.05$ ).

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### **Puesta en marcha y operación de humedales.**

La puesta en marcha, aclimatación y operación de los humedales inició el día 24 de junio y finalizó el día 8 de septiembre, completando un total de 78 días. Se realizaron 43 muestreos por cada humedal y 14 muestreos en la unidad de Agricultura Intensiva. Las muestras de los lixiviados agrícolas fueron tomadas a partir del día nueve de la investigación, mientras que las muestras de los humedales empezaron a ser tomadas desde el día 15. En este periodo se documentaron los cambios dentro de los medios de soporte de los humedales y en la vegetación producto de la adaptación a las condiciones bajo las cuales se operaron los humedales.

**Cambios en la vegetación.** La primera observación se asocia al estrés presentado el trasplante de la especie *Heliconia psittacorum*. Se observaron manchas de coloración marrón, decaimiento y encogimiento en las hojas, así como el cambio de coloración de verde claro a verde pálido. Transcurridos 17 días, las plantas fueron adaptándose al medio en el que se encontraban y mejoraron la estructura y coloración de sus hojas. Las manchas de color marrón prevalecieron hasta el día 30 de la investigación.

A inicios del mes de agosto se presentaron nuevos brotes de flores y mayor cantidad de biomasa en la superficie del humedal, para este tiempo la mayoría de las manchas marrones habían desaparecido por completo. A finales del mes de agosto se presentaron brotes de nuevas plantas y una cobertura de aproximadamente el 90% de la superficie (Figura 4).

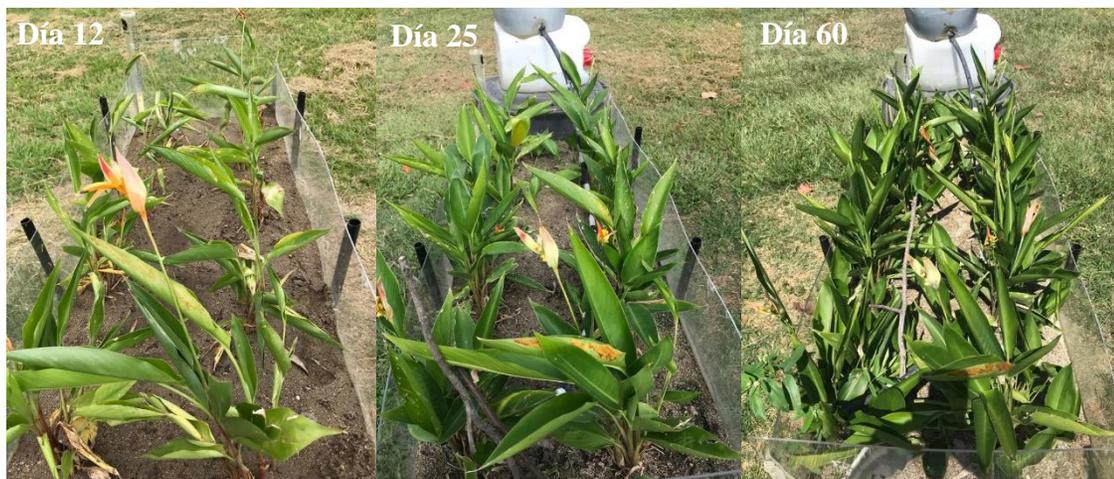


Figura 4. *Heliconia psittacorum* en HM1 después de 12, 25 y 60 días de operación.

**Cambios en los medios filtrantes.** Los medios filtrantes no presentaron ningún cambio observable durante su inoculación con el efluente de la laguna de oxidación 5, sin embargo, se observó crecimiento de algas luego de la primera semana de adición de los lixiviados. El humedal en el que se observó mayor proliferación de algas fue el HM1 que corresponde al tratamiento con incorporación de bambú (Figura 5). En el HM2 la proliferación de algas se muestra constante a lo largo del estudio. Este resultado hace referencia a que la adición de bambú favorece el desarrollo de microorganismos en el medio. Finalizado el periodo de aclimatación las algas en el HM1 habían disminuido considerablemente (Figura 6).



Figura 5. Desarrollo y proliferación de Microalgas en HM1 durante la fase experimental.



Figura 6. Estabilización de algas en el HM1 y HM2, respectivamente.

**Cambios en el efluente.** Los primeros efluentes obtenidos de los humedales presentaban coloraciones verdes tenue para el HM2 y anaranjado para el HM1 (Figura 7). El color anaranjado en el HM1 probablemente se da debido a la adición del bambú, el cual libera sustancias de su descomposición (taninos) que confieren el color observado. Al finalizar la segunda semana de aclimatación se observó un cambio en el color del efluente del HM1 de color anaranjado a verde oscuro (Figura 8). Este cambio de coloración puede tener su origen en la proliferación de algas que se da al agregar los lixiviados, ya que los tiempos de este fenómeno dentro del humedal coinciden con los cambios de coloración dentro del efluente. Esta coloración se mantuvo por un periodo de 15 días, posteriormente, en el día 31, el

efluente retornó a la coloración registrada inicialmente. Asimismo, durante este periodo se registran valores de Sólidos Suspendedos y DQO más altos en la salida a comparación de la entrada, indicando el aporte de los medios filtrantes durante la etapa de aclimatación.

**Retención hidráulica en humedales.** A pesar de que se contaba con los medios para el control de caudal de entrada y salida, luego de 16 días de la puesta en marcha se presentó una fuga en el HM1 que provocó un drenaje total de la unidad. Para solucionar este imprevisto se incorporó un tanque equalizador en la entrada del humedal para dosificar el efluente y se verificó el TRH mediante aforos con Rodamina. Se identificó que al mantener caudales de entrada de 22.7 mL/min el TRH en el humedal fue de 12 horas, mientras que para caudales de entrada de 13.8 mL/min se obtuvo un incremento a 19 horas. El humedal HM2 se mantuvo operando conforme a las condiciones descritas en la metodología (2 y 4 días de TRH).

La toma de datos se empezó a realizar luego de 11 días de operación, sin embargo, los datos utilizados para la interpretación fueron tomados desde el día 35 hasta el día 68 de la operación de los humedales. La selección de este intervalo de tiempo fue basada en la adaptabilidad total de las plantas al medio y a las concentraciones de los nutrientes en los lixiviados. De igual forma la fuga en el HM1 y la cantidad de algas dentro del mismo ya habían sido controladas, por lo que, el desempeño del humedal presentaba mayor estabilidad.

#### **Caracterización del efluente tratado.**

Para la caracterización de los lixiviados a tratar se obtuvo la mediana de las concentraciones de NTK, PT, SST y DQO de los efluentes de los invernaderos (Cuadro 2). Se obtuvieron coeficientes de variación desde 25% para fósforo y hasta 86% para nitrógeno, en 14 muestras analizadas a lo largo de 7 semanas. Esta variación se debe a múltiples factores asociados al fertiriego y método de recolección de los lixiviados en el sitio.

Cuadro 2. Caracterización de los efluentes de los invernaderos de Agricultura Intensiva.

<b>Parámetro</b>	<b>Rango de concentración</b>	<b>Unidad</b>	<b>Mediana</b>	<b>Coefficiente de variación (%)</b>
Nitrógeno Total (NTK)	5.60 - 47.60	mg/L	10.50	82.47
Fósforo Total (PT)	22.90 - 44.60	mg/L	28.80	27.94
Sólidos Suspendedos Totales (SST)	35 - 156	mg/L	67.78	65.48
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	73 - 531	mg/L	270.00	63.00
Salinidad	1.32 - 1.84		1.62	1.68
Conductividad	1,760 - 3067	S/m	3005.00	21.74
pH	5.92 - 8.6	unidades	7.38	12.59

La variación de NTK y de PT en los lixiviados se ve influenciada por factores como la duración del riego que puede variar con la rotación de operarios responsables de esta actividad. Según Wang et al., (2018), al incrementar el periodo de riego, mayor es la generación de lixiviados y pérdida de nutrientes. Por otra parte, la hora del día en el que se efectúa la toma de lixiviados y las condiciones bajo las cuales se manejan los invernaderos tienen un efecto en la variación de concentraciones, especialmente la temperatura la cual puede afectar la absorción de nutrientes por la planta. Otro factor importante es la variación de las dosis de fertilizante en cada invernadero, asociada a la etapa vegetativa del cultivo, y la contribución de cada uno de estos en la mezcla recolectada del drenaje.

Por otro lado, la variabilidad en los SST se puede deberse a la cantidad de algas, sedimentos y restos de hojas descompuestas que quedan en el trayecto del drenaje. La media para la variable de DQO es de 270 mg/L lo cual indica la cantidad de materia orgánica presente, pero a su vez el valor obtenido es superior al límite recomendado para descarga de aguas residuales en cuerpos receptores en Honduras. Esta concentración puede estar relacionada con los mismos compuestos que contribuyen al valor de SST. Según la Norma Técnica para Descarga de Aguas Residuales en cuerpos receptores se permite una concentración máxima de 200 mg/L para DQO y de 100 mg/L para SST, en ambos casos se presentan rangos superiores a el límite permitido.

También se observa variabilidad entre los parámetros fisicoquímicos medidos. La variable de salinidad y conductividad eléctrica presentan valores altos, esto se puede explicar debido a que existen sólidos disueltos en los efluentes, así como sales provenientes de los fertilizantes que atribuyen mayor conductividad al agua según Medina Valdovinos et al., (2016). Por otra parte, el pH óptimo para riego es de 6.5 a 7.5, el valor de la mediana obtenido para pH es de 7.38, sin embargo, también se cuenta con valores máximo y mínimos que sobrepasan este rango. Cambios en el pH se pueden dar dependiendo de los fertilizantes aplicados y la interacción de la planta con la absorción de aniones y cationes. Si existe mayor absorción de cationes, la planta modifica su entorno inmediato liberando cationes de hidrógeno para tratar de neutralizar el medio provocando un descenso en el pH. Se da la misma reacción cuando existe mayor absorción de aniones (Ginés y Mariscal Sancho 2002). Esta variabilidad también se ve ligada a los valores de pH del agua de Zamorano, ya que usualmente se tienen rango entre 3 y 7 unidades.

### **Eficiencia de remoción y desempeño de los humedales.**

Se presentan los valores de remoción de nitrógeno y de fósforo para cada tratamiento, obteniendo para todos los casos un coeficiente de variación (CV) menor al 30% lo que significa que se presentó homogeneidad de varianza. Los porcentajes de remoción de nitrógeno y fósforo se encuentran dentro de los intervalos de 57 – 88% y 61 – 74%, respectivamente. Estos resultados son comparables con las eficiencias de remoción del estudio de Curia et al. (2011) donde la concentración fósforo se redujo 73% y la variable nitrógeno un 61% (Cuadro 3).

Cuadro 3. Eficiencia de remoción de nitrógeno y fósforo en los humedales a escala.

Tratamiento		Remoción (%)	Coeficiente de variación (%)
TRH	Unidad		
Nitrógeno Total			
12 horas	HM1	82.33	10.24
2 días	HM2	81.96	7.97
19 horas	HM1	57.77	22.71
4 días	HM2	61.50	20.72
Fósforo Total			
12 horas	HM1	68.15	12.73
2 días	HM2	62.05	10.04
19 horas	HM1	73.94	11.96
4 días	HM2	64.64	13.82

**Variables fisicoquímicas monitoreadas.** Los valores de los parámetros monitoreados no reportan diferencias notorias entre los promedios de entradas y salidas de los humedales (Cuadro 4). Al aumentar el TRH se registra un incremento en los valores de pH. Este incremento de pH al momento del cambio de TRH de 2 a 4 días se puede atribuir a la calidad de los lixiviados y a la variación de pH de las fuentes de agua en Zamorano.

La salinidad descendió en 0.35 ppt, mientras que en la variable de conductividad eléctrica se reportó un cambio de hasta 393  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en comparación a las entradas de los sistemas. Este resultado se puede atribuir a la variación de los datos de entrada los cuales tienen un amplio rango de variación, al igual que los valores de salida, indicando que el tratamiento no se encuentra diseñado para la remoción de material disuelto en los efluentes.

Cuadro 4. Parámetros medidos en las muestras de salida de HM1 y HM2.

THR	Salinidad (ppt)	Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	pH
HM1			
12 horas	1.51	2,301	6.44
19 horas	1.57	2,677	7.17
HM2			
2 días	1.56	2,378	6.09
4 días	1.25	2,338	7.93

**Remoción de DQO.** Para este parámetro no se presenta un patrón de remoción consistentes en ninguno de los humedales (Figura 7). En el caso del HM1 se reportan incrementos en las concentraciones de salida de hasta 200 mg/L durante los primeros y los últimos 15 días de operación, estos intervalos corresponden a la etapa de aclimatación de los tratamientos y al inicio de la temporada de lluvia respectivamente. Sin embargo, luego de concluir el periodo de aclimatación se reportan disminuciones de hasta 243 mg/L removidos en los efluentes evaluados. Este mismo comportamiento se verifica en el HM2 donde se registraron

incrementos de 115 mg/L en los efluentes de los primeros 15 días de aclimatación y posteriormente una disminución de concentraciones de hasta 292 mg/L. El comportamiento de esta variable sigue un patrón similar en ambos humedales, por lo que, los incrementos reportados se podrían atribuir a eventos de precipitación los cuales probablemente causaron arrastre de partículas y algas en los efluentes.

Las mejores remociones tuvieron lugar luego del día 47 con valores de 78% de remoción para el HM1 y 84% para el HM2, sin embargo, los sistemas no muestran una tendencia a estabilizar sus patrones de remoción. A partir del día 53 se presenta una mayor variabilidad en el efluente y un aumento en las concentraciones de salida los cuales pueden ser atribuibles al aumento de concentración en los influentes. Por otro lado, las mayores remociones se presentan al tener menor concentración de entrada. A partir del día 60 se muestra un comportamiento similar de DQO con los SST, por lo que, la adición de algas a los efluentes podría explicar el aumento de concentración de DQO.

Aun con las eficiencias de remoción reportadas, los efluentes tratados en los humedales no cumplen con el límite de 200 mg/L para DQO descritos en la normativa nacional para descarga de aguas residuales a cuerpos receptores. Según Wu et al. (2014) estos tratamientos funcionan mejor bajo condiciones de baja carga orgánica y sólidos en suspensión, especialmente los de flujo sub-superficial. Esto es debido a que altas cargas orgánicas pueden causar una obstrucción por saturación en el medio filtrante, por lo que la implementación de humedales podría no ser el tratamiento más adecuado para los efluentes con altas cargas orgánicas.

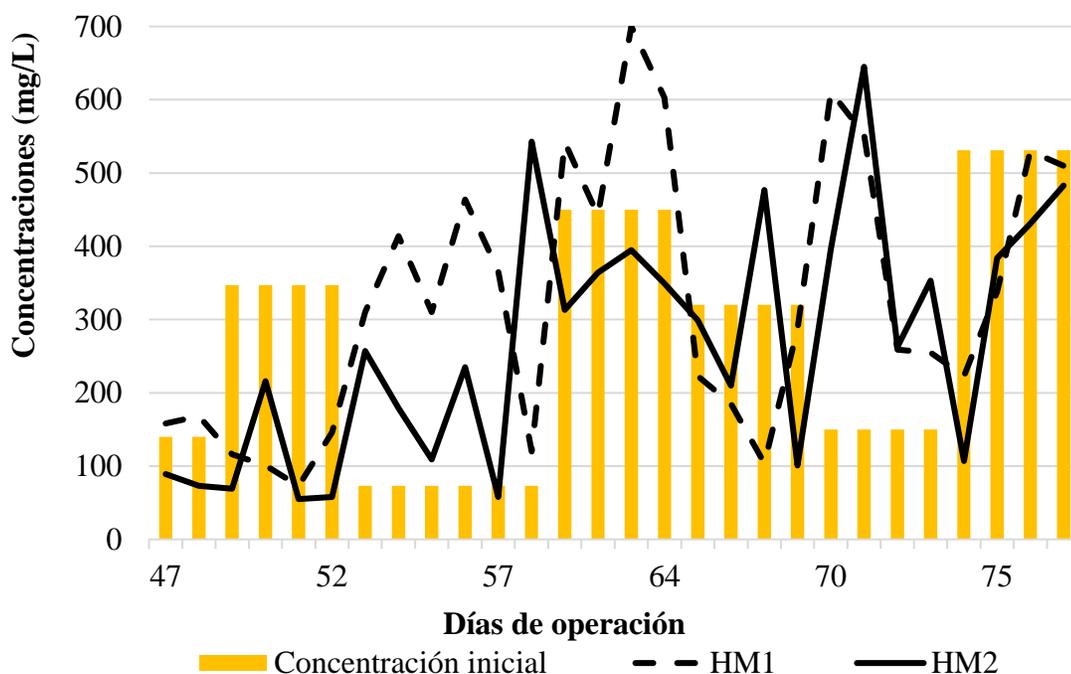


Figura 7. Concentración de entrada y de salida de DQO.

**Remoción de SST.** En la variable SST, con CV de 60 - 90%, tampoco reporta una tendencia de remoción (Figura 8). En el HM1 se reporta un incremento en SST de hasta 100 mg/L al igual que reporta datos de remoción de 133 mg/L en los efluentes evaluados. En el caso del HM2 se registran incrementos de 72 mg/L y valores de remoción de 132 mg/L en el caudal de salida de los datos evaluado. Los valores de remoción entre los humedales presentan tendencias parecidas por lo que sus variaciones podrían estar relacionadas con factores ambientales a los cuales ambos sistemas estuviesen expuestos.

Los mayores valores de remoción se encuentran entre los días 48 y 52 con un 55% de remoción, sin embargo, después de este periodo de tiempo los caudales pierden estabilidad y en el día 60 se empiezan a reportar incrementos considerables de SST los cuales pudieron haber afectado la concentración de DQO. Estas concentraciones son atribuibles a una posible saturación del lecho que aumenta la cantidad de sólidos en los efluentes los cuales no llegan a estabilizarse en ningún momento en el tiempo de evaluación.

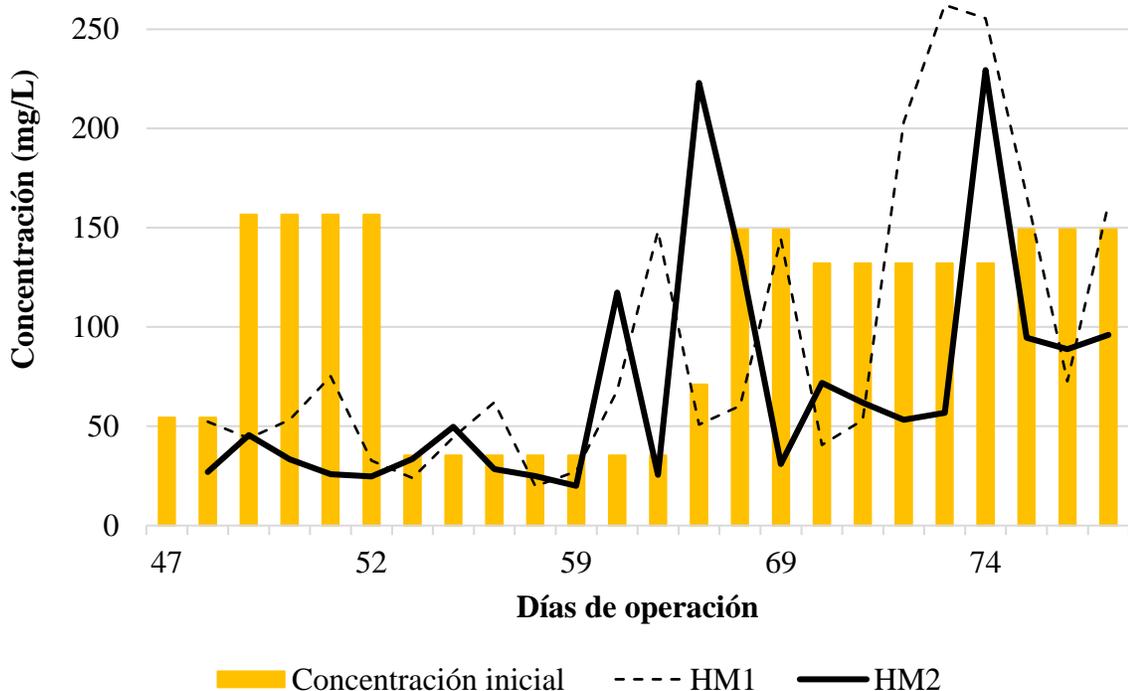


Figura 8. Concentración de entrada y de salida de SST.

**Eficiencia de remoción de nutrientes y TRH.** Los resultados obtenidos denotan que al incrementar el TRH, no se registra una mayor reducción en la remoción de nutrientes para ambos humedales. Esto es contrario a resultados obtenidos en estudios realizados en humedales convencionales los cuales generalmente concluyen que al incrementar el TRH aumenta la eficiencia de remoción (Ghosh y Gopal 2010). Esta discrepancia podría tener su origen en el análisis de las variables de desempeño, ya que la variabilidad en la calidad del efluente de entrada afecta directamente el cálculo de eficiencia. Por otra parte, las

condiciones de operación estaban parcialmente controladas, es decir que, eventos de lluvia pudieron tener influencia directa sobre la eficiencia de remoción, ya sea por efectos de disolución o por alterar los procesos de absorción de nutrientes en el sistema.

**Remoción de Nitrógeno Total.** Al graficar los resultados obtenidos se hace notar que al iniciar la fase experimental se registró una concentración atípica de 47 mg-NTK/L en el efluente de los invernaderos (Figura 9). La Norma Técnica para la Descarga de Aguas Residuales a Cuerpos Receptores y Alcantarillados Sanitarios de Honduras estipula que los efluentes nos deben contener más de 30 mg/L de Nitrógeno Total. A pesar de que la mayoría de las muestras reportan concentraciones inferiores a este valor, los valores obtenidos para esta muestra denotan que pueden existir variaciones asociadas a la operación de los invernaderos, que superen el valor recomendado por la normativa y se debe contar con un medio para corregir la calidad de los lixiviados.

Se observa que, a partir del día 51 de operación del sistema, las concentraciones de salida se estabilizan sin importar la variación en los valores de entrada. Por otro lado, al realizar un cambio de TRH de dos a cuatro días se observa un aumento en las concentraciones de NTK en la salida. Este incremento en la concentración se puede relacionar frecuentes e intensos eventos de precipitación de hasta 25 mm que coincidieron con este periodo de operación (Figura 9). La cantidad de agua que ingresa al sistema puede provocar que el nitrógeno adherido al medio se solubilice provocando mayor cantidad de este nutriente disuelto en el efluente.

Por otra parte, el exceso de precipitación provoca mayor cantidad de líquido disponible para la planta haciendo que los procesos de absorción de nutrientes se alteren. Las plantas solo pueden absorber cierta cantidad de líquido al día, por lo que, muchos de los nutrientes no logran ser absorbidos debido al aporte adicional de la lluvia en el medio. Por esta razón, a pesar de que los caudales de entrada presentaron menores concentraciones de nitrógeno, la salida del humedal registró un aumento en comparación con fechas anteriores. Debido a lo anterior, la reducción en la eficiencia de remoción no puede ser atribuida de forma exclusiva al incremento de TRH, sino que al cambio en variables climáticas que pueden alterar el equilibrio del sistema de tratamiento.

En la remoción de nitrógeno se observan picos y declives a lo largo del tiempo (Figura 9), mismo patrón observado en los porcentajes de remoción de fósforo. Estas fluctuaciones se dan, probablemente, por efectos de dilución provocados por la lluvia o interferencias en la absorción de nutrientes, sin embargo, en ambos casos los porcentajes de remoción no tienen coeficiente de variación mayores al 30%. Variaciones similares ocurren en el estudio de (Curia et al. 2011), donde los datos se ven afectados por la estacionalidad del año debido a la precipitación.

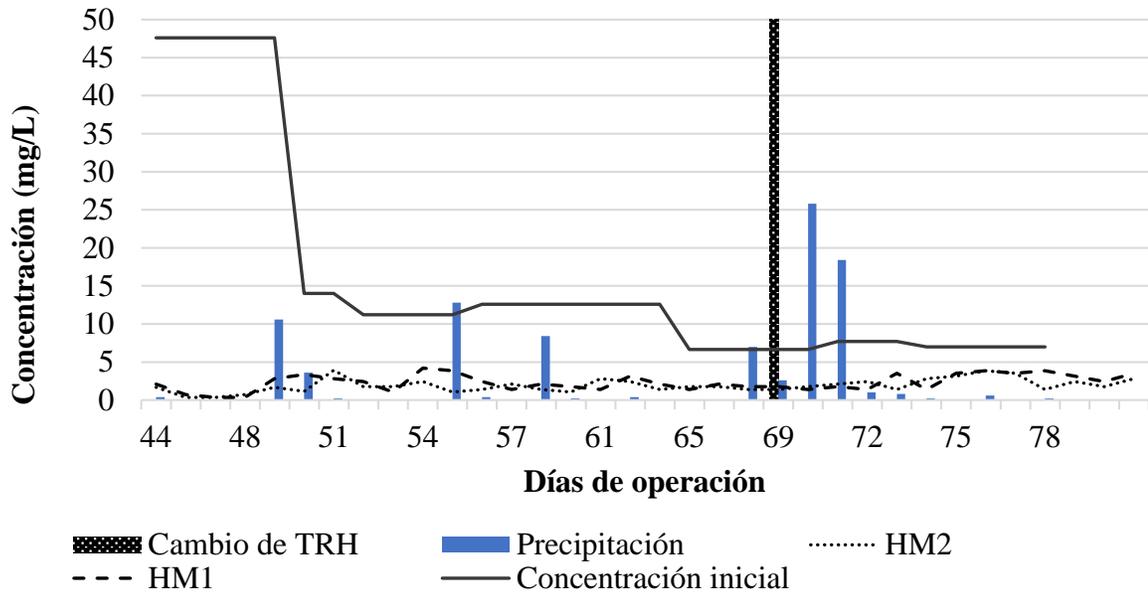


Figura 9. Concentraciones de entrada y de salida de HM1 y HM2 de nitrógeno total y precipitación.

En la Figura 10 se puede observar con mayor claridad la tendencia de remoción de nitrógeno por cada humedal. Cabe resaltar que las concentraciones de salida de los humedales se mantienen relativamente estables a pesar del cambio en las concentraciones de entrada. Esto indica que, cuando se alcanzan condiciones de equilibrio, la dinámica de los humedales confiere resiliencia al sistema dando como resultado una reducida variabilidad en la calidad del efluente final. Por lo que, es probable que las concentraciones de entradas a los sistemas afecten mayormente en los primeros días de operación en los cuales los elementos que componen a los humedales se adaptan al medio en el que están operando como las concentraciones y caudales de entrada, temperatura y TRH.

Se observa que en el TRH de 12 horas existe una mayor absorción de nitrógeno en el HM1, esto se puede deber posiblemente a que el soporte orgánico retiene cierta cantidad de este nutriente y es allí donde posiblemente empiecen los procesos de desnitrificación. Cuando se hace el cambio de 12 a 19 horas las concentraciones de salida aumentan, este comportamiento coincide con mayor cantidad de lluvias las cuales pueden disolver el nitrógeno adherido en el sustrato orgánico. Por otra parte, el HM2 presenta menor variabilidad comparado al comportamiento del HM1.

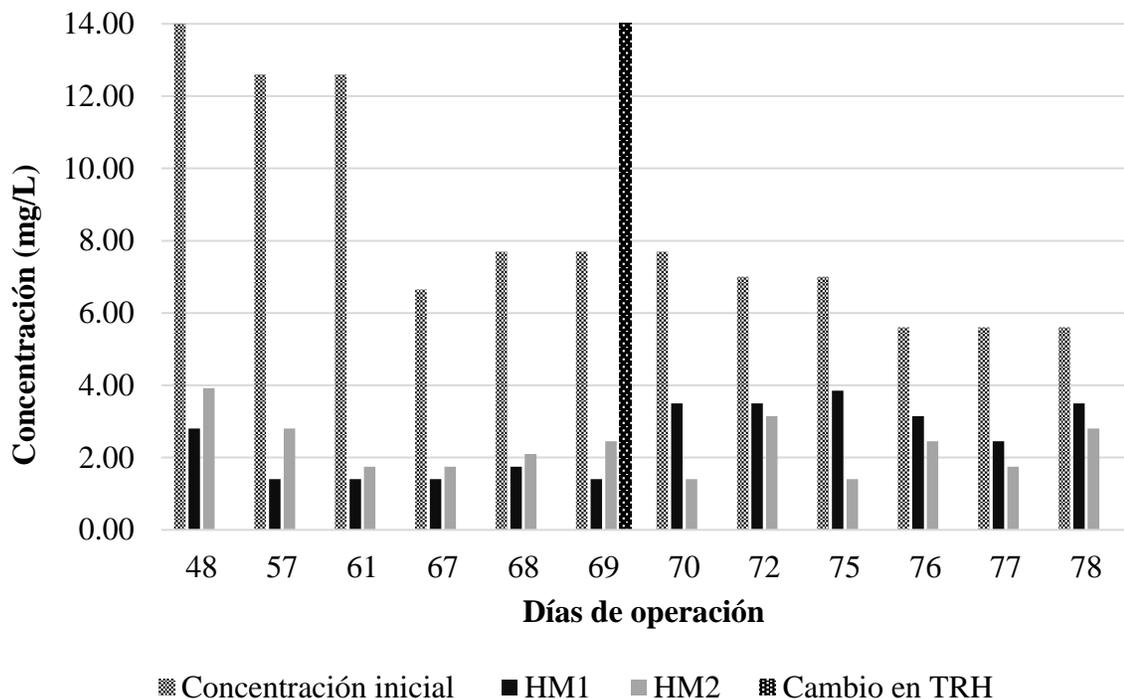


Figura 10. Concentraciones de entrada y de salida HM1 y HM2 de nitrógeno total.

**Remoción de Fósforo Total.** Las concentraciones de Fósforo Total en los efluentes de los invernaderos son más altas que las de Nitrógeno Total (Figura 12). Esta alza en las concentraciones se puede atribuir a la dosificación de fertilizante; cabe mencionar que los invernaderos que están próximos a su etapa de fructificación se aplica mayor cantidad de fertilizantes que contiene fósforo que los que tienen nitrógeno. Otra posible explicación es la cantidad de sedimentos que son arrastrados en los drenajes dentro de los invernaderos. Estos sedimentos contienen mayor cantidad de fósforo adherido por lo que aportan al incremento en la concentración de los efluentes de los humedales.

En la Norma Técnica para la Descarga de Aguas Residuales a Cuerpos Receptores y Alcantarillados Sanitarios de Honduras se estipula que el valor máximo permitido para Fósforos Totales es de 5 mg/L. En los resultados obtenidos de la caracterización de efluentes de los invernaderos se obtuvo una concentración máxima de 44 mg/L y un promedio de 31 mg/L, requiriendo de la implementación de mecanismos para corrección de la calidad de este residuo.

Los valores de remoción de fósforo son poco variables a lo largo de la toma de datos, incluso después de cambio en los días de TRH (Figura 13). En el caso de la variable Fósforo Total, las lluvias no representan un factor que tenga influencia en las concentraciones de salida de los humedales. Esto se podría atribuir a que el elemento fósforo tiene más afinidad a los sedimentos y superficies y menor solubilidad en el agua por lo que no existe una liberación del elemento al medio.

En el HM1 se muestra como la remoción de fósforo tiende a disminuir según aumenta el TRH. Este fenómeno ha sido discutido en otros estudios, concluyendo que, el medio

filtrante encargado de tratar este nutriente se satura, por lo que dificulta el mantenimiento o mejora de las eficiencias de remoción a lo largo del tiempo (Zurita et al. 2009). Uno de los factores que pudo haber contribuido en este resultado fue la abundante proliferación de algas observada en esta unidad, la cual no se presentó en el HM2, que pudo derivar en una saturación del humedal.

Por otro lado, a pesar de que el promedio de remoción del Fósforo en el HM2 con 4 días de TRH es menor, la tendencia muestra que la eficiencia de remoción aumenta gradualmente con el tiempo, por lo que, es probable que al extender el tiempo de operación del humedal bajo estas condiciones se puedan alcanzar valores comparables a los obtenidos con dos TRH. Sin embargo, para fines de diseño de tratamiento, se realizará la selección de variables que proporcionen mayor remoción de nutrientes en menos tiempo de operación.

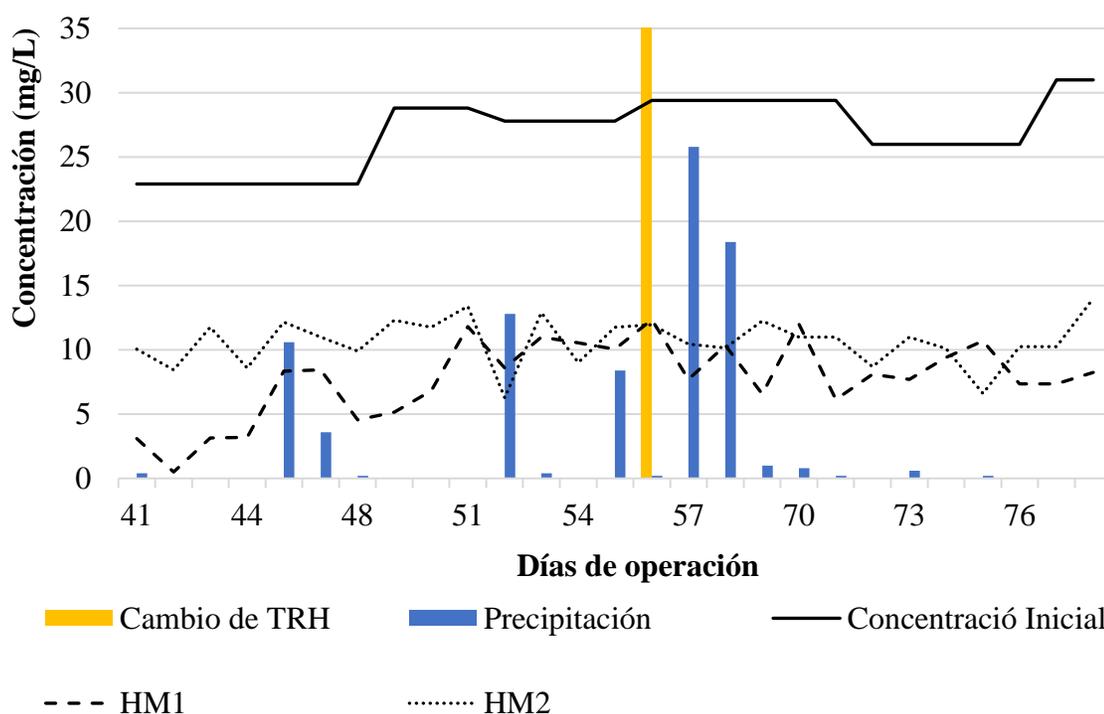


Figura 11. Concentraciones de entrada y de salida HM1 y HM2 de fósforo total y precipitaciones.

Se observa una tendencia a la disminución de concentraciones en los efluentes de los humedales incluso después del cambio de TRH (Figura 14). Esta disminución concuerda con investigaciones que se han realizado con anterioridad en las cuales se demuestra que a mayor TRH existe reducciones en las concentraciones de salida. Por otro lado, no se registran notorias variaciones en las concentraciones de salida, esto se podría atribuir a la resiliencia que el sistema adopta en el transcurso del tiempo a pesar de las variaciones en las concentraciones de entrada a los humedales. Los eventos de precipitación no parecen afectar los procesos de remoción de Fósforo Total, esto se atribuye a su baja solubilidad en

agua y su afinidad por los sedimentos. Es probable que a mayo tiempo de muestreo se pueda obtener una mayor tendencia a la estabilidad de remoción sin importar las concentraciones de entrada

Tanto el HM1 como el HM2 registran disminuciones similares en concentraciones, sin embargo, se reporta una menor eficiencia en el porcentaje de remoción para Fósforo Total, con desempeños máximo de remoción de 73% en el HM1 y 64% en el HM2 en comparación con los porcentajes de remoción de Nitrógeno Total de 82% para HM1 y 81% para HM2. A pesar de esto sí se logra corregir la calidad de los lixiviados, aun cuando no se alcanza a cumplir la Normativa Nacional en la variable Fósforo Total. Para poder alcanzar este objetivo se deberán combinar prácticas de reducción de contaminantes en la fuente en conjunto con la implementación de estos tratamientos. A pesar de que la eficiencia de remoción es menor a lo largo del periodo de operación se logra remover hasta 24 mg/L de Fósforo Total, lo que demuestra el desempeño positivo de ambos tratamientos.

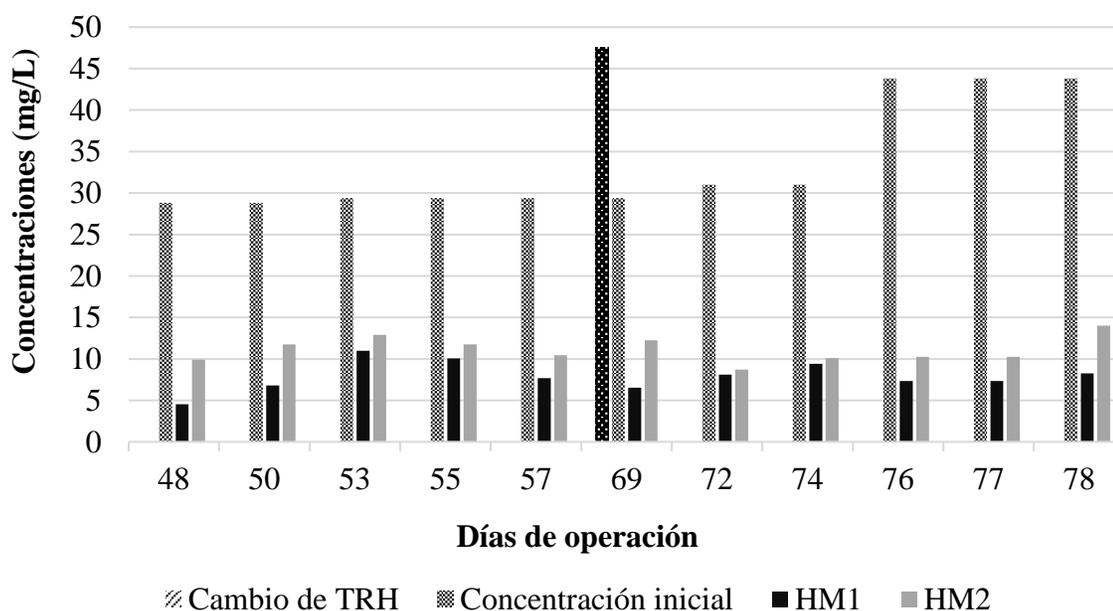


Figura 12. Concentraciones de entrada y de salida de HM1 y HM2.

**Comparación de los medios filtrantes.** El HM1 con TRH de 12 horas tiene un desempeño similar a los porcentajes de remoción de HM2, el cual cuenta con mayor THR (Figura 15). Esto puede significar que, al adicionar un medio de soporte orgánico, las eficiencias en remoción podrían llegar a ser mejor con TRH iguales al del humedal con medio filtrante inorgánico.

En general, el HM1 reporta mayor remoción de nutrientes, especialmente en la variable fósforo con 68.15% y 73.95% de remoción con 12 y 19 horas de TRH respectivamente. Lo anterior demuestra que al incluir un medio de soporte orgánico se favorece la remoción de ambos nutrientes, potenciando los procesos de absorción y probablemente su solubilidad

para la vegetación otros procesos de transformación propiciados por la población de microorganismo (Valladares, 2013). En el caso de Nitrógeno se presenta un desempeño de 82% y 57% de remoción con TRH de 2 y 4 días respectivamente. El declive en remoción se puede atribuir a la mayor disponibilidad de agua dada por los eventos de lluvia donde el HM1 pudo haber liberado mayor cantidad de este nutriente que estaba almacenado en la capa orgánica de bambú aumentando su concentración en el efluente del humedal.

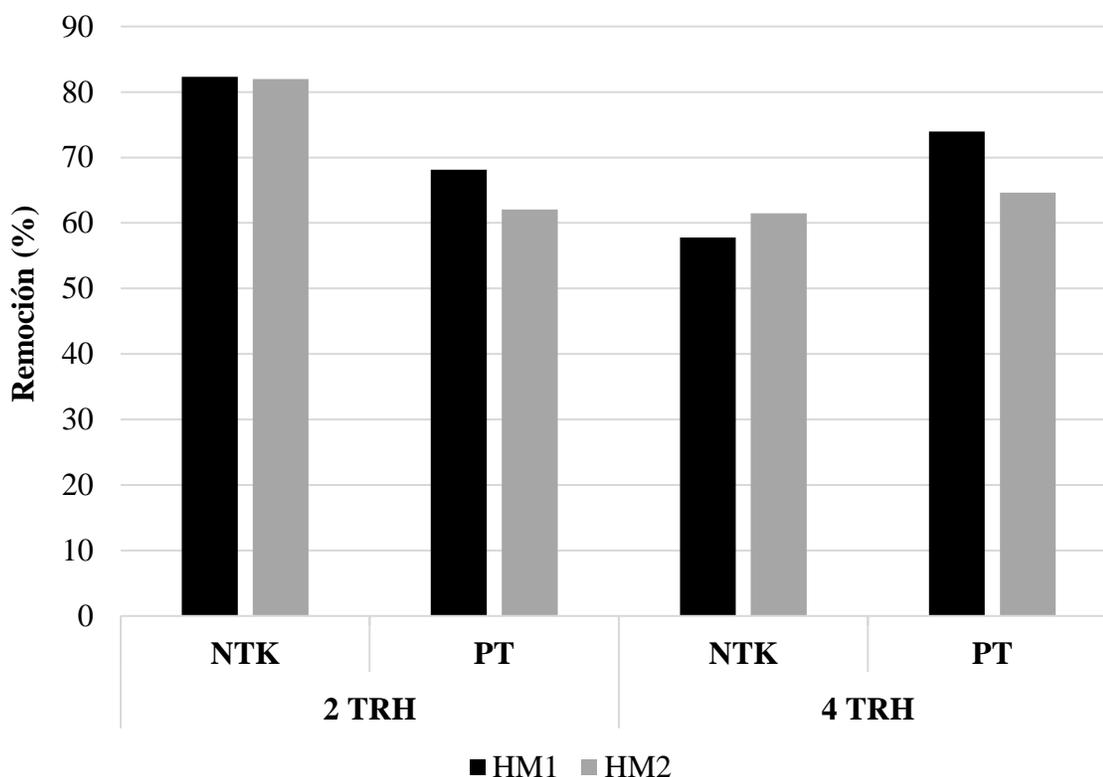


Figura 13. Porcentaje de remoción de nitrógeno y fósforo según tratamiento.

**Prueba de normalidad Shapiro-Wilk.** Para verificar si los datos provienen de una distribución normal se aplicó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. La cual demostró que las variables de concentración inicial de los humedales y la concentración final HM2 no presentaban una tendencia normal con un nivel de confianza de 95% ( $P \leq 0.05$ ).

A partir de la prueba de Shapiro-Wilk, se aplicó una prueba para datos no paramétricos de Wilcoxon para muestras independientes con el fin de encontrar diferencias significativas entre los TRH para lo cual se utilizó un nivel de confianza del 95% ( $P \leq 0.05$ ). Los resultados de la prueba para nitrógeno (Cuadro 5) indican que si existe una diferencia significativa en los TRH de ambos humedales con una probabilidad de 0.0175 y 0.0026 respectivamente para el HM1 y HM2. Por lo que, se rechaza la hipótesis nula a favor de la alterna por lo que si existen diferencias significativas en los TRH. Siendo los TRH de 12 horas y de 2 días los que tienen menores valores de concentración en los efluentes de los

humedales. Variables como la disolución del nitrógeno en el agua y la capacidad de absorción de las plantas en los TRH de 19 horas y 4 días pudieron haber afectado los resultados, obteniendo valores de concentración más altos en la mediana.

**Cuadro 5. Prueba de Mann Whitney para TRH de 2 y 4 días con variable nitrógeno total**

<b>TRH</b>	<b>Mediana</b>	<b>Desviación Estándar</b>	<b>Probabilidad</b>
12 horas	1.93	1.00	0.0175
19 horas	3.5	0.94	
2 días	1.68	0.77	0.0026
4 días	3.5	0.94	

La prueba de Wilcoxon para la variable de fósforo con 2 TRH diferentes (Cuadro 6) evidencian que no existen diferencias significativas entre los diferentes TRH con valores p de 0.7824 y 0.8208 para el HM1 y HM2 respectivamente. Por lo que, se dice que se retiene la hipótesis nula indicando que no se tienen diferencias significativas entre los TRH. Esto se podría atribuir a que el fósforo no tiene tendencia a la solubilidad en agua. Se reportan mejores remociones en TRH de 19 horas y 4 días con valores en las medianas de 7.9 y 10.6 respectivamente.

**Cuadro 6. Prueba de Mann Whitney para TRH de 2 y 4 días con variable fósforo total.**

<b>TRH</b>	<b>Mediana</b>	<b>Desviación estándar</b>	<b>Probabilidad</b>
12 horas	8.35	3.55	0.7824
19 horas	7.90	1.94	
2 días	11.00	1.86	0.8208
4 días	10.63	1.97	

## 4. CONCLUSIONES

- Los lixiviados de los invernaderos de la Escuela Agrícola Panamericana presentan alta variabilidad asociada a los protocolos de fertilización, riego y rotación de operarios, por lo que la resiliencia en la operación de un tratamiento ante los cambios de la calidad del efluente deberá ser considerada para su integración efectiva.
- Al incluir un sustrato orgánico se alcanza la misma eficiencia de remoción que el sistema convencional con medios filtrantes inorgánico operando bajo menores tiempos de retención hidráulica y variabilidad en la calidad de los lixiviados agrícolas.
- Los humedales son más eficientes para la remoción de fósforo total (hasta 24 mg/L) que para la remoción de nitrógeno total (hasta 11 mg/L). Sin embargo, esta tecnología es válida para el tratamiento de ambos elementos presentes en los lixiviados agrícolas.
- Los tratamientos muestran un desempeño consistente en la remoción de fósforo y nitrógeno, sin embargo, no se identifica una tendencia que favorezca la remoción de parámetros como la DQO y los sólidos en suspensión, indicando su limitada aplicabilidad para el tratamiento de estas variables.
- El incremento en el tiempo de retención hidráulica provocó un descenso en la eficiencia de remoción de nutrientes, particularmente para el Nitrógeno. Si embargo, este comportamiento está asociado a variaciones en las condiciones climáticas, especialmente eventos de precipitación de hasta 25 mm que derivan en alteraciones sobre el funcionamiento de los sistemas.

## 5. RECOMENDACIONES

- Evaluar el desempeño en crecimiento y producción de biomasa de la especie *Heliconia psittacorum* implementadas en humedales artificiales.
- Implementar otras especies de plantas de valor comercial en la capa superior de los humedales como alternativa de obtención de ganancias económicas.
- Evaluar la implementación de otros tipos de sustrato, como astillas de madera, que potencien la remoción de nitrógeno y fosforo dentro de los humedales.
- Evaluar la población de microorganismos establecida en los medios filtrantes, particularmente en la fracción orgánica.
- Desarrollar el balance de compuestos de nitrógeno que respalde el mecanismo de remoción del humedal artificial.
- Evaluar el desempeño de los humedales a diferentes tiempos de retención, extendiendo su operación a periodos superiores a 90 días.
- Evaluar diferentes variables climáticas como temperatura y evaporación que afecten los procesos de transformación de nitrógeno.
- Evaluar las prácticas de fertilización y reducción en la fuente de los invernaderos de la unidad de Agricultura Intensiva que mejoren la calidad de los lixiviados, reduciendo los gastos por fertilización y mejorando la administración de suministros.

## 6. LITERATURA CITADA

- Arauzo, M.; Díez, J.A.; Hernáiz, P. (2003): Estimación de balances hídricos y lixiviación de nitratos en sistemas agrícolas. *Estudio de la Zona No Saturada del Suelo, Vol VI*, 36-42.
- Arias-Suárez, E; Sadeghian-Kahalajabadi, S; Mejía-Muñoz, B; Morales-Londoño, C. (2009): Lixiviación del nitrógeno en algunos suelos de la zona cafetalera y su relación con la textura. *CENICAFÉ (60) 3*, 239 - 252.
- Bedoya Pérez, J; Ardila Arias, A; Reyes Calle, J. (2014): Evaluación de un Humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en las instituciones universitarias colegio mayor Antioquia, Colombia. En: *Revista Internacional de Contaminación 30 (3)*, pág. 275–283.
- Benloch, S; Rodríguez-Valera, F; Acinas, S; Martínez-Murcia, A. (1996): Heterotrophic bacteria, activity and bacterial diversity in two coastal. En: *Kluwer Academic Publishers 329*, pág. 3–17.
- Borreguero Fabelo, A; Herrera Melián, J; Araña Mesa, F; Ortega Méndez, J. (2015): Estudio del uso de triturado de palmera como sustrato de humedales de tratamiento de aguas residuales. *II Workshop “Estudio, aprovechamiento y gestión del agua en terrenos e islas volcánicas” Las Palmas de Gran Canaria, 2015*.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL] (2016): Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible Una oportunidad para América Latina y el Caribe. Naciones Unidas.
- Cuenca, A (2014): *Los problemas de eutrofización de las aguas superficiales en relación con la agricultura*. Tesis de pregrado no publicada. Universidad politécnica de Valencia, España. Ciencias Ambientales.
- Curia, A; Koppe, J; Costa, J; Féris, L, Wagner, W. (2011): Application of Pilot-Scale-Constructed Wetland as Tertiary Treatment System of Wastewater for Phosphorus and Nitrogen Removal. En: *Water Air Soil Pollut 218 (1-4)*, pág. 131–143.
- Du, H; Chen, Z; Mao, G; Chen, L; Crittenden, J; Li, R; Chai, L (2019): Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new nonequilibrium statistical approach. En: *Ecological Indicators 102*, pág. 686–692.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO] (2004): Fertilizer requirements in 2015 and 2030 revisited. Land and Plant Nutrition Management Service Land and Water Development Division. Rome, Italy.

- Garzón, J; Rodríguez Miranda, J; Gómez, C. (2017): Aporte de la biorremediación para solucionar problemas de contaminación y su relación con el desarrollo sostenible. En: *Rev. Univ. salud* 19 (2), pág. 309.
- hosh, D; Gopal, B. (2010): Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. En: *Ecological Engineering* 36 (8), pág. 1044–1051.
- Ginés, I.; Mariscal - Sancho, I. D. L (2002): *Incidencia de los fertilizantes sobre el pH del suelo*. Monografía. Fertiberia S.A. Unión Europea.
- Henderson, A. (2015): Eutrophication. En: Michael Z. Hauschild (ed.): Life cycle impact assessment, t. 47. Dordrecht: *Springer (LCA Compendium)*, pág. 177–196.
- Khan, F. A., Naushin, F., Rehman, F., Masoodi, A., Irfan, M., Hashmi, F. y Ansari, A. A. (2014). Eutrophication: Global Scenario and Local Threat to Dynamics of Aquatic Ecosystems. En A. A. Ansari y S. S. Gill (Eds.), Eutrophication: Causes, consequences and control. *Heidelberg: Springer*, (pp. 17–27).
- Kim, D.-G., Park, J., Lee, D. y Kang, H. (2011). Removal of Nitrogen and Phosphorus from Effluent of a Secondary Wastewater Treatment Plant Using a Pond–Marsh Wetland System. *Water, Air, & Soil Pollution*, 214(1-4), 37–47.
- Lee, C; Fletcher, T; Sun, G. (2009): Nitrogen removal in constructed wetland systems. En: *Eng. Life Sci.* 9 (1), pág. 11–22.
- Lopez-Ponnada, E. V.; Lynn, T. J.; Peterson, M.; Ergas, S. J.; Mihelcic, J. R. (2017): Application of denitrifying wood chip bioreactors for management of residential non-point sources of nitrogen. En: *Journal of biological engineering* 11, pág. 16.
- Medina Valdovinos, E.; Mancilla Villa, O. R.; Larios, M. M; Gutiérrez, G.; Darío, R.; Olguín López, J.; Barreto García, O. A. (2016): Calidad del agua para riego y suelos agrícolas en Tuxcacuesco, Jalisco. *Idesia (Arica)* 34(6), pág. 51–59.
- Mendoza Ortega, A; Ramos Escorza, C. (octubre, 2012): *Diseño y construcción a escala piloto de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales porcícolas*. Tesis de pregrado no publicada. Apaxtla de Castrejón, Guerrero. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Morales, G; López, D; Vera, I; Vidal, G. (2013): Humedales contruidos con pantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutriente contenidos en aguas servidas. En: *Theoria* 22 (1), pág. 33–46.
- Organización Panamericana de la Salud [OPS] (2005): Guía para diseño de sistemas de tratamiento de filtración en múltiples etapas. En colaboración con COSUDE. Lima, Perú.
- Rashmi, I., Shirale, A., Kartikha, K. S., Shinogi, K. C., Meena, B. P. y Kala, S. (2017). Leaching of Plant Nutrients from Agricultural Lands. En M. Naeem, A. A. Ansari y S. S. Gill (Eds.), *Essential Plant Nutrients* (pp. 465–489). Cham: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-58841-4\\_19](https://doi.org/10.1007/978-3-319-58841-4_19)
- Valladares, M. (2013): *Evaluación de la eficiencia en desnitrificación de efluentes agrícolas mediante el uso de un biorreactor en el centro de Illinois*. Tesis de pregrado. Escuela Agrícola Panamericana, Honduras. Ambiente y Desarrollo.

- Valladares, M. (2013). *Evaluación de la eficiencia en desnitrificación de efluentes agrícolas mediante el uso de un biorreactor en el centro de Illinois*. Tesis de pregrado no publicada. Escuela Agrícola Panamericana, Honduras
- Wang, X; Zou, C; Gao, X; Guan, X; Zhang, Y; Shi, X; Chen, X. (2018): Nitrate leaching from open-field and greenhouse vegetable systems in China: a meta-analysis. En: *Environmental science and pollution research international* 25 (31), pág. 31007–31016.
- Wu, S; Kusch, P; Brix, H; Vymazal, J; Dong, R. (2014): Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. En: *Water research* 57, pág. 40–55.
- Zurita, F.; Anda, J. de; Belmont, M. A. (2009): Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. En: *Ecological Engineering* 35 (5), pág. 861–869.

## 7. ANEXO

### **Anexo 1.** Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk.

Variable	Media	Desviación Estándar	P (una cola)
<b>Nitrógeno Total</b>			
Concentración inicial HM1	15.82	14.4	<0.0001
Concentración inicial HM2	13.07	11.83	<0.0001
Concentración salida HM1	2.43	1.01	0.1050
Concentración salida HM2	2.02	0.83	0.0334
<b>Fósforo Total</b>			
Concentración entrada HM1	27.40	2.53	<0.0001
Concentración entrada HM2	28.77	28.77	<0.0001
Concentración salida HM1	8.40	2.39	0.6635
Concentración salida HM2	10.70	1.91	0.4705