



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE YUCATÁN

FACULTAD DE INGENIERÍA

UNIDAD DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**“EVALUACIÓN DE LOS PROCESOS DE
REMOCIÓN DE NITRÓGENO EN UN SISTEMA DE
HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES
HÍBRIDOS”**

TESIS

PRESENTADA POR:

DAMARIS MONSERRAT SIERRA PÉREZ

EN OPCIÓN AL GRADO DE

MAESTRA EN INGENIERÍA

OPCIÓN AMBIENTAL

MÉRIDA, YUCATÁN, MÉXICO

2020

“Aunque este trabajo hubiere servido para el Examen de Grado y hubiera sido aprobado por el sínodo, sólo el autor es responsable de las doctrinas emitidas en él.”

AGRADECIMIENTO

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para la realización de mis estudios de maestría que concluye con esta tesis, como producto final de la Maestría en Ingeniería opción Ambiental de la Universidad Autónoma de Yucatán.

RESUMEN

Los humedales naturales han demostrado ser sistemas depuradores de agua que contribuyen al mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales. Los humedales artificiales son sistemas ingenieriles de tratamiento de aguas residuales diseñados y construidos para simular los procesos de remoción de nutrientes y contaminantes que tienen lugar en los humedales naturales. Estos sistemas bioingenieriles surgen por la necesidad de un sistema complementario de tratamiento capaz de garantizar un saneamiento adecuado de las aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas; las cuales contienen compuestos nitrogenados, que causan disminución de oxígeno en cuerpos de agua afectaciones a entornos acuáticos y por tanto, daño a la vida acuática y afectaciones a la salud pública como la enfermedad del niño azul.

El objetivo de este trabajo fue evaluar los procesos de remoción de nitrógeno en un sistema de humedales artificiales subsuperficiales híbridos. La configuración del sistema consta de un tratamiento preliminar (tanque séptico) y dos unidades de humedales artificiales que forman el sistema híbrido: un humedal horizontal subsuperficial (HHSS), seguido de un humedal vertical subsuperficial (HVSS). Se evaluaron dos sistemas, uno con la planta *Typha Dominguensis* y uno sin planta como control. El sistema se operó considerando un tiempo de permanencia de 48 horas y dos modalidades de operación: con las unidades de HHSS y HVSS por separado y en serie (sistema híbrido).

El porcentaje de remoción promedio global de los compuestos nitrogenados Nitrógeno Amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK) y Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) para los humedales operados por separado fue de 31.92 % (± 8.89 %), 36.85 % (± 4.95 %) y 52.78 % (± 10.64 %), respectivamente, y para los operados en serie fue de 33.94 % (± 1.30 %), 47.08 % (± 0.64 %) y 22.22 % (± 15.71 %), respectivamente.

Analizando los procesos de remoción de nitrógeno que se llevaron a cabo en el sistema de humedales artificiales estudiado, se observó que la eliminación de nitrógeno por los procesos de sedimentación y adsorción en el medio de soporte

fue el primer método; alcanzando un porcentaje de remoción de Nitrógeno Total (N_{total}) durante la operación por separado en las unidades (HHSS y HVSS) con planta de 24.22 % (± 1.99 %) y 12.95 % (± 3.77 %) en las de control, y durante la operación en serie de 30.02 % en el HHSS con planta y 22.29 % en el HHSS de control.

El segundo proceso fue la amonificación del Nitrógeno Orgánico (N_{org}), proceso mediante el cual se removió un promedio de 8.30 % (± 1.48 %) del N_{total} durante la operación por separado (47 h) en las unidades (HHSS y HVSS) con planta y 18.00 % (± 1.99 %) en las de control, y durante la operación en serie (95 h) de 5.36 % en el sistema híbrido con planta y 10.71 % en el sistema híbrido de control.

Por otro lado, el proceso de nitrificación del NH_4-N se vio limitado, lo cual se pudo corroborar con la baja concentración de NO_3-N observada a lo largo de todo el experimento. El porcentaje de remoción promedio final con respecto al N_{total} asociado al proceso de nitrificación durante la operación por separado (47 h) en las cuatro unidades de HHSS y HVSS (con planta y de control) fue de 6.25 % (± 3.85 %) y durante la operación en serie (95 h) de los sistemas híbridos (con planta y control) de 8.04 % (± 3.78 %).

La limitada nitrificación afectó el proceso posterior de desnitrificación y, por consiguiente, se obtuvieron eficiencia de remoción globales de N_{total} de 36.92 % (± 4.94 %) durante la operación por separado (47 h) y 46.98 % (± 0.70 %) durante la operación en serie (95 h). Lo anterior puede explicarse por una alta relación carbono/nitrógeno (C/N), cuyos valores fueron iguales a 7:1 durante la operación por separado y de 6:1 durante la operación en serie. Estos valores se relacionan con una gran carga de materia orgánica capaz de consumir el oxígeno disuelto en el sistema y, por consiguiente, inhibir la nitrificación del NH_4-N .

ABSTRACT

Natural wetlands have proven to be water purification systems that contribute to the maintenance of groundwater and surface water quality. Constructed wetlands are engineered wastewater treatment systems designed and built to simulate the processes of nutrients and pollutants removal that take place in natural wetlands. These engineering systems arise from the need for a complementary treatment capable of ensuring adequate purification of domestic, industrial and agricultural wastewater; wastewater that contain nitrogenous compounds that can cause oxygen depletion in water bodies, adverse effects on aquatic environments and thus damage to aquatic life, as well as public health effects such as blue baby syndrome.

The objective of this study was to evaluate the nitrogen removal processes that took place in a hybrid subsurface constructed wetlands system. The system configuration consisted of a preliminary treatment (septic tank) and two constructed wetland units forming the hybrid system: a subsurface horizontal wetland (SSHW), followed by a subsurface vertical wetland (SSVW). Two systems were evaluated, one with the plant species *Typha dominguensis* and one without vegetation as control. The system was operated considering a 48-hour contact time and two modes of operation: each unit (SSHW and SSVW) individually and in series (hybrid system).

The average removal efficiencies during individual operation for Ammoniacal Nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$), Total Kjeldhal Nitrogen (TKN) and Nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$) were 31.92 % (± 8.89 %), 36.85 % (± 4.95 %) and 52.78 % (± 10.64 %), respectively. On the other hand, during serial operation the removal efficiencies for $\text{NH}_4\text{-N}$, TKN and $\text{NO}_3\text{-N}$ were 33.94 % (± 1.30 %), 47.08 % (± 0.64 %) and 22.22 % (± 15.71 %), respectively.

After analysis of the nitrogen removal processes that took place in the constructed wetlands system, it was observed that sedimentation and adsorption throughout the support medium were the main mechanisms. In average, Total Nitrogen (N_{total}) removal efficiencies equal to 24.22 % (± 1.99 %) and 12.95 % (± 3.77 %) were achieved in the units (SSHW and SSVW) during individual operation with *T. dominguensis* and the control, respectively. Moreover, the removal efficiencies

reached in the SSHW during serial operation 30.02 % and 22.29 % with *T. dominguensis* and the control, respectively.

The second removal process was ammonification of Organic Nitrogen (N_{org}). Through this process, in the SSHW and the SSVW during individual operation (47 h) an average of 8.30 % (± 1.48 %) and 18.00 % (± 1.99 %) of N_{total} was removed with *T. dominguensis* and the control, respectively. Additionally, during serial operation (95 h) removal efficiencies of 5.36 % and 10.71 % were obtained in the hybrid system with *T. dominguensis* and the control, respectively.

On the other hand, nitrification of $\text{NH}_4\text{-N}$ was limited. This could be corroborated with the low concentration of $\text{NO}_3\text{-N}$ observed throughout the experiments. The overall average removal efficiency of N_{total} associated with nitrification in the SSHW and the SSVW during individual operation (47 h) (with *T. dominguensis* and the control) was 6.25 % (± 3.85 %), and during serial operation (95 h) of the hybrid systems (with *T. dominguensis* and the control) equal to 8.04 % (± 3.78 %).

The limited nitrification affected the subsequent denitrification and, therefore, the overall nitrogen removal. The average N_{total} removal efficiency obtained during individual operation (47 h) was 36.92 % (± 4.94 %), and during serial operation (95 h) 46.98 % (± 0.70 %). The low efficiencies can be explained by a high carbon to nitrogen ratio (C/N), whose values were equal to 7:1 during individual operation and 6:1 during serial operation. These values are related to a high load of organic matter capable of consuming the dissolved oxygen in the system and, hence, inhibiting the nitrification of $\text{NH}_4\text{-N}$.

ÍNDICE

CAPÍTULO I	1
INTRODUCCIÓN	1
1.2 Objetivo general	3
1.2.1 Objetivos específicos	3
CAPÍTULO II	4
MARCO TEÓRICO	4
2.1 Humedales artificiales	4
2.1.1 El medio de soporte o sustrato.....	4
2.1.2 La vegetación.....	6
2.1.3 Microorganismos.....	7
2.2 Modelos de flujo en un humedal artificial	8
2.3 Configuración de un humedal artificial	9
2.3.1 Unidad de tratamiento primario	10
2.3.2 Unidad de HHSS.....	10
2.3.3 Unidad de HVSS	11
2.4 Mecanismos de remoción de nitrógeno	12
2.4.1 Procesos fisicoquímicos.....	13
2.4.1.1 Sedimentación.....	13
2.4.1.2 Volatilización del amonio.....	13
2.4.1.3 Adsorción del amonio.....	14
2.4.2 Procesos bioquímicos	14
2.4.2.1 Amonificación.....	14
2.4.2.2 Nitrificación.....	14
2.4.2.3 Asimilación	15
2.4.2.4 Desnitrificación.....	15
2.4.2.5 Anammox.....	16
2.4.3 Relación C/N	17
2.5 Evapotranspiración	18
2.5.1 Coeficiente de cultivo	18
2.6 Estado del arte	19
CAPÍTULO III	22
METODOLOGÍA	22
3.1 Descripción del sistema de humedales artificiales	22
3.2 Rehabilitación y puesta en marcha del sistema	24
3.3 Plantación y aclimatación de la vegetación.....	27

3.4 Operación del sistema de humedales artificiales	29
3.5 Monitoreo del sistema de humedales artificiales.....	32
3.6 Análisis e interpretación de los resultados	33
CAPÍTULO IV	34
RESULTADOS	34
4.1 Aclimatación de la vegetación.....	34
4.2 Resultados del monitoreo de los sistemas de humedales artificiales.....	36
4.2.1 Resultados del monitoreo de las unidades de HHSS y HVSS operadas por separado	36
4.2.2 Resultados del monitoreo del sistema de humedales artificiales híbridos operado en serie	44
4.3 Análisis del balance de nitrógeno en los sistemas de humedales artificiales	53
4.3.1 Análisis del balance de nitrógeno en las unidades de HHSS y HVSS operadas por separado	54
4.3.1 Análisis del balance de nitrógeno en las unidades de HHSS y HVSS operadas en serie	57
CAPÍTULO V	61
CONCLUSIONES	61
5.1 Recomendaciones	62
REFERENCIAS	64

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros típicos de diseño para HATA domésticas de FSS (Arias & Brix, 2003).....	9
Tabla 2. Nomenclatura del coeficiente de cultivo según estado de desarrollo.....	19
Tabla 3. Relación del porcentaje de agua potable y agua residual dentro de las unidades (HHSS y HVSS).....	29
Tabla 4. Programa para la toma de muestras de las unidades de HHSS y HVSS por separado.....	30
Tabla 5. Programa para la toma de muestras del sistema híbrido operado en serie.	31
Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos a determinar en las muestras.....	32
Tabla 7. Resultados del monitoreo de la DQO en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.....	37

Tabla 8. Resultados del monitoreo de $\text{NH}_4\text{-N}$ en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.	39
Tabla 9. Resultados del monitoreo de NTK en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.	41
Tabla 10. Resultados del monitoreo de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.	43
Tabla 11 Resultados del monitoreo de la DQO en los sistemas de humedales artificiales operados en serie.....	45
Tabla 12. Resultados del monitoreo de $\text{NH}_4\text{-N}$ en los sistemas de humedales artificiales híbridos operados en serie.....	48
Tabla 13 Resultados del monitoreo de NTK en los sistemas de humedales artificiales híbridos operados en serie.....	50
Tabla 14 Resultados del monitoreo de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los sistemas de humedales artificiales híbridos operados en serie.....	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Metodología.	22
Figura 2. Configuración del sistema de humedales artificiales híbridos de flujo subsuperficial (horizontal y vertical) con pretratamiento.	23
Figura 3. Distribución del medio de soporte para a) HHSS y b) HVSS.....	24
Figura 4. Colocación de plástico negro para evitar la formación de algas dentro de los humedales.	25
Figura 5. Sistema eléctrico para controlar el flujo al sistema de humedales artificiales híbridos.	25
Figura 6. Válvulas solenoides controladoras del flujo de entrada al sistema de humedales artificiales híbridos.....	26
Figura 7. Instalación hidráulica para descarga y toma de muestras.	26
Figura 8. Alimentación de los humedales por medio de gravedad debido a la diferencia en alturas.....	27
Figura 9. Ubicación de las plantas en el a) HHSS y el b) HVSS.....	28
Figura 10. Estado inicial de las plantas en los a) HHSS y b) HVSS.....	28
Figura 11. Configuración del sistema para la operación de las unidades de HHSS y HVSS por separado.	30
Figura 12. Configuración del sistema de humedales artificiales híbridos para su operación en serie.....	32

Figura 13. Estado de la vegetación en el HHSS durante los meses de a) noviembre, b) diciembre, c) enero, d) febrero y e) marzo.	34
Figura 14. Estado de la vegetación en el HVSS durante los meses de a) noviembre, b) diciembre, c) enero, d) febrero y e) marzo.	35
Figura 15. Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo para la operación por separado.	38
Figura 16. Comportamiento del $\text{NH}_4\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación por separado.	40
Figura 17. Comportamiento del NTK con respecto al tiempo para la operación por separado.	42
Figura 18 Comportamiento del $\text{NO}_3\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación por separado.	44
Figura 19 Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo para la operación en serie.	46
Figura 20 Comportamiento del $\text{NH}_4\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación en serie.	48
Figura 21 Comportamiento del NTK con respecto al tiempo para la operación en serie.	51
Figura 22 Comportamiento del $\text{NO}_3\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación en serie.	53
Figura 23 Balance de nitrógeno durante la operación por separado en a) HHSS con planta, b) HVSS con planta, c) HHSS control y d) HVSS control.	54
Figura 24. Balance de nitrógeno durante la operación en serie en a) sistema híbrido con vegetación b) sistema híbrido control.	58

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

Los humedales naturales han demostrado ser sistemas depuradores de agua que contribuyen al mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales (Boyt, et al. 1977; Gersberg, et al. 1983; Curt Fernández de la Mora, 2002). Estudios sobre el tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales han provisto evidencia de que es posible obtener los beneficios de un humedal natural en un sistema de humedal artificial (Arias & Brix, 2003; Vyzamal, 2007; Tapia, et al., 2009; Delgadillo, et al., 2010).

Los humedales artificiales son sistemas ingenieriles de tratamiento de aguas residuales diseñados y construidos para simular los procesos naturales de remoción de nutrientes y contaminantes que tienen lugar en los humedales naturales, involucrando en dichos procesos de remoción especies de plantas específicas, suelo y diversos microorganismos (Vymazal, 2005). Entre las ventajas de los humedales artificiales se encuentran que son de bajo costo, se operan y mantienen fácilmente y tienen un gran potencial para su aplicación en países en desarrollo, particularmente en pequeñas comunidades rurales, a diferencia de los sistemas de tratamiento convencionales (Gersberg, et al. 1983; Kivaisi, 2001; Vymazal, 2005; Uggetti, et al., 2010). Estos sistemas han sido utilizados recientemente para tratar diferentes tipos de aguas residuales como pueden ser domésticas, industriales o agrícolas (Zaldívar, et al., 2012; Uggetti, et al. 2010; Vymazal, 2005).

En general, las aguas residuales contienen compuestos nitrogenados que dan lugar a diversos fenómenos negativos en entornos acuáticos, los cuales incluyen daños a la vida acuática y el agotamiento del oxígeno en los cuerpos receptores de agua (Lee, et al. 2009). Asimismo, ocasionan afectaciones a la salud pública como la enfermedad del “niño azul”, debido a la alta presencia de nitratos en zonas de abastecimiento (Fernícola, 1989; Basulto, et al., 2013). Por consiguiente, la contaminación por nitrógeno en los cuerpos receptores de agua debe considerarse

como uno de los problemas actuales a abordar en el tratamiento de las aguas residuales.

Los procesos relacionados con la remoción de nitrógeno que se llevan a cabo en los humedales artificiales pueden dividirse en procesos fisicoquímicos y procesos bioquímicos. Por un lado, los procesos fisicoquímicos incluyen: sedimentación, que ocurre principalmente para la fracción de nitrógeno orgánico (proveniente de la materia orgánica y asociada con los sólidos en suspensión), la volatilización de amonio y la adsorción de amonio (el intercambio catiónico del ión amonio en el medio de soporte). Por otro lado, los procesos bioquímicos relacionados con la remoción de nitrógeno incluyen: la amonificación, fijación del nitrógeno y asimilación (incorporación a tejidos vegetales), la oxidación anaerobia del ion amonio (anammox), la nitrificación y la desnitrificación. En un humedal ya sea artificial o natural estos procesos suceden en el flujo del agua residual, en el material de soporte y en las plantas (Curt Fernández de la Mora, 2002).

El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar los procesos de remoción de nitrógeno en un sistema de humedales artificiales híbridos; denominado híbrido por la combinación de dos tipos de humedales artificiales. Dicho sistema está formado por un humedal horizontal subsuperficial (HHSS), seguido de un humedal vertical subsuperficial (HVSS), utilizando un tanque séptico como pretratamiento. El sistema se operó considerando un tiempo de permanencia de 48 h y dos modalidades de operación: con las unidades de HHSS y HVSS por separado y en serie (híbrido).

1.2 Objetivo general

Evaluar los procesos de remoción de nitrógeno en un sistema de humedales artificiales híbridos subsuperficiales.

1.2.1 Objetivos específicos

- Evaluar los procesos de remoción de nitrógeno en las unidades de humedales artificiales subsuperficiales (HHSS y HVSS) operadas por separado.
- Evaluar los procesos de remoción de nitrógeno en las unidades de humedales artificiales subsuperficiales (HHSS y HVSS) operadas en serie.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

Los humedales se definen como zonas inundadas de aguas superficiales o subterráneas con una frecuencia, dirección y sentido suficientes para mantener especies de plantas adaptadas a ese medio. Un humedal, debido a los procesos fisicoquímicos y bioquímicos que se dan en él, es capaz de actuar como un sistema depurador de agua. Lo anterior llevó al ser humano a estudiarlos y usarlos en sistemas llamados humedales artificiales.

2.1 Humedales artificiales

Un humedal artificial es un sistema ingenieril que simula los procesos y beneficios de un humedal natural, que surge como respuesta a la disminución de espacios para humedales naturales debido a la agricultura y la urbanización (humedales artificiales del hábitat), para mejorar la calidad del agua (humedales artificiales para el tratamiento), para proveer un control de flujo (humedales artificiales para control de flujo) y para la producción de comida y fibras (humedales artificiales de acuicultura) (Kadlec & Knight, 1996). Esta tesis se enfocó en los humedales artificiales para el tratamiento de aguas.

Los humedales artificiales para el tratamiento de aguas (HATA) son sistemas ingenieriles que simulan los procesos y beneficios de un humedal natural con la finalidad de mejorar la calidad de aguas residuales municipales, industriales y agrícolas. Están conformados de un sustrato, vegetación y una comunidad microbiana fijada a una cama biológica (Vymazal, 2005).

2.1.1 El medio de soporte o sustrato

El sustrato es el medio que sirve como soporte de la vegetación emergente y como medio filtrante del agua, generando las camas biológicas donde se llevan a cabo los procesos metabólicos de las bacterias desarrollando tratamiento aerobios y anaerobios. El sustrato tiene que cumplir con ciertas características físicas como la

porosidad, granulometría y la conductividad hidráulica (Brix & Arias, 2005). Esta última es dependiente del tipo de flujo, así como del nivel de agua que pueda alcanzar (Steiner & Freeman, 1989). En un humedal artificial realizan la adsorción, la filtración y sedimentación como un proceso para la depuración de nutrientes como el fosforo, amonio, sólidos suspendidos (SS) y materia orgánica (Arias & Brix, 2003).

La selección del sustrato está basada en costo, requisitos de tratamiento y por el diseño del humedal artificial. En los sistemas de HATA se utiliza un material granular como medio de soporte para formar espacios vacíos entre cada pieza que permitan el paso del agua aun cuando la vegetación no ha crecido. Cuando estos espacios vacíos son obturados después de un tiempo, las raíces de la vegetación y el crecimiento rizomal pueden desobturar estos espacios (Steiner & Freeman, 1989).

La conductividad hidráulica varía a lo largo del material de soporte. La zona inicial tiene tiempos de retención del agua muy cortos y recibe alta concentración de SS que son acumulados. La zona final tiene tiempos de retención mayores y poca concentración de SS por tanto es más permeable (Steiner & Freeman, 1989).

Mediante el empleo de la Ley de Darcy más los datos de largo/ancho, área transeccional y pendiente, se determina la granulometría para obtener la conductividad hidráulica. Steiner & Freeman (1989) sugieren valores de diámetro de la grava de acuerdo con la altura en el medio de soporte. Para un material de soporte de profundidad de 0.6 m, el tamaño de la grava debe ser de 12-25 mm hasta los 0.45 m y gravilla de 6-12 mm hasta 0.15 m para mejorar el crecimiento y la plantación de la vegetación. En resumen, gravas de 12-19 mm de diámetro pueden ser usadas a través de la profundidad total. Se sugiere para las zonas de entrada y salida piedras de 5-10 cm para distribuir el flujo y prevenir la obstrucción. Se debe cuidar la granulometría del medio filtrante ya que tamaños muy grandes serían más permeables y disminuirían los tiempos de retención hidráulica, el área superficial para la adhesión microbiana y podrían inhibir el crecimiento de la planta. Tamaños muy pequeños pueden limitar la conductividad hidráulica y el flujo puede ser superficial (Steiner & Freeman, 1989).

El medio filtrante puede influenciar los procesos de remoción de nutrientes mediante la alcalinidad. Materiales como la roca calcárea pueden agregar alcalinidad necesaria en los procesos de nitrificación. En la construcción de un humedal artificial se sugiere el uso de materiales locales para reducir costos, ya que se ha demostrado que el material del medio filtrante no es importante en la eficiencia de la remoción de un contaminante (Brodie et al., 1988).

2.1.2 La vegetación

La vegetación debe ser compatible con el material del sustrato, así como la profundidad de éste. Una vegetación deseada es aquella que crece densamente, se extiende rápidamente y tiene un sistema de raíces extenso vertical y horizontalmente. Realizan la asimilación y absorción como un proceso para la depuración de nitrógeno, fósforo, metales pesados, trazas de contaminantes orgánicos y patógenos por la secreción de antibióticos desde las raíces de las plantas (Arias & Brix, 2003). Las raíces de las plantas en un humedal artificial permiten la conductividad hidráulica creando zonas aerobias mejorando procesos como la nitrificación, también regulan la velocidad del influente, lo que favorece la floculación y la sedimentación de los SS. También puede mantener tasas de infiltración a largo plazo. La presencia de vegetación aumenta la eficiencia de la evapotranspiración (intercepción) del humedal (Bialowiec & Wojnowska-Baryla, 2007; Lavrova & Koumanova, 2010). Las partes de la planta en contacto con el agua crearán camas biológicas en donde crecerán bacterias, protozoos y algas microscópicas (Curt Fernández de la Mora, 2002).

La vegetación es el soporte para la actividad biológica; además de proveer de camas biológicas antes mencionadas también proporcionan mecanismos de aireación. Una planta puede proporcionar oxígeno a sus tejidos. La presencia de lenticelas, pequeñas aberturas en hojas y tallos, permite que el aire entre dentro de la planta donde por medio del aerénquima, un tejido hueco con espacios interconectados, permite el intercambio gaseoso en las raíces donde éstas liberan oxígeno al medio, creando un microambiente aerobio en el agua próxima a sus raíces (Brix H. , 1993; Curt Fernández de la Mora, 2002). Zonas donde las raíces

no puedan penetrar crearán zonas totalmente anaeróbicas disminuyendo la nitrificación, amonificación y el oxígeno disuelto en el efluente (Brix H. , 1993; Pidre, 2010; Delgadillo, et al., 2010).

Las plantas tienen un efecto amortiguador de las temperaturas extremas y fenómenos atmosféricos. Si se tratase de un humedal artificial para la producción de comida, el papel principal de la vegetación en este sistema sería reciclar los nutrientes en los desechos de un cultivo cosechable, por eso la vegetación juega un papel distinto en cada proceso de tratamiento (Bialowiec & Wojnowska-Baryla, 2007).

2.1.3 Microorganismos

La eficiencia en los procesos de la degradación biológica está en el conocimiento de la población microbiana dentro del humedal artificial. La comunidad bacteriana puede ser influenciada por factores tales como la carga orgánica, el diseño de los sistemas de tratamiento, el tipo de sustrato usado, la composición del influente del agua residual al sistema y las condiciones de operación del sistema. En estos sistemas la mayoría del microbiota estable se encuentra en la cama biológica asociada con las raíces de las plantas y sujeta a la superficie del medio de soporte. Estas comunidades microbianas complejas son creadas por interacciones con el agua residual y son los responsables del desempeño en la degradación de estos sistemas (Adrados, et al. 2014; Al-Saedi, et al. 2018).

Estudios previos sugieren que arqueas nitrificadoras, hongos desnitrificadores, bacterias anaerobias desnitrificadoras y microorganismos nitrificadores heterotróficos y autótrofos son los responsables de las transformaciones en los humedales artificiales. Adrados, et al. (2014) sugiere que un humedal artificial híbrido permite la caracterización de los microorganismos predominantes. Los grupos taxonómicos en todas sus muestras son pertenecientes a γ - protobacteria y bacteroidetes y con bajo porcentaje a los firmicutes que se encontraron en todas las muestras excepto en muestras del humedal artificial de flujo vertical. Miembros del grupo actinobacterias se encontraron tanto en humedales artificiales de flujo

horizontal como vertical, siendo más abundantes en los sistemas de camas biológicas (Adrados, et al., 2014).

2.2 Modelos de flujo en un humedal artificial

Los humedales artificiales se pueden clasificar de acuerdo con su modelo de flujo. Pueden ser de flujo superficial (FS), donde el flujo de agua se encuentra por encima del sustrato que contiene a la vegetación emergente dentro de las unidades o células, tienen poca profundidad para recibir las aguas residuales y baja velocidad de flujo. Pueden ser de flujo subsuperficial (FSS), donde el flujo del agua pasa a través de un material de soporte permeable y el agua se acumula debajo de la superficie. Este material de soporte contiene la vegetación que provee la superficie para el crecimiento y actividad microbiana en las raíces, rizomas, hojas y tallos. También puede ser considerado como un sistema con base de grava de macrófitas emergentes (Steiner & Freeman, 1989).

Los humedales artificiales de FS son más propensos a desarrollar vectores como mosquitos. Por su parte, los humedales artificiales de FSS son menos influenciados por los cambios de clima y radiación solar por consiguiente, son menos propensos a la eutrofización. Asimismo, no requieren de grandes dimensiones (largo/ancho). Gracias a esto, los requerimientos de cargas hidráulicas se pueden diseñar con menores dimensiones (Steiner & Freeman, 1989).

Por otro lado, los humedales artificiales de FSS son sistemas más efectivos por unidad de área en reducir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y los SS. Pueden ser diseñados dependiendo de los requerimientos en la calidad del efluente, agregando más unidades o células, diferentes granulometrías en el sustrato, así como su tipo de material y recirculación del efluente (Steiner & Freeman, 1989). Además, son capaces de recibir el doble de carga de nitrógeno total (NT) que los sistemas de FS (Plaza de los Reyes et al., 2011; Wallace & Knight, 2006).

Un humedal artificial de FSS puede ser diseñado para tener uno o más patrones de flujo. Estos patrones pueden ser de tipo batch (sin flujo), de flujo pistón y con recirculación. El flujo pistón es aquel que pasa a lo largo de la unidad y es utilizado

para la mayoría de las aguas residuales municipales y sistemas de drenaje que requieren mínimo bombeo (flujo por gravedad), consumo de poca energía, mínima operación y mantenimiento (Steiner & Freeman, 1989).

La recirculación como patrón de flujo regresa todo el efluente tratado al influente con DBO₅ y SS diluidos, disminuyendo posibles olores, incrementando la concentración de oxígeno disuelto (OD) y aumentando los tiempos de retención hidráulica (TRH), mejorando así la eficiencia de la nitrificación. La recirculación requiere de un bombeo incrementando los costos de construcción, operación y mantenimiento (Steiner & Freeman, 1989).

Existe un patrón de flujo llamado “paso de alimentación” en el que se le agrega carbón para la remoción de nitrógeno en la parte baja de soporte. Este patrón puede ser combinado con la recirculación para mejores resultados (Steiner & Freeman, 1989).

2.3 Configuración de un humedal artificial

Se componen de un tratamiento preliminar o primario (tanque de estabilización o tanque séptico) y la o las unidades o células del humedal artificial. En caso de contar con más de una unidad de humedal artificial, el sistema se denomina humedal artificial híbrido.

Existen parámetros de diseño para la construcción de humedales artificiales de FSS, como los que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros típicos de diseño para HATA domésticas de FSS (Arias & Brix, 2003)

PARÁMETROS	TIPO DE FLUJO SUBSUPERFICIAL
CARGA ORGÁNICA AFLUENTE	< 150 DBO ₅ kg ha ⁻¹ d ⁻¹
CARGA HIDRÁULICA	< 5cm d ⁻¹
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA	> 5 días
ÁREA ESPECÍFICA POR PE	De 5 m ² a 20 m ² PE
PROFUNDIDAD	< 0.60 m
PENDIENTE DEL FONDO	< 0.1 %
TIPO DE RELLENO	Arenas y gravas
VEGETACIÓN	Variable

En la presente tesis se estudió un sistema de humedales artificiales híbrido formado por una unidad dedicada al tratamiento primario (tanque séptico) y una unidad de HHSS seguida de una unidad de HVSS. La configuración de cada una de estas unidades se define en las secciones siguientes.

2.3.1 Unidad de tratamiento primario

Un tanque séptico o tanque sedimentador es un tratamiento preliminar para remover sólidos pesados y reducir la carga orgánica. Este tratamiento preliminar alarga la vida del humedal artificial al minimizar el problema de obstrucción en el medio de soporte (Steiner & Freeman, 1989). El pretratamiento también puede ser de tipo anaerobio, lo que resulta en descargas en el influente con baja cantidad de materia orgánica, lo cual eventualmente hace que se incremente la eficiencia de la nitrificación. Esto debido a que, a altas concentraciones de materia orgánica, las bacterias heterotróficas crecen excesivamente dejando oxígeno limitado para la nitrificación. (Wu et al., 2011; Ayaz et al., 2012). Según un estudio realizado por Ayaz et al., (2012), el pretratamiento primario anaeróbico tiene un efecto mediante la recirculación del efluente en la eficiencia de remoción de nitrógeno.

2.3.2 Unidad de HHSS

Es una unidad donde el recorrido del agua fluye lentamente a través de un medio poroso de manera horizontal de un punto de entrada elevado al inicio a un punto de salida bajo al final de la unidad. Sus dimensiones son 3:1 donde siempre la base será mayor que la altura (UN-HABITAT, 2008).

Un HHSS generalmente va después de un tratamiento primario ya que podrían generarse problemas de obstrucción en el material de soporte. Las características del agua residual y las características del medio de soporte están relacionadas con el problema, ya que la obstrucción reduce el volumen disponible para el tratamiento. Actualmente existen medios de soporte alternativos (por ejemplo, agregados de arcilla expandida o termoplásticos) para los humedales artificiales donde se minimizan los problemas de obstrucción, incrementando la porosidad y el área

superficial, lo cual permite una mejor adhesión de la cama biológica. (Grady Jr, Daigger, & Lim, 1999; Albuquerque et al., 2009).

La difusión del oxígeno atmosférico de la superficie a través del medio de soporte en un HHSS es normalmente baja con respecto al influente oxigenado del tanque séptico, el cual limita la eliminación de SS, bacterias y la reducción de DBO_5 y reduce la eficiencia de remoción de nutrientes en los procesos de respiración y nitrificación, aunque es aceptable para la desnitrificación (Arias & Brix, 2003). Por esto, los HHSS pueden verse como reactores de camas biológicas con zonas anóxicas/anaeróbicas y la mayoría de las vías de eliminación biológica se producen en la cama biológica desarrollada en el medio de soporte, las raíces y rizomas en la presencia de bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Vyzamal & Kropfelova, 2008; Albuquerque et al., 2009).

En un HHSS la remoción de amoníaco es altamente dependiente del TRH que está relacionado al material filtrante por la conductividad hidráulica del medio (Caselles-Osorio & García, 2006).

2.3.3 Unidad de HVSS

Es una unidad donde el recorrido del agua fluye lentamente a través de un medio poroso de manera vertical o descendiente de un punto de entrada más elevado al inicio a un punto de salida más bajo al final de la unidad. Sus dimensiones son 1:2 donde siempre la base será menor que la altura. La dosificación puede ser continua o intermitente dependiendo del modo de operación del sistema (UN-HABITAT, 2008).

En estos sistemas el agua que ingresa percola en todo el medio filtrante de manera descendente a través de los diferentes tipos de material y de las raíces de la vegetación emergente lo que promueve la aireación y una mayor transferencia de oxígeno (UN-HABITAT, 2008; Hernández, 2019). Su capacidad para retener sólidos es menor y son susceptibles de colmatarse cuando su medio filtrante es inadecuado (Arias & Brix, 2003). La profundidad del HVSS es un factor de influencia de gran importancia para la calidad del agua del efluente. La profundidad está influenciada

por las cargas hidráulicas y por los procesos como la nitrificación (Chernicharo & Goncalves, 2007).

Los HVSS presentan cierta ventaja con respecto a los HHSS además de su capacidad para eliminar la DBO_5 y la Demanda Química de Oxígeno (DQO), tienen una capacidad mayor de nitrificar totalmente el agua tratada (Cooper, 1998; Arias & Brix, 2003). En un HVSS la remoción del nitrógeno siempre depende de la eficiencia de los procesos biológicos como la amonificación, nitrificación y desnitrificación (Stefanakis, et. al, 2014).

2.4 Mecanismos de remoción de nitrógeno

Los mecanismos de remoción de contaminantes de los HATA incluyen procesos físicos como la sedimentación y filtración, procesos químicos como la precipitación, intercepción y la adsorción, y procesos biológicos como los metabolismos bacterianos. Un humedal artificial para tratamiento de aguas puede ser diseñado para la disminución de parámetros como DBO_5 , SS, nutrientes, patógenos, metales y otras sustancias persistentes como los fármacos (Steiner & Freeman, 1989; Tejeda & Zurita, 2014). Asimismo, los humedales artificiales han demostrado ser capaces de remover un 70-95% del nitrógeno total para cargas de entrada entre 3 y $36 \text{ kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$ (Hunt, et al. 2002; Hunt, et al. 2009).

Los procesos fisicoquímicos relacionados con la remoción de nitrógeno que se llevan a cabo en los humedales artificiales son: la sedimentación que ocurre principalmente para la fracción de nitrógeno orgánico (proveniente de la materia orgánica y asociado con los SS), la volatilización de amonio y la adsorción de amonio (proveniente del ion amonio inorgánico). Los procesos bioquímicos relacionados con la remoción de nitrógeno son: la amonificación, asimilación (incorporación a tejidos vegetales), la oxidación anaerobia del ion amonio (anammox), la nitrificación y la desnitrificación (Lee, Fletcher, & Sun, 2009). Las formas en que se mide el nitrógeno son el Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), para el nitrógeno orgánico: nitrógeno orgánico particulado (NOP) y nitrógeno orgánico disuelto (NOD), y para el nitrógeno inorgánico: nitrógeno inorgánico disuelto (NID),

así como las formas solubles de nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), amoníaco (NH_3^+) y amonio (NH_4^+).

2.4.1 Procesos fisicoquímicos

2.4.1.1 Sedimentación

Es un proceso físico donde el nitrógeno orgánico particulado es removido por sedimentación. La sedimentación puede darse en el piso de la unidad de FSS, en las gravas o arenas en el medio de soporte y en las raíces de las plantas. La adición de reactivos al agua a tratar como el fosfato de magnesio y amonio (PMA) para mejorar la sedimentabilidad, para la eliminación de nitrógeno y fósforo tiene el potencial de ser aplicado en humedales artificiales (Lee, Fletcher, & Sun, 2009).

2.4.1.2 Volatilización del amonio

La volatilización del amonio en el humedal artificial puede deberse a factores físicos, químicos y biológicos. La volatilización es el proceso por el cual el amonio puede ser perdido como amoníaco a la atmósfera desde el medio de soporte. Este nitrógeno puede provenir de la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo. Los factores que más influyen en la ocurrencia de este proceso se pueden agrupar según la siguiente clasificación: climáticos (temperatura y precipitaciones) y de suelo (capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica y pH) (Aloé & Toribio, 2008).

En general, cuanto mayor sea la temperatura, pH y la dosis (la concentración del ion amonio será proporcional o influyente en la volatilización esto derivado del proceso de amonificación), mayor es la probabilidad de ocurrencia de pérdidas por volatilización. Por el contrario, cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico y la materia orgánica del suelo, menor es la probabilidad de pérdidas por este proceso. La pérdida por volatilización no es un mecanismo primario de remoción de nitrógeno en un humedal artificial a diferencia de otros procesos como la desnitrificación. Esta es responsable de un 7% a 16 % de nitrógeno total removido (Poach et al., 2004). La temperatura es un factor físico que influye en la volatilización (Plaza de los Reyes et al., 2011).

2.4.1.3 Adsorción del amonio

El ion amonio inorgánico se adsorbe como un ion intercambiable en las arcillas, y se adsorbe por sustancias húmicas. La adsorción es un proceso físico que se da por las fuerzas electroquímicas en las partículas. Es cuando una sustancia (adsorbato) entra en contacto con un adsorbente (superficie sólida), donde se une a la superficie en forma de capa adsorbida. Esto se da por fuerzas físicas como Vander Waals y dipolares y fuerzas químicas como enlaces iónicos o covalentes (Lee, Fletcher, & Sun, 2009).

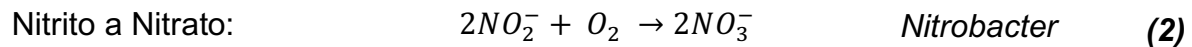
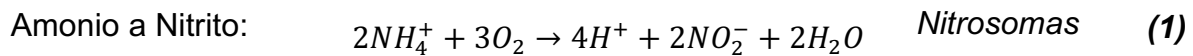
2.4.2 Procesos bioquímicos

2.4.2.1 Amonificación

Es la hidrólisis de la urea (nitrógeno orgánico) que dependiendo de los valores de pH en el medio se convierte a amoníaco o ion amonio. Se efectúa en la zona aerobia y anaerobia del medio de soporte. Los parámetros que influyen en este proceso son la temperatura, el pH, la relación C/N, los nutrientes disponibles y la estructura del suelo. Es realizado por bacterias aerobias mayormente y decrece conforme lo realizan las bacterias aerobias facultativas y las anaerobias obligadas. Este proceso remueve mucho menos nitrógeno comparado con los procesos de nitrificación y desnitrificación (Lee, et al. 2009).

2.4.2.2 Nitrificación

Es el proceso donde se remueve la mayor parte del amonio. Es la oxidación del amonio en zonas aerobias únicamente. Primeramente, la conversión de amonio a nitrito (oxidación del amonio con 3.16 mg O₂/mg), donde el amonio es usado como un aceptor de electrones (1), seguido de nitrito a nitrato (oxidación del nitrito con 1.11 mg O₂/mg) donde se usa al nitrito como aceptor de electrones (2). Este proceso es realizado por nitrosomas de amonio a nitrito con 0.15 mg células/mg y por nitrobacter de nitritos a nitratos con 0.02 mg células/mg. Cuando se realiza este proceso el pH del medio desciende a menos de 7.0 debido a que se utilizan 7.07 mg de CaCO₃/mg para oxidar el amonio a nitrito (Lee, et al. 2009).



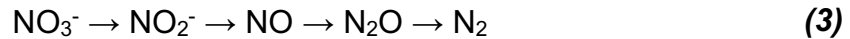
Las nitrosomas y nitrobacter pertenecen al grupo de bacterias autótrofas (Belser, 1979). Las bacterias nitrificantes del grupo autótrofo tienen tasas de respiración mucho más bajas que las bacterias heterótrofas, que son responsables de la eliminación de DBO₅. Por consiguiente, en los sistemas de FSS, una nitrificación significativa generalmente no tiene lugar antes de una reducción sustancial de DBO₅. Los parámetros que influyen en la nitrificación son: la temperatura, pH, alcalinidad, fuente de carbón inorgánico, humedad, población microbiana, OD y concentración de amonio. La nitrificación tendrá rangos diferentes en cada unidad de humedal de FSS por el tipo de sustrato y los parámetros antes mencionados (Lee, et al. 2009).

2.4.2.3 Asimilación

La asimilación o incorporación a tejidos vegetales o síntesis celular es la conversión del nitrógeno inorgánico a orgánico por micrófitos que sirven como componentes básicos para células y tejidos celulares. Las formas más utilizadas de nitrógeno inorgánico son el nitrato y el amonio (Lee, et al. 2009). La asimilación es llevada a cabo por bacterias heterótrofas o autótrofas dependiendo del medio en que se encuentren. El amonio puede ser transformado fácilmente por aminoácidos por una amplia gama de microorganismos (Vyzamal, 2007; Plaza de los Reyes, et al., 2011).

2.4.2.4 Desnitrificación

La desnitrificación es la conversión del nitrato a nitrógeno gaseoso (3). Este proceso se da posterior a la nitrificación previa y puede remover aproximadamente del 60 al 70 % del nitrógeno total y del 20 a 30 % de eso es derivado de la asimilación. Es anóxico y se lleva a cabo por bacterias heterótrofas facultativas que obtienen su energía a partir de la oxidación de la materia orgánica (Plaza de los Reyes, et al., 2011).



En un proceso donde el nitrito y el nitrato se utilizan como aceptores finales de electrones en ausencia del oxígeno. Este proceso puede utilizar también DBO_5 en ausencia del oxígeno como la desnitrificación dentro de un clarificador secundario. Energéticamente es más favorable para las bacterias la obtención de Adenosín trifosfato (ATP) a partir de oxígeno por el proceso de respiración (Hunt, et al., 2003; Plaza de los Reyes, et al., 2011).

La desnitrificación está limitada por la presencia de oxígeno, pH, temperatura, nitrógeno y el suministro de carbono orgánico (Steiner & Freeman, 1989; Hernández & Mitsch, 2007). Se han determinado parámetros o rangos óptimos para el pH entre 6-8, temperatura mayor de 5 °C (Vyzamal, 2007; Kadlec & Wallace, 2008) y potenciales redox entre +350 a +100 mV (Dusek, et al., 2008; Plaza de los Reyes, et al., 2011).

La energía necesaria para llevar a cabo los procesos de desnitrificación está en la fuente de carbono, se requiere de 3.02 g de materia orgánica por cada gramo de nitrato (Kadlec & Wallace, 2008), y cada gramo de materia orgánica consumida por bacterias produce 0.44 g de biomasa bacteriana. Este valor se asemeja al realizado por las bacterias aerobias de 0.47 g de biomasa por cada g de materia orgánica. (Plaza de los Reyes, et al., 2011).

En un HHSS y en un HVSS la desnitrificación se da en las zonas anóxicas que son las partes del fondo de la unidad donde el oxígeno por difusión no puede llegar o lejos de las raíces de las plantas. En las camas biológicas puede darse en micrositios anóxicos adheridos al sustrato o al tejido de la planta (Shipin, et al., 2007; Stefanakis, et al. 2014).

2.4.2.5 Anammox

Es la oxidación del amonio en medios anaerobios. Es un proceso recientemente descubierto en el cual el amonio se transforma directamente a nitrógeno gaseoso por medio de unas bacterias llamadas Anammox. El amonio es oxidado a nitrógeno gaseoso por medio de estas bacterias autótrofas mientras el nitrógeno es usado

como un aceptor de electrones bajo condiciones anaerobias (4) (Strous, et al., 1999).



En este proceso no es necesaria la aireación ni una fuente de carbono por no tratarse de bacterias heterótrofas, como las desnitrificadoras que necesitan una fuente de carbón. Por lo tanto, se obtiene un ahorro de costos en el proceso (Ward, 2003).

Las bacterias Anammox, como las *Candidatus brocadia anammoxidans*, *Planctonycetes spp.*, *Thiobacillus senitrificans*, *Thiomicrospira denitrificans*, *Thiosphaera ponotropha*, y *Paracoccus denitrificans*, son autótrofas (Sliemers, et al., 2002). Para la existencia de estas bacterias se requiere tener un medio controlado porque tienen un crecimiento lento (Jetten et al., 2001). Los parámetros a controlar para obtener este proceso son temperatura, pH, amonio libre, ácido nítrico libre, TRH, OD, sal, compuestos orgánicos e hidroxilamina (Wang & Yang, 2004; Mosquera-Corral et al., 2005; Cui et al., 2005; Lee, et al. 2009).

2.4.3 Relación C/N

La relación carbono/nitrógeno (C/N) influye en la eficiencia de remoción en los humedales artificiales. Un incremento en la relación C/N incrementa la eficiencia de remoción de NTK, NO_3 y DQO. La entrada de una fuente de carbono promueve la actividad de los microorganismos desnitrificantes. Una fuente de carbono orgánico es el mayor donador de electrones para la desnitrificación, y la falta de una fuente de carbón restringe el proceso de desnitrificación (Zhu, et al., 2014).

Según Zhu (2014), la eficiencia de remoción de NT en un HHSS aumenta conforme incrementa la relación C/N hasta alcanzar un radio óptimo igual a 5. Si la relación aumenta por encima de 6 o más, la remoción de NT no mejora. Esto se debe a que el carbono orgánico adicional consume una gran cantidad de oxígeno disuelto, afectando el proceso de nitrificación. Lo anterior se corrobora mediante otros estudios, como el de Zhao et al. (2010), que indica que cuando la relación C/N cambia de 2.5 a 5 en un HVSS, la eficiencia de remoción de NT aumenta.

Por otro lado, Fan et al. (2013) obtuvo altas remoción de NT para un influente con relación C/N igual a 10. En Jia et al. (2018), un sistema de HVSS aireados intermitentemente operados en paralelo arrojó que en un rango de C/N de 0.5 a 5 se obtuvo un incremento en la remoción de DQO. Adicionalmente, gracias a la aireación, una alta relación C/N no tuvo influencia negativa en la nitrificación.

2.5 Evapotranspiración

La evapotranspiración es la combinación de dos procesos diferentes: la evaporación y la transpiración. En términos generales se puede definir como un fenómeno físico en el que el agua dentro de la planta y el agua en la superficie del suelo o medio de soporte se pierde en forma de vapor a la atmosfera (Sánchez, 2019).

Durante la germinación y desarrollo del cultivo la mayoría de la evaporación ocurre como evaporación de la superficie del suelo. Si la superficie esta frecuentemente húmeda en combinación con la irrigación o las lluvias, el rango de evaporación es mayor. Cuando el follaje se desarrolla la evaporación de la superficie del suelo decrece y la transpiración incrementa (Farmwest, 2019). La cantidad de agua que se requiere para un cultivo está relacionada a la evapotranspiración.

La evapotranspiración puede calcularse de manera teórica mediante el método empírico utilizando las ecuaciones de Turc (1961) (5) y (6).

$$ET = 0.013 \left(\frac{Ta}{Ta+15} \right) (Rs + 50), \text{ cuando } RH > 50\% \quad (5)$$

$$ET = 0.013 \left(\frac{Ta}{Ta+15} \right) \left(1 + \frac{50-RH}{70} \right) (Rs + 50), \text{ cuando } RH < 50\% \quad (6)$$

Donde ET es la tasa de evapotranspiración diaria (mm/d), Ta la temperatura diaria promedio ($^{\circ}C$), Rs la radiación solar (W/m^2) y RH la humedad relativa del día (%).

2.5.1 Coeficiente de cultivo

El coeficiente de cultivo, o valor Kc , es un parámetro que representa el tipo y el desarrollo del cultivo. Está dado por la ecuación (7).

(7)

$$Kc = Etc/Etr$$

Donde Kc es el coeficiente de cultivo (adimensional), Etc la evapotranspiración medida por el método directo (mm/d) y Etr la evapotranspiración estimada con el método de Turc ((5) y (6)) (mm/d).

Existen numerosos valores de Kc para un solo cultivo dependiendo de su estado de desarrollo (Farmwest, 2019), como se ejemplifica en la Tabla 2.

La cantidad de agua usada para un cultivo puede ser determinada por la multiplicación de ETr por el Kc que toma en cuenta la diferencia en ETc entre el cultivo y la evapotranspiración de referencia (Farmwest, 2019).

Tabla 2. Nomenclatura del coeficiente de cultivo según estado de desarrollo.

Etapa	Indicador	Coeficiente de cultivo
Inicial	Día de la siembra (o el comienzo de nuevas hojas), 10% de cobertura de suelo	Kc_{ini}
Desarrollo del cultivo	10% de cobertura del suelo hasta la cobertura total efectiva, aproximadamente 60-70% de cobertura para cultivos arbóreos y 70-80% para cultivos en campo y en hileras	$Kc_{ini} - Kc_{mid}$
Temporada media	Cobertura completa hasta la madurez, indicada por el color amarillento de la hoja, la caída de la hoja.	Kc_{mid}
Temporada última	Madurez hasta la cosecha. El valor de Kc podría ser alto si el cultivo se riega con frecuencia hasta la cosecha fresca o bajo si el cultivo se seca en el campo antes de la cosecha	Kc_{end}

2.6 Estado del arte

Existen en la literatura algunos estudios realizados sobre el balance del nitrógeno (N) en humedales artificiales de flujo subsuperficial. Por ejemplo, Gutiérrez et al. (2010) estudiaron la influencia de la vegetación *Heliconia psittacorum* en seis unidades de humedales de flujo subsuperficial (HFSS) a escala laboratorio (microcosmos) que incluyeron lechos de grava plantados y de control (sin planta).

Los HFSS estuvieron sometidos a una carga de $5.68 \text{ g N m}^{-2}\text{d}^{-1}$, utilizando agua sintética simulando los parámetros de un agua residual, y un tiempo de retención de 1 día. El balance de masas indicó que el principal mecanismo para de eliminación de N fue la nitrificación/desnitrificación al eliminar el 66.7 % y 69.7 % en los microcosmos plantados y sin plantar, respectivamente. En segundo lugar, la eliminación del N por la acumulación en el medio de soporte eliminó el 21.4 % y 22 %, respectivamente. Por último, se dio una pequeña asimilación del 6 % por la *Heliconia sp.*, a pesar de esto, se afirma que la planta contribuye indirectamente en la eliminación de N vía traslocación de oxígeno atmosférico y el ensamblaje de una comunidad microbiana en la rizosfera. Los análisis de datos se llevaron a cabo utilizando análisis de varianza (ANOVA), previa verificación de normalidad con la prueba *Kolmogorov-Smirnov*. Asimismo, para identificar la significancia entre las tasas de desnitrificación y acumulación de N en el medio de soporte con planta y de control se utilizó la prueba *normal score*.

En otro estudio de Chung, et al. (2008), HFSS fueron utilizados para tratar aguas residuales municipales en Hong Kong, empleando la planta *Typha latifolia* y un control (sin planta), con un medio de soporte dividido en tres zonas (inicial y final con grava y la de en medio con una mezcla de arenas y arcillas). Se evaluaron dos tiempos de retención hidráulico (TRH) de 5 y 10 días. Se encontró que de los tiempos de retención propuestos el mejor fue el de 5 días. El HFSS con vegetación obtuvo mejores porcentajes de remoción: DQO 68% y 72%, $\text{NH}_4\text{-N}$ 92% y 95%, NTK 65% y 62%, $\text{PO}_4\text{-P}$ 79% y 72%, fósforo total (PT) 67% y 52% para 10 y 5 días, respectivamente. Adicionalmente, se analizó el balance del fosforo en donde se encontró que el HFSS de control obtuvo eficiencias negativas en la remoción de fosforo. Para el análisis de datos, se consideraron la eficiencia de remoción y regresión lineal para evaluar la relación entre cada parámetro y el día de muestra. Asimismo, para un valor de $p > 0.05$ se utilizó un ANOVA de 3 vías y para $p < 0.05$ un análisis de covarianza (ANCOVA) de 3 vías. Lo anterior para evaluar el día de medición, el TRH y los tipos de tratamientos (con y sin vegetación) para cada parámetro. Finalmente, se utilizó un ANOVA de una vía para evaluar el significado entre los diferentes parámetros.

Otros artículos encontrados de años recientes demuestran la constante necesidad de estudiar el balance de nitrógeno en los HFSS, variando el modelo del humedal artificial, los TRH, y el tipo de agua residual. La mayoría de estos artículos estudian el balance del nitrógeno en un microcosmos con planta y de control, o de varios tipos de planta, incluyendo un HFSS de tipo horizontal, un sistema de acuicultura, o estudiando la temporalidad de la variación del nitrógeno (Reinhardt, et al. 2006; Zhong, et al. 2011; Lee, et al. 2014; Zhou & Hosomi, 2008; Tam, et al. 2009; Wu H., et al. 2013; Zhang, et al. 2016). Sin embargo, no se encontró algún artículo que utilice un sistema híbrido con operación en serie; con excepción de una tesis de doctorado, en donde Torrens Armegol (2015) estudio la viabilidad de tratar aguas residuales provenientes de un lavadero de autos con un sistema de humedales artificiales híbridos de flujo subsuperficial con un sistema previo de sedimentación donde las grasas y aceites fueron sedimentados y dejan un efluente que los humedales puedan tratar; se concluye con que ambos sistemas se adaptan a recibir fluctuaciones en las concentraciones de contaminantes de estas aguas y mayormente los HVSS. En particular, ningún artículo presenta una gráfica en la que se pueda observar la transformación del nitrógeno en todas sus fases.

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

A continuación, se describe la metodología requerida para la realización del presente estudio. En la Figura 1 se presenta un esquema general de los pasos a seguir para llevar a cabo el estudio planteado.

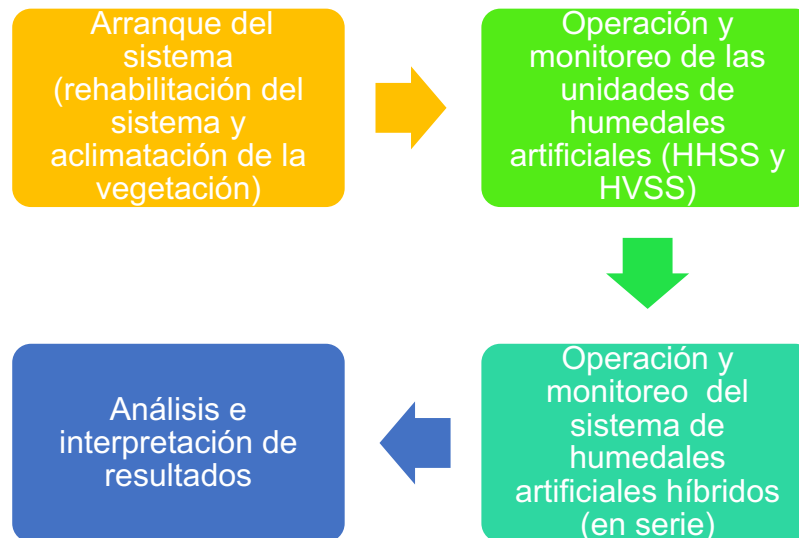


Figura 1. Metodología.

3.1 Descripción del sistema de humedales artificiales

El sistema de humedales artificiales híbridos estudiado fue construido y puesto en marcha por Hernández (2019) y Tzakum (2019).

En primer lugar, se cuenta con un tanque sedimentador (tanque séptico) como pretratamiento para los humedales artificiales. El tanque séptico tiene una altura de 1.40 m y diámetro de 1.10 m, fabricado con material de polietileno, con una capacidad de 1100 L. El agua que se alimentó provino del cárcamo de rebombeo de la planta de tratamiento de aguas residuales “San Carlos” de la JAPAY, ubicada en la calle 10 x Av. Cámara Comercio y calle 13 Colonia San Carlos, en Mérida, Yucatán.

El sistema de humedales artificiales que se estudió consiste en 2 unidades de HHSS, fabricados con vidrio de 10 mm de espesor, con dimensiones de 1.5 m de largo, 0.4 m de ancho y 0.4m de profundidad; y 2 unidades de HVSS de vidrio de 10 mm de espesor, con dimensiones de 0.6 m de largo, 0.5 m de ancho y 0.7 m de profundidad.

La configuración del sistema de humedales artificiales híbridos consiste en: el tanque séptico conectado a las 2 unidades de HHSS que, a su vez, se encuentran conectadas a las 2 unidades de HVSS. De los 2 humedales híbridos disponibles, se habilitó 1 con vegetación y 1 sin vegetación (utilizado como control). La especie de planta que se seleccionó para las unidades con vegetación es *Typha dominguensis*, ya que ha sido ampliamente estudiada demostrando su efectividad (Vymazal, 2005; Giácoman, et al., 2008; Tapia et al., 2009; Hernández, 2019; Tzakum, 2019). Dicha configuración se presenta en la Figura 2.

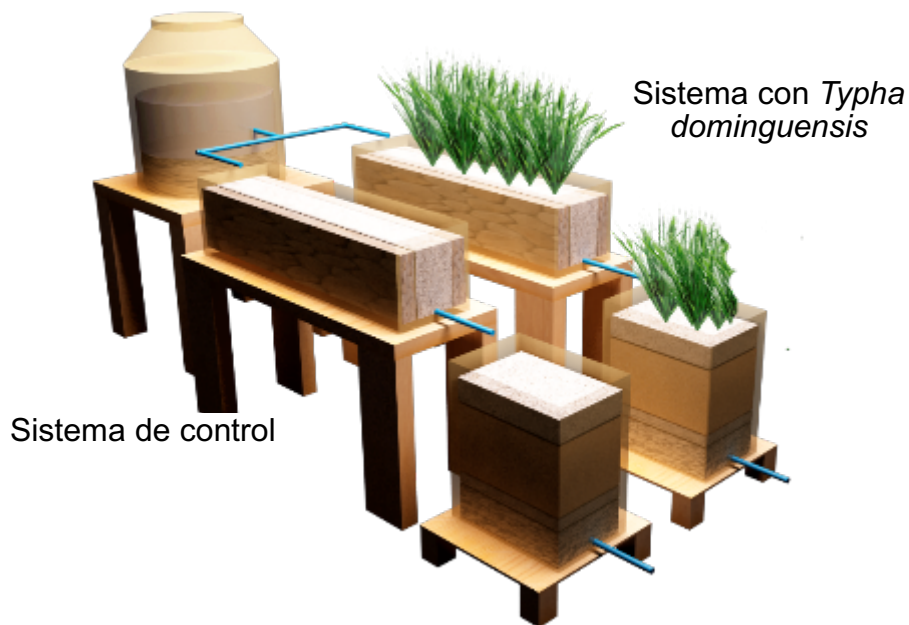


Figura 2. Configuración del sistema de humedales artificiales híbridos subsuperficiales (horizontal y vertical) con pretratamiento.

3.2 Rehabilitación y puesta en marcha del sistema

La distribución del medio de soporte que se utilizó en los humedales artificiales es una modificación basada en lo establecido en el Manual de Humedales Artificiales desarrollado por el Programa de las Naciones Unidas para los Asentamiento Humanos (UN-HABITAT, 2008). En la Figura 3 se muestra la distribución del medio de soporte conformado por grava y gravilla de diferente granulometría. Se decidió eliminar la arena previamente utilizada en el HVSS en los estudios de Hernández (2019) y Tzakum (2019), debido a la colmatación y el descenso lento del agua.

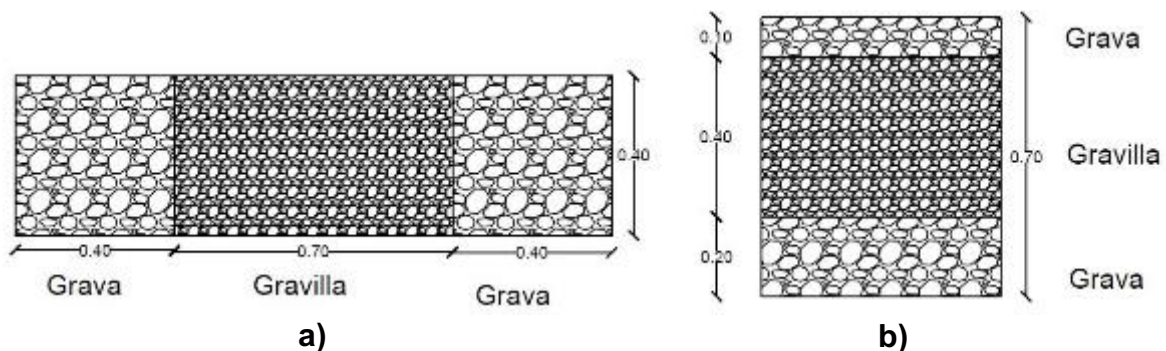


Figura 3. Distribución del medio de soporte para a) HHSS y b) HVSS

Una vez instalado el material de soporte, para cerciorarse de manejar el mismo volumen de agua dentro del HHSS y el HVSS, se llenó en primer lugar el HVSS con agua midiendo su volumen y se utilizó la misma cantidad para el HHSS. Se determinó la cantidad de agua en 80 litros.

Posteriormente, se cubrieron todos los humedales con plástico negro, como se ilustra en la Figura 4, para evitar el paso de la luz solar que ocasiona la aparición de algas dentro de los mismos.



Figura 4. Colocación de plástico negro para evitar la formación de algas dentro de los humedales.

Para alimentar el tanque séptico se usó una bomba sumergible de lodos de 1½ HP, conectada con tubería PVC hidráulico cédula 40 de 2" del cárcamo al tanque séptico. Se hizo una conexión con cable de uso rudo calibre 3x12, cuya electricidad es regulada por una pastilla termo magnética de 16 amperes, conectada a un centro de carga. El centro de carga se alimenta del tablero principal de la planta por medio de cable de uso rudo calibre 3x10 como lo indica la Figura 5.



Figura 5. Sistema eléctrico para controlar el flujo al sistema de humedales artificiales híbridos.

El control de la alimentación del sistema de humedales artificiales híbridos se llevó a cabo de manera eléctrica por medio de la bomba sumergible de lodos y utilizando válvulas solenoides (Figura 6) conectadas a la entrada de los HHSS. Estas válvulas solenoides se abren y cierran para regular el flujo de agua de salida del tanque séptico y se encuentran asimismo conectadas al centro de carga que se muestra en la Figura 5.



Figura 6. Válvulas solenoides controladoras del flujo de entrada al sistema de humedales artificiales híbridos.

A la salida de cada humedal (tanto HHSS como HVSS) se tiene una conexión (Figura 7) de tubería de PVC hidráulico conformada por conectores macho de $\frac{1}{2}$ ", coples, tubo, tee, válvulas de bola, llave de nariz. Las válvulas de bola sirvieron para poder controlar el flujo del agua de salida de cada humedal. Para la toma de muestra se utilizaron las llaves de nariz.



Figura 7. Instalación hidráulica para descarga y toma de muestras.

La alimentación de los HHSS hacia los HVSS se llevó a cabo por medio de gravedad. Los HHSS se encuentran sobre una base fabricada con tubular de acero de 1.5 m de altura, mientras que los HVSS sobre una base fabricada con tubular de acero de 0.6 m de altura, ambos con una pendiente, como se aprecia en la Figura 8.



Figura 8. Alimentación de los humedales por medio de gravedad debido a la diferencia en alturas.

La instalación antes mencionada permitió la operación por separado y en serie de los humedales artificiales.

3.3 Plantación y aclimatación de la vegetación

Como se mencionó previamente, la especie de planta utilizada fue *Typha Dominguensis*, la cual se seleccionó debido a que diversos estudios han demostrado su gran adaptabilidad con el agua residual y buena eficiencia. (Vymazal, 2005; Giácoman, et al., 2008; Tapia et al., 2009; Hernández, 2019; Tzakum, 2019). Dicha planta se adquirió en el Vivero del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. (CICY).

La plantación se llevó a cabo por medio de una división de cuadrantes dentro de cada humedal, considerando que el enraizado de la planta tenía un diámetro de 20 cm. La Figura 9 representa como se colocaron las plantas dentro de los humedales.

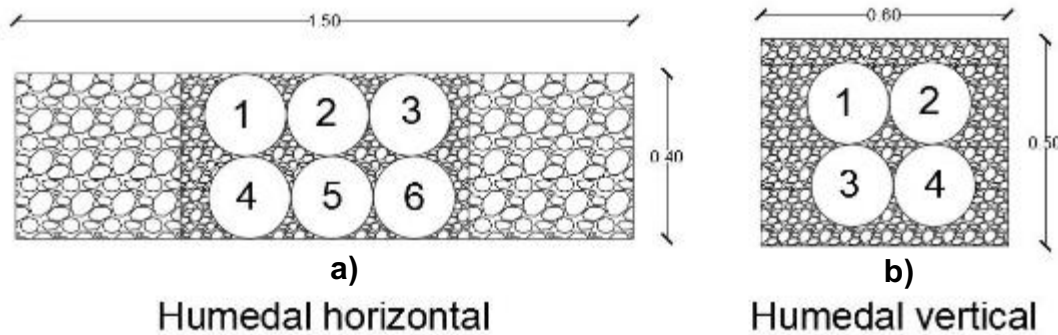


Figura 9. Ubicación de las plantas en el a) HHSS y el b) HVSS.

La siembra de la planta se realizó a una profundidad de 18 cm dentro del medio de soporte. Se eliminaron las hojas dañadas o secas de la planta y se cercioró que la raíz esté enterrada por lo menos 4 cm de profundidad (UN-HABITAT, 2008). Una vez colocadas las plantas en sus respectivos lugares, se llenaron los humedales a un nivel de 2 cm por debajo del material de soporte. En la Figura 10 se muestra el sistema terminado.



Figura 10. Estado inicial de las plantas en los a) HHSS y b) HVSS.

Una vez realizada la plantación, se operó el sistema durante 1.5 meses siguiendo el plan de riego que se muestra en la Tabla 3, aumentando cada semana el porcentaje de agua residual con respecto al agua potable utilizada. Posteriormente,

el sistema se siguió operando con 100% de agua residual durante dos meses más, para garantizar la aclimatación de la vegetación en los humedales.

Tabla 3. Relación del porcentaje de agua potable y agua residual dentro de las unidades (HHSS y HVSS).

Mes	Semana	%Agua potable	% Agua residual
Noviembre	2	75	25
Noviembre	4	50	50
Diciembre	6	25	75
Diciembre	8	0	100
Enero	9-12	0	100

Durante este periodo se mantuvo el agua en cada unidad por 3 días y no se tomaron muestras.

3.4 Operación del sistema de humedales artificiales

Una vez finalizado el proceso de aclimatación, se llevó a cabo la operación del sistema de humedales artificiales utilizando un tiempo de permanencia de 48 horas (modo Batch). La operación del sistema se realizó siguiendo 2 etapas diferentes: a) operación de las unidades de HHSS y HVSS por separado y b) operación del sistema en serie. Los procedimientos a seguir para dichas etapas se describen a continuación.

A. Operación de las unidades de HHSS y HVSS por separado

En la Figura 11, se muestra la configuración del sistema de humedales artificiales para su operación por separado de las unidades de HHSS y HVSS. Los pasos a seguir son los siguientes:

1. Se llena el tanque séptico y se espera un tiempo mínimo de 30 minutos para que las partículas sedimenten. Posteriormente, se toma 1 muestra a la salida del tanque (TIN-0).

2. Se alimentan en paralelo con agua residual proveniente del tanque séptico las 2 unidades de HHSS (1 con vegetación y un control) y las 2 unidades de HVSS (1 con vegetación y un control).
3. Se toman muestras por cada tiempo elegido para el monitoreo del experimento a la salida de las unidades de HHSS y HVSS. Los tiempos son 0, 3, 6, 25 y 47 horas, como se indica en la Tabla 4. Estas 5 muestras se recolectaron para cada humedal artificial (total 20 muestras).

Tabla 4. Programa para la toma de muestras de las unidades de HHSS y HVSS por separado.

HHSS y HVSS				
0 h	3 h	6 h	25 h	47 h
09:00	12:00	15:00	10:00	08:00
Día 1			Día 2	Día 3

4. En el día 3 (a las 48 horas) se drenan los 4 humedales artificiales y el tanque séptico.

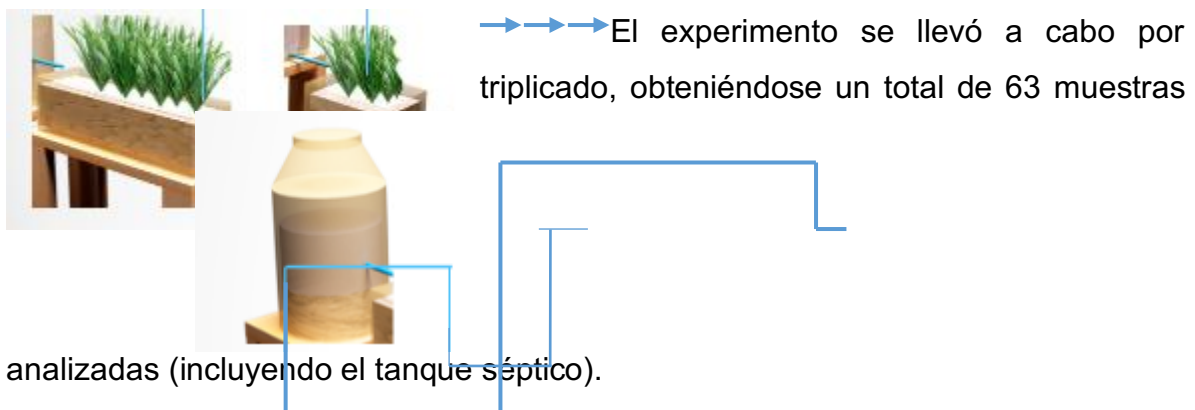


Figura 11. Configuración del sistema para la operación de las unidades de HHSS y HVSS por separado.

B. Operación del sistema de humedales artificiales híbridos en serie

En la Figura 12, se muestra la configuración del sistema de humedales artificiales híbridos para su operación en serie. Los pasos a seguir son los siguientes:

1. Se llena el tanque séptico y se espera un tiempo mínimo de 30 minutos para que las partículas sedimenten. Posteriormente, se toma 1 muestra a la salida del tanque (TIN-0).
2. Se alimenta con agua residual proveniente del tanque séptico las 2 unidades de HHSS (1 con vegetación y un control).
3. Se toman muestras por cada tiempo elegido para el monitoreo del experimento a la salida de las unidades de HHSS. Los tiempos son 0, 3, 6, 25 y 47 horas, como se muestra en la Tabla 5. Estas 5 muestras se recolectaron para cada HHSS (total 10 muestras).
4. En el día 3 (a las 48 horas), se traspasa el agua de los HHSS a las 2 unidades de HVSS correspondientes (1 con vegetación y un control) y se drena el tanque séptico.
5. Se toman muestras por cada tiempo elegido para el monitoreo del experimento a la salida de las unidades de HVSS. Los tiempos son 48, 51, 54, 73 y 95 horas, como se indica en la Tabla 5. Estas 5 muestras se recolectaron para cada HVSS (total 10 muestras).
6. En el día 5 (a las 96 horas) se drenan los HVSS.

Tabla 5. Programa para la toma de muestras del sistema híbrido operado en serie.

HHSS					HVSS				
0 h	3 h	6 h	25 h	47 h	48 h	51 h	54 h	73 h	95 h
					0 h	3 h	6 h	25 h	47 h
09:00	12:00	15:00	10:00	08:00	09:00	12:00	15:00	10:00	08:00
Día 1			Día2	Día 3			Día4	Día 5	

El experimento se llevó a cabo por triplicado, obteniéndose un total de 63 muestras analizadas (incluyendo el tanque séptico).



Figura 12. Configuración del sistema de humedales artificiales híbridos para su operación en serie.

3.5 Monitoreo del sistema de humedales artificiales

En la Tabla 6, se presentan los parámetros fisicoquímicos que se determinaron de las muestras derivadas de los dos tipos de operación del sistema de humedales artificiales, descritos en la sección 3.4.

Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos a determinar en las muestras.

PARÁMETRO	MÉTODO	NORMA
DQO	Método Espectrofotométrico, reflujo cerrado	NMX-AA-030
NTK	Método Digestión	NMX-AA-026
NH ₄ -N	Método Titulométrico	NMX-AA-026
NO ₃ -N	NitraVer X Nitrato Reagent Set, Método Hach No. 10020	N/A

Asimismo, se calculó el nitrógeno orgánico (N_{org}) como se muestra en la siguiente fórmula (8) (NMX-AA026-SCFI, 2010):

$$N_{org} = NTK - NH_4 \quad (8)$$

Las muestras se recolectaron en botellas de medio litro de plástico y se almacenaron en el cuarto frío a 5°C. Previo a su almacenamiento, se preservaron con H₂SO₄ puro (pH<2) para posterior medición del NO₃-N.

3.6 Análisis e interpretación de los resultados

A partir de los resultados obtenidos durante el monitoreo del sistema de humedales artificiales híbridos se elaboraron y compararon las curvas de remoción de los parámetros medidos (Tabla 5), considerando los dos tipos de sistema (con vegetación y de control) y los dos tipos de operación (por unidades separadas y en serie).

Asimismo, la eficiencia de remoción de los humedales artificiales para cada uno de los parámetros mencionados en la Tabla 5 se determinó mediante la Fórmula (9):

$$\text{Eficiencia de Remoción (\%)} = \frac{C_{\text{Influyente}} - C_{\text{Efluyente}}}{C_{\text{Influyente}}} \times 100 \quad (9)$$

Donde C es la concentración (mg/l) de cada uno de los parámetros medidos.

Para evaluar el balance de nitrógeno en los humedales artificiales, para los dos tipos de sistema (con vegetación y de control) y los dos tipos de operación (por unidades separadas y en serie), se realizaron gráficas del comportamiento (concentración) de los parámetros NH_4 , N_{org} y NO_3 , evaluando asimismo el nitrógeno removido. Lo anterior con el objetivo de analizar la correlación entre el comportamiento de cada uno de los parámetros y los procesos de transformación de nitrógeno esperados en cada unidad de los humedales artificiales.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados del presente estudio, comenzando con una breve discusión sobre el proceso de aclimatación de la vegetación en los humedales artificiales, seguido de la descripción de los resultados obtenidos a partir del monitoreo del desempeño de los humedales operados por separado y en serie, para finalizar con el análisis del balance de nitrógeno en los mismos y los procesos de remoción de asociados.

4.1 Aclimatación de la vegetación

A continuación, en las Figuras 13 y 14 se muestra de manera ilustrativa el desarrollo de la especie de planta *Typha Dominguesis* en el HHSS y el HVSS, respectivamente, durante el proceso de aclimatación (3 meses, noviembre a enero) y el tiempo que duró el experimento (2 meses, febrero a marzo).

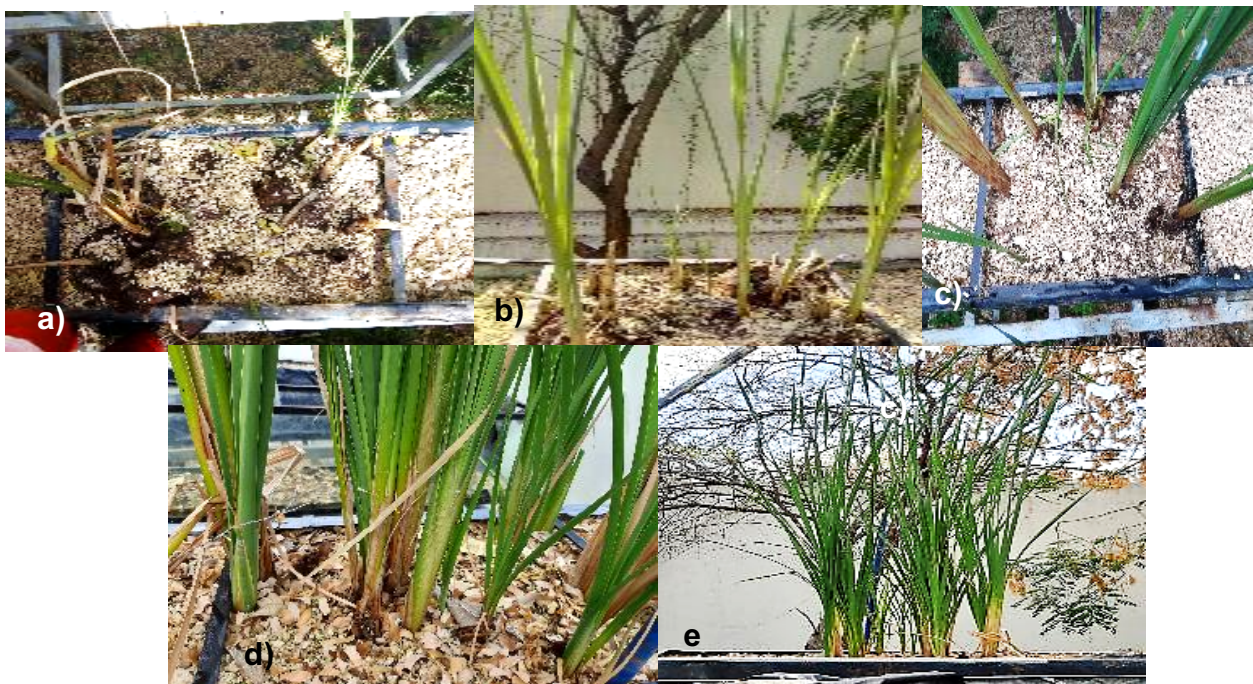


Figura 13. Estado de la vegetación en el HHSS durante los meses de a) noviembre, b) diciembre, c) enero, d) febrero y e) marzo.



Figura 14. Estado de la vegetación en el HVSS durante los meses de a) noviembre, b) diciembre, c) enero, d) febrero y e) marzo.

De manera cualitativa, se puede apreciar que, al inicio del proceso de aclimatación, el HHSS (Figura 13a) y el HVSS (Figura 14a) presentaban una vegetación con baja densidad y un follaje con coloración café. En los dos meses siguientes, la densidad fue aumentando y la coloración fue cambiando de café a verde (Figura 13b-13c) para el HHSS y Figura 14b-14c) para el HVSS). A partir del mes de febrero, se puede apreciar que la planta *Typha Dominguesis* se había aclimatado de manera óptima tanto en el HHSS (Figura 13d) como en el HVSS (Figura 14d), por lo que se consideró exitoso el proceso de aclimatación y se procedió al inicio de los experimentos. El experimento se concluyó de manera definitiva en el mes de abril de 2020.

4.2 Resultados del monitoreo de los sistemas de humedales artificiales

La remoción de la DQO, parámetro asociado con la materia orgánica, puede verse en la Tabla 7 para la operación de las unidades de HHSS y HVSS por separado y en la Tabla 12 para la operación de los humedales artificiales híbridos en serie. La remoción de materia orgánica en los humedales artificiales se debe a mecanismos como la sedimentación (proceso fisicoquímico) y por microorganismos en la superficie del material de soporte y en las raíces de las plantas en donde se crean microambientes conformados por aire, agua y suelo (proceso bio-químico) (Adrados, et al. 2014; Al-Saedi, et al. 2018).

La remoción de los compuestos nitrogenados estudiados en esta tesis, es decir, NTK, $\text{NH}_4\text{-N}$ y NO_3 , se presenta en las Tablas 8, 9 y 10, respectivamente, para la operación por separado y en las Tablas 13, 14 y 15, respectivamente, para la operación en serie. La remoción de compuestos nitrogenados se realiza por los procesos fisicoquímicos y bio-químicos explicados en la sección 2.4.

4.2.1 Resultados del monitoreo de las unidades de HHSS y HVSS operadas por separado

DQO

Como se muestra en la Tabla 7, la DQO medida en el afluente hacia los humedales artificiales (salida del tanque séptico) tuvo una concentración promedio de 773.78 ± 237.29 mg/l.

Al tiempo 0 h se lograron remociones de 69% para el HHSS con planta, 66% HHSS control, 51% para el HVSS con planta y 46% para el HVSS control. En la Tabla 7 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de estos porcentajes. Estas eficiencias representan una remoción inicial e “inmediata” de la materia orgánica, ocasionada por los procesos de filtración y sedimentación en el medio de soporte, en este caso, correspondiente a las superficies de grava y gravilla de las cuales están conformados los humedales

(Figura 3). Puede observarse una mayor eficiencia en los HHSS respecto a los HVSS.

Tabla 7. Resultados del monitoreo de la DQO en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
DQO (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	773.78	± 237.29	241.33	±5.44	69%
		3			208.00	±14.40	73%
		6			189.11	±4.16	76%
		25			144.67	±16.56	81%
		47			89.11	±9.56	88%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			262.44	±41.66	66%
		3			223.56	±47.94	71%
		6			161.33	±17.85	79%
		25			126.89	±25.87	84%
		47			98.00	±30.67	87%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	0			381.33	±34.1	51%
		3			235.78	±32.7	70%
		6			182.44	±16.63	76%
		25			130.22	±8.31	83%
		47			103.56	±38.9	87%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	0			414.67	±138.03	46%
		3			233.56	±58.52	70%
		6			174.67	±21.26	77%
		25			150.22	±5.67	81%
		47			102.44	±19.31	87%

La Figura 15 muestra el comportamiento de los HHSS y HVSS operados por separado para la remoción de DQO en función del tiempo. Se observa una mayor velocidad de remoción en las primeras 5 h. Al paso de 47 h, las cuatro unidades de humedales alcanzaron eficiencias similares de remoción de 88% para el HHSS con planta, 87% HHSS control, 87% para el HVSS con planta y 87% para el HVSS control. La remoción de la DQO al paso de las horas es debida a una reducción por conversión biológica, gracias a la intervención de bacterias facultativas y anaeróbicas adheridas al medio de soporte y los rizomas de las plantas (Arias & Brix, 2003).

Los porcentajes de remoción están dentro del rango obtenido en Hernández (2019). Según lo reportado por Montoya et al. (2010), para dos HHSS con la planta *Phragmites sp.* se obtuvo una remoción promedio de DQO de 97.39% y 97.13%.

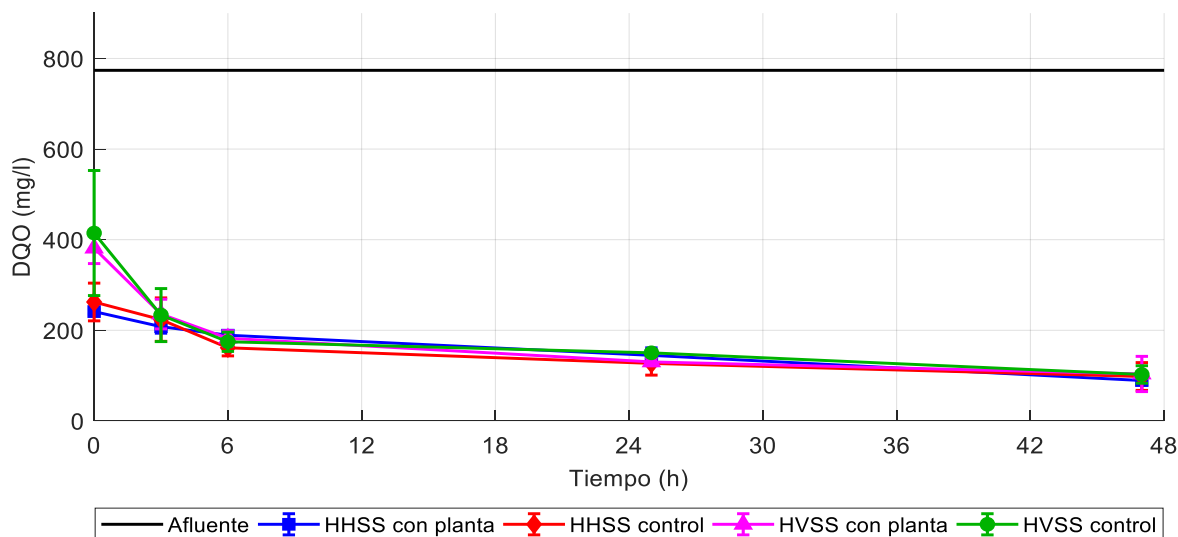


Figura 15. Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo para la operación por separado.

Nitrógeno Amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Como se muestra en la Tabla 8, el $\text{NH}_4\text{-N}$ medida en el afluente hacia los humedales artificiales (salida del tanque séptico) tuvo una concentración promedio de 75.60 ± 6.17 mg/l.

Al tiempo 0 h se lograron remociones de 24% para el HHSS con planta, 30% para el HHSS control, 18% para el HVSS con planta y 20% para el HVSS control. En la Tabla 8 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de estos porcentajes. Estas eficiencias representan una remoción inicial e “inmediata” del $\text{NH}_4\text{-N}$, ocasionada por los procesos de filtración y sedimentación en el medio de soporte de los humedales (Figura 3). Como en el caso de la DQO, puede observarse una mayor eficiencia en los HHSS respecto a los HVSS.

Tabla 8. Resultados del monitoreo de NH₄-N en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
NH ₄ - N (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	75.60	± 6.17	57.20	±14.64	24%
		3			55.94	±14.81	26%
		6			56.20	±12.72	26%
		25			56.20	±10.52	26%
		47			55.69	±13.04	26%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			53.17	±20.19	30%
		3			50.90	±21	33%
		6			53.85	±17.6	29%
		25			54.18	±20.7	28%
		47			41.58	±20.95	45%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	0			61.99	±13.01	18%
		3			58.97	±12.53	22%
		6			58.46	±12.67	23%
		25			56.95	±11.86	25%
		47			55.69	±11.59	26%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	0			60.48	±14.81	20%
		3			56.45	±14.88	25%
		6			57.20	±17.59	24%
		25			55.94	±17.05	26%
		47			52.92	±15.74	30%

La Figura 16 muestra el comportamiento de los HHSS y HVSS operados por separado para la remoción de NH₄-N en función del tiempo, En las primeras 3 h se observó una mayor velocidad de remoción en las cuatro unidades. Con excepción del HVSS con planta, se presentó un aumento en la concentración de NH₄-N en el tiempo 6 h, lo cual se asocia a la amonificación del N_{orgánico} presente en el afluente. Al paso de 47 h, los humedales alcanzaron eficiencias de remoción menores al 50%, siendo el de mayor eficiencia el HHSS control (45%), seguido del HVSS control (30%) y las unidades con vegetación con un porcentaje similar (26%).

Por otro lado, únicamente en el HHSS control se logró alcanzar un porcentaje similar a lo reportado por Hernández (2019) (42.68% para 2 d tiempo de permanencia). Según Arias et al. (2005), en un estudio llevado a cabo en 833 días, se obtuvo un porcentaje promedio de remoción de NH₄-N de 52 % para un HHSS con planta y 66 % para un HVSS con planta. Abou-Elela et al. (2013), reportaron eficiencias de remoción de 57.1 % para un HHSS con planta y 62.3 % para un HVSS con planta. Según Vyzamal (2005), a nivel mundial se obtiene en los HHSS con planta un

porcentaje de remoción promedio de 48 % y en los humedales control de 34% para el $\text{NH}_4\text{-N}$ (Australia, Austria, Brasil, México, USA, Canadá, Republica Checa, entre otros).

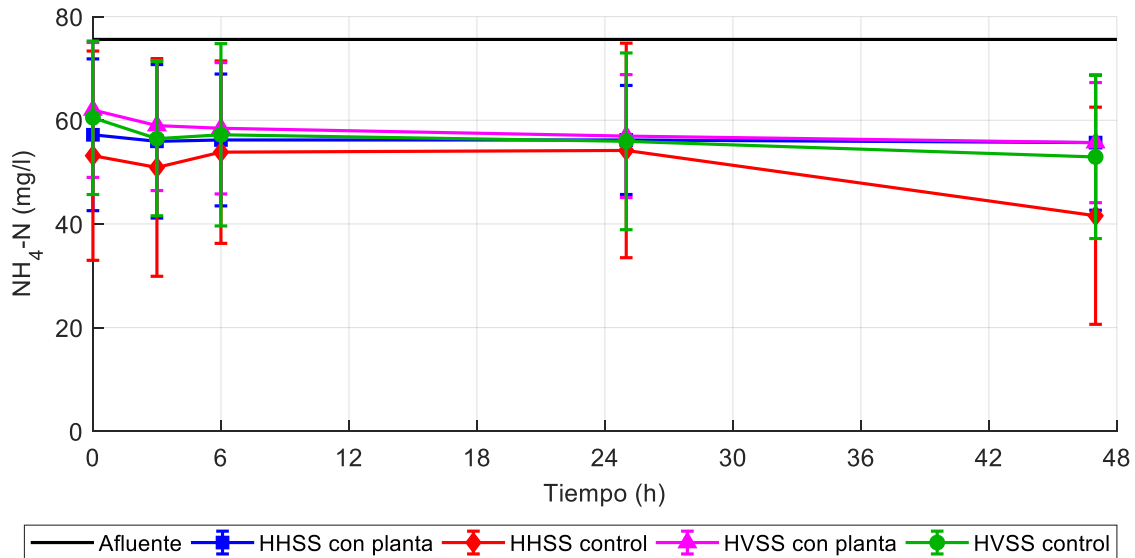


Figura 16. Comportamiento del $\text{NH}_4\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación por separado.

Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

Como se muestra en la Tabla 9, el NTK proveniente del efluente del tanque séptico hacia los HHSS y los HVSS operados por separado tuvo una concentración promedio de 107.35 ± 10.58 mg/l.

Al tiempo 0 h se lograron remociones de 26% para el HHSS con planta, 10% para el HHSS control, 23% para el HVSS con planta y 16% HVSS control. En la Tabla 9 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de estos porcentajes. Estas eficiencias representan la remoción ocasionada por los procesos de filtración y sedimentación en el medio de soporte de los humedales (Figura 3). Se puede observar una mayor eficiencia en la remoción de NTK en los humedales con vegetación respecto a los de control.

Tabla 9. Resultados del monitoreo de NTK en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
NTK (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	107.35	± 10.58	79.88	±15.25	26%
		3			69.05	±14.31	36%
		6			73.33	±9.34	32%
		25			71.06	±8.64	34%
		47			75.60	±5.38	30%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			96.52	±4.2	10%
		3			66.53	±22.32	38%
		6			70.31	±16.57	35%
		25			68.29	±16.36	36%
		47			64.01	±22.27	40%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	0			82.91	±17.24	23%
		3			78.12	±14.47	27%
		6			74.09	±13.75	31%
		25			75.35	±18.93	30%
		47			66.53	±13.01	38%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	0			90.47	±8.43	16%
		3			72.07	±17.3	33%
		6			72.88	±17.39	32%
		25			68.04	±17.42	37%
		47			65.02	±14.81	39%

La Figura 17 muestra el comportamiento de los HHSS y HVSS operados por separado para la remoción de NTK en función del tiempo. Se observó una mayor velocidad de remoción en las primeras 3 h en las cuatro unidades. Con excepción del HVSS con planta, se presentó un aumento en la concentración de NTK en el tiempo 6 h (en concordancia con lo observado para el $\text{NH}_4\text{-N}$), lo cual se asocia a la amonificación del $\text{N}_{\text{orgánico}}$ presente en el afluente. Al paso de 47 h, los humedales alcanzaron eficiencias alrededor del 40 %, con excepción del HHSS con planta (30%) que experimentó un aumento en la concentración con respecto al valor medido a las 25 h. Por otro lado, el efluente de la fosa séptica tuvo una mayor concentración que lo reportado en Hernández (2019) (77.02 ± 15.68 mg/l).

Asimismo, únicamente en el HHSS control se logró alcanzar un porcentaje similar a lo reportado por Hernández (2019) (44% para 2 d tiempo de permanencia). Según Abou-Elela et al. (2013), para un HHSS con planta se obtuvo un promedio de 60 % de eficiencia de remoción y para un HVSS con planta de 62.5 % para el parámetro

NTK, en un estudio que duró 833 días. Zurita et al. (2009) encontró que en un HHSS con planta se lograba una remoción de NTK de 45.2 %, mientras que en un HVSS con planta una remoción de 48.2 %. Según Vyzamal (2005), para los HHSS con planta a nivel mundial se tiene una eficiencia promedio de 42 % de NT y para los HHSS control de 39 % (Australia, Austria, Brasil, México, USA, Canadá, Republica Checa, entre otros).

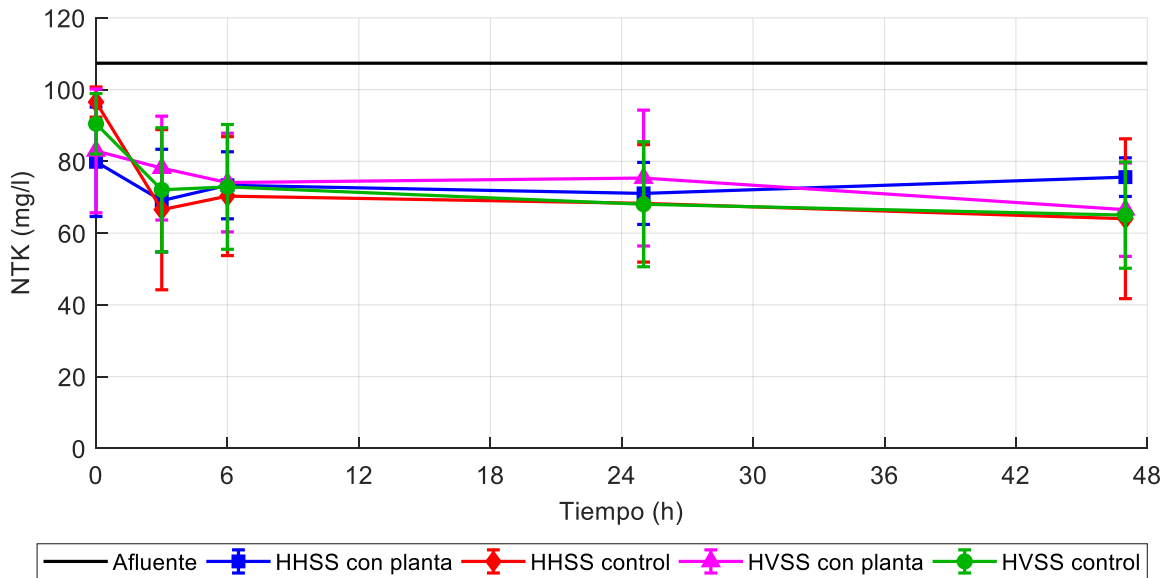


Figura 17. Comportamiento del NTK con respecto al tiempo para la operación por separado.

Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Como se muestra en la Tabla 10, los $\text{NO}_3\text{-N}$ provenientes del afluente del tanque séptico hacia los HHSS y los HVSS operados por separado tuvieron una baja concentración promedio de 0.45 ± 0.05 mg/l, como es de esperarse para aguas residuales domésticas.

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
NO ₃ -N (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	0.45	± 0.05	0.30	±0	33%
		3			0.10	±0	78%
		6			0.20	±0	56%
		25			0.25	±0.05	44%
		47			0.25	±0.05	44%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			0.20	±0	56%
		3			0.15	±0.05	67%
		6			0.40	±0.1	11%
		25			0.40	±0.1	11%
		47			0.25	±0.05	44%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	0			0.30	±0.2	33%
		3			0.30	±0.1	33%
		6			0.35	±0.05	22%
		25			0.30	±0	33%
		47			0.15	±0.15	67%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	0			0.50	±0.3	0%
		3			0.45	±0.15	0%
		6			0.30	±0	33%
		25			0.20	±0	56%
		47			0.20	±0	56%

Tabla 10. Resultados del monitoreo de NO₃-N en los sistemas de humedales artificiales operados por separado.

A lo largo del experimento, la variación en la concentración de NO₃-N fue mínima y a pesar de observarse en los humedales artificiales al tiempo de 47 h eficiencias de remoción entre 44 y 67 %, estos valores no son significativos, ya que las concentraciones en los efluentes de cada humedal se encuentran en el mismo orden que el afluente (< 0.5 mg/l). En la Tabla 10 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de las eficiencias de remoción.

La Figura 18 muestra el comportamiento de los HHSS y los HVSS operados por separado para la remoción de NO₃-N en función del tiempo. Con excepción del HVSS control, a las 6 h se observó un aumento en la concentración de NO₃-N, lo que se esperaba debido a la nitrificación del NH₄-N. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la variación fue mínima.

Según Zang (2012), la concentración de NO₃-N con tiempos de retención de 2 y 4 días en unos HHSS localizados en una zona del trópico obtenía rangos de 1.8 a 0.3

mg/l. En el estudio de Abou-Elela et al. (2013), la concentración promedio de $\text{NO}_3\text{-N}$ en un HHSS con planta fue de 0.2 mg/l, mientras que en un HVSS fue de 0.44 mg/l. En el presente estudio, la concentración promedio de $\text{NO}_3\text{-N}$ tanto para el HHSS con planta como para el HVSS con planta fue de 0.22 mg/l, lo cual se encuentra en el rango reportado en los estudios de Zang (2012) y Abou-Elela et al. (2013). Según Vyzamal (2005), a nivel mundial en los HHSS con planta se obtiene una eficiencia promedio de remoción de 35 % de $\text{NO}_3\text{-N}$ y en los HHSS con planta de 32% (Australia, Austria, Brasil, México, USA, Canadá, Republica Checa, entre otros).

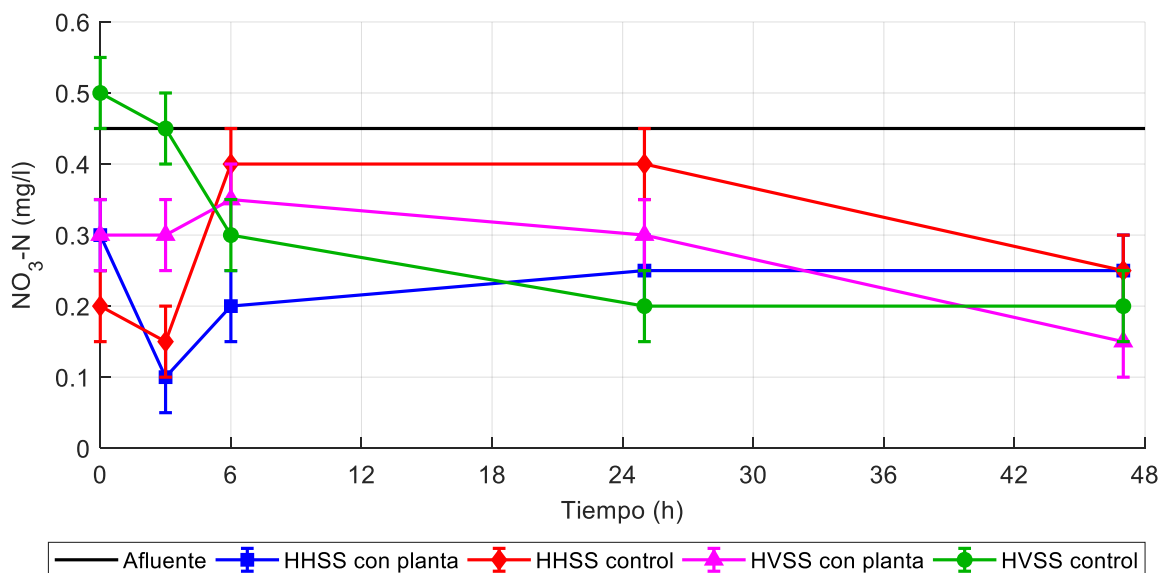


Figura 18 Comportamiento del $\text{NO}_3\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación por separado.

4.2.2 Resultados del monitoreo del sistema de humedales artificiales híbridos operado en serie

DQO

Como se muestra en la Tabla 11, la DQO proveniente del afluente hacia los humedales artificiales (salida del tanque séptico) tuvo una concentración promedio de 631.56 ± 182.68 mg/l.

Tabla 11 Resultados del monitoreo de la DQO en los sistemas de humedales artificiales operados en serie

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
DQO (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	631.56	±182.68	294.67	±112.97	53%
		3			166.89	±38.71	74%
		6			104.67	±68.69	83%
		25			94.67	±28.67	85%
		47			73.56	±4.16	88%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			315.78	±112.13	50%
		3			192.44	±53.08	70%
		6			111.33	±75.77	82%
		25			85.78	±38.13	86%
		47			56.89	±24.7	91%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	48			71.33	±14.4	89%
		51			69.11	±23.46	89%
		54			68.00	±26.67	89%
		73			68.00	±16.67	89%
		95			51.33	±6.67	92%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	48			106.33	±41.67	83%
		51			106.33	±31.67	83%
		54			59.67	±35	91%
		73			81.33	±3.33	87%
		95			78.00	±10	88%

Al tiempo 0 h se lograron las siguientes remociones (asociadas con la filtración y sedimentación inicial en el medio de soporte): 53 % para el HHSS con planta y 50 % para el HHSS control; para finalizar a las 47 h con 88 % para el HHSS con planta y 91 % para el HHSS control. Al tiempo 48 h (equivalente a 0 h en los humedales verticales) se obtuvieron las remociones para el HVSS con planta de 89 % y para el HVSS control de 83%; para finalizar a las 95 h con 92 % para el HVSS con planta y 88 % para el HVSS control. En la Tabla 12 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de las eficiencias de remoción.

Lo anterior demuestra que la mayor remoción de la DQO se llevó a cabo en los humedales horizontales. De manera complementaria, en el caso del HVSS con planta se obtuvo una remoción adicional de aproximadamente un 10 %. Por el contrario, en el HVSS control se observó una disminución en el porcentaje de remoción final en comparación a lo obtenido en el HHSS control.

La Figura 19 muestra el comportamiento de los sistemas de humedales híbridos operados en serie para la remoción de DQO en función del tiempo. Se observa que

la mayor velocidad de degradación se obtiene en las primeras 6 h, alcanzando remociones por encima del 80%.

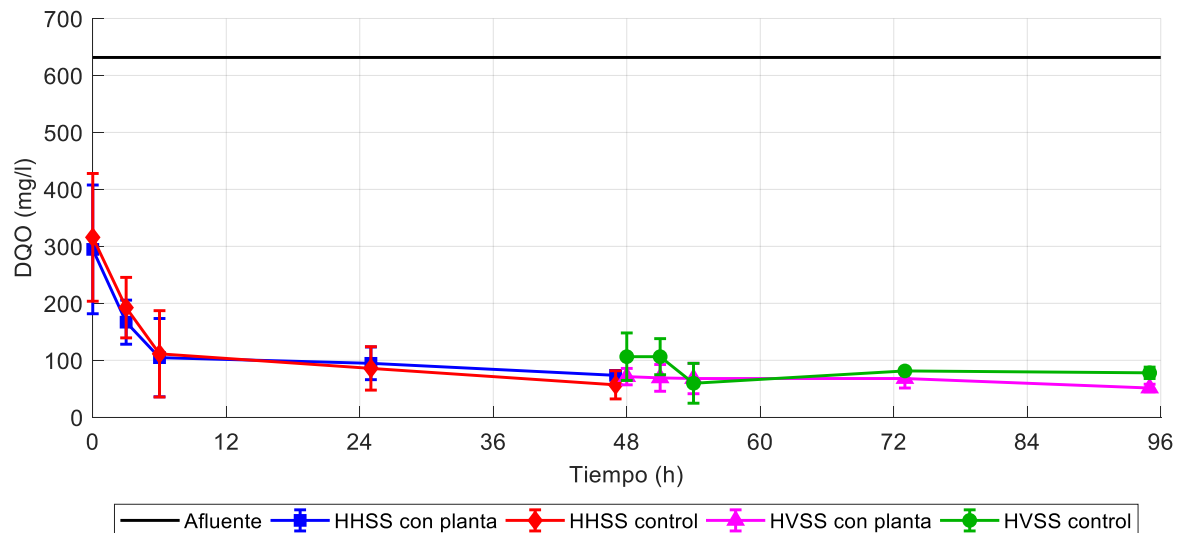


Figura 19 Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo para la operación en serie

Por otro lado, se presentó un incremento en la concentración de DQO a las 48 h, al alimentar el HVSS control con el efluente del HHSS control. Lo anterior pudo deberse al arrastre al tomar la muestra de DQO adherida en el medio de soporte proveniente de los experimentos anteriores. Adicionalmente, en el tiempo 73 h se presentó nuevamente un incremento en la concentración de la DQO en el HVSS control, esta vez posiblemente originado por la evaporación en dicho humedal, que al final de cada experimento siempre presentaba una disminución mayor del nivel de agua que los otros humedales.

La remoción de la DQO en los humedales híbridos es debida a los microorganismos en el medio de soporte y en las raíces de las plantas, que favorecen la adhesión de las comunidades microbianas degradadoras de materia orgánica, como menciona Gutiérrez et al. (2010). En comparación con la operación por separado, donde se obtuvieron remociones entre 87 y 88 % únicamente (Tabla 7), la operación en serie resultó más efectiva, al complementarse los procesos de filtración/sedimentación y

oxidación de la materia orgánica remanente del humedal horizontal en el humedal vertical.

Los porcentajes de remoción están arriba del rango obtenido en Hernández (2019) para los HHSS, donde para un tiempo de permanencia de 2 días se reportó un 77.39 % para el HHSS con planta y un 69.93 % para el HHSS control. En cuanto a los HVSS los porcentajes obtenidos están en el rango, considerando para un tiempo de permanencia de 2 días un 93.7 % para el HVSS control y un 93.52 % para el HVSS con planta, según Hernández (2019).

Nitrógeno Amoniacal (NH₄-N)

Como se muestra en la Tabla 12, el NH₄-N medido en el afluente hacia los humedales artificiales (salida del tanque séptico) tuvo una concentración promedio de 82.40 ± 2.27 mg/l.

Al tiempo 0 h se lograron las siguientes remociones (asociadas con la filtración y sedimentación inicial en el medio de soporte): 26 % para el HHSS con planta y 20 % para el HHSS control; para finalizar a las 47 h con 37 % para el HHSS con planta y 39 % para el HHSS control. Al tiempo 48 h (equivalente a 0 h en los humedales verticales) se obtuvieron las remociones para el HVSS con planta de 23 % y para el HVSS control de 21%; para finalizar a las 95 h con 33 % para el HVSS con planta y 35 % para el HVSS control. En la Tabla 12 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de las eficiencias de remoción.

La Figura 20 muestra el comportamiento de los sistemas de humedales híbridos operados en serie para la remoción de NH₄-N en función del tiempo. Se observa que la mayor velocidad de degradación se obtuvo en las primeras 6 h en los humedales horizontales, y en las primeras 3 h en los humedales verticales.

Tabla 12. Resultados del monitoreo de $\text{NH}_4\text{-N}$ en los sistemas de humedales artificiales híbridos operados en serie.

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	82.40	± 2.27	61.24	± 2.268	26%
		3			58.97	± 3.024	28%
		6			56.70	± 5.292	31%
		25			53.68	± 6.8	35%
		47			52.16	± 6.8	37%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			65.77	± 2.27	20%
		3			59.72	± 0.75	28%
		6			54.43	± 9.07	34%
		25			54.43	± 10.58	34%
		47			49.90	± 10.58	39%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	48			63.50	± 3.02	23%
		51			58.97	± 1.51	28%
		54			58.97	± 0	28%
		73			56.70	± 0.76	31%
		95			55.19	± 0.76	33%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	48			65.02	± 3.02	21%
		51			60.48	± 0	27%
		54			60.48	± 1.512	27%
		73			54.43	± 3.02	34%
		95			53.68	± 0.76	35%

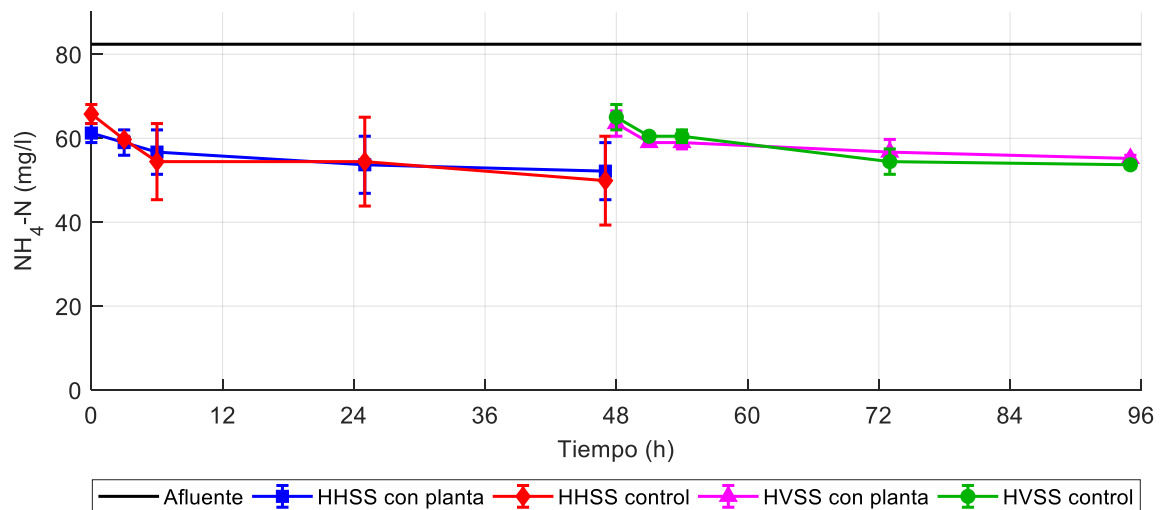


Figura 20 Comportamiento del $\text{NH}_4\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación en serie

Por otro lado, llama la atención la disminución en el porcentaje de remoción final en los humedales verticales en comparación a lo obtenido en los humedales horizontales, a pesar de que el agua que reciben había sido previamente tratada.

Lo anterior está asociado a un incremento en la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ a las 48 h al alimentar los humedales verticales con el efluente de los humedales horizontales. Esto pudo deberse al arrastre al tomar la muestra de $\text{NH}_4\text{-N}$ adherido en el medio de soporte proveniente de los experimentos anteriores.

Los porcentajes de remoción están debajo del rango obtenido en Hernández (2019), donde para un tiempo de permanencia de 2 días se reportó un 59.88 % para el HHSS con planta y un 99.8 % para el HVSS con planta, y un 42.68 % para el HHSS control y un 97.82 % para el HVSS control. Según Brix et al. (2003), en un sistema híbrido del tipo HHSS-HVSS se obtuvo un 97 % de eficiencia de remoción de $\text{NH}_4\text{-N}$ con una carga hidráulica promedio de $14 \text{ m}^3/\text{d}$. En otro estudio realizado por Laber et al. (2003) en Nepal, en un sistema híbrido HHSS-HVSS con un flujo de $20 \text{ m}^3/\text{d}$ se obtuvo 99 % de eficiencia de remoción de $\text{NH}_4\text{-N}$. En Torres et al. (2017), para un sistema híbrido con la misma configuración HHSS-HVSS se obtuvo una eficiencia de remoción de 92.5 % de $\text{NH}_4\text{-N}$ con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 3 d.

Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

Como se muestra en la Tabla 13, el NTK medido en el afluente hacia los humedales artificiales (salida del tanque séptico) tuvo una concentración promedio de $112.39 \pm 6.34 \text{ mg/l}$.

Al tiempo 0 h se lograron las siguientes remociones (asociadas con la filtración y sedimentación inicial en el medio de soporte): 30 % para el HHSS con planta y 22 % para el HHSS control; para finalizar a las 47 h con 47 % para el HHSS con planta y 43 % para el HHSS control. Al tiempo 48 h (equivalente a 0 h en los humedales verticales) se obtuvieron las remociones para el HVSS con planta de 39 % y para el HVSS control de 36 %; para finalizar a las 95 h con 48 % para el HVSS con planta y 47 % para el HVSS control. En la Tabla 13 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de las eficiencias de remoción.

Tabla 13 Resultados del monitoreo de NTK en los sistemas de humedales artificiales híbridos operados en serie.

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
NTK (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	112.39	±6.34	78.62	±1.23	30%
		3			70.56	±6.21	37%
		6			67.54	±6.21	40%
		25			61.99	±8.64	45%
		47			59.98	±7.02	47%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			87.19	±3.11	22%
		3			73.08	±7.84	35%
		6			58.46	±0.76	48%
		25			64.51	±8.4	43%
		47			64.01	±5.83	43%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	48			68.04	±4.45	39%
		51			65.52	±4.99	42%
		54			63.50	±4.94	43%
		73			58.97	±3.27	48%
		95			58.97	±3.27	48%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	48			72.07	±0.71	36%
		51			68.04	±3.27	39%
		54			67.54	±2.85	40%
		73			63.50	±3.7	43%
		95			59.98	±2.57	47%

La Figura 21 muestra el comportamiento de los sistemas de humedales híbridos operados en serie para la remoción de NTK en función del tiempo. Se observa que la mayor velocidad de degradación se obtuvo en las primeras 3 h, tanto en los humedales horizontales como en los humedales verticales.

Recordando que el NTK es la suma del nitrógeno orgánico y el $\text{NH}_4\text{-N}$ (Fórmula 8), como era de esperarse, se observó un comportamiento similar a lo descrito en la sección anterior. Por lo tanto, nuevamente se presentó un incremento en la concentración, en este caso de NTK, a las 48 h al alimentar los humedales verticales con el efluente de los humedales horizontales; lo cual pudo deberse al arrastre al tomar la muestra del nitrógeno adherido en el medio de soporte proveniente de los experimentos anteriores. Esto derivó en porcentajes de remoción a las 95 h en los humedales verticales similares a los obtenidos 24 h antes en los humedales horizontales.

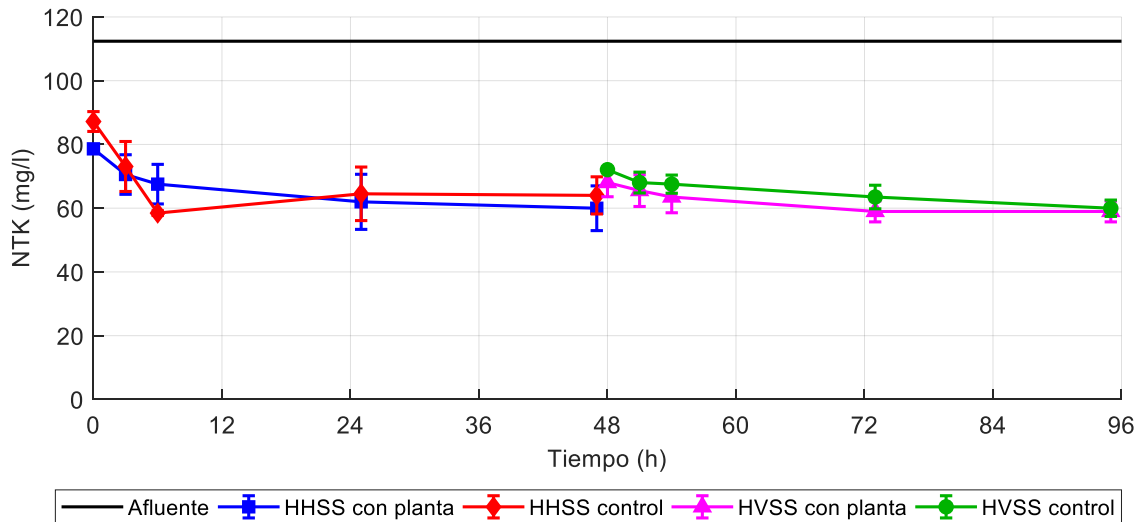


Figura 21 Comportamiento del NTK con respecto al tiempo para la operación en serie.

Los porcentajes de remoción están debajo del rango obtenido en Hernández (2019), donde para un tiempo de permanencia de 2 días se reportó un 63.63 % para el HHSS con planta y un 99.24 % para el HVSS con planta, y un 42.62 % para el HHSS control y un 97.06 % para el HVSS control. Según Brix et al. (2003), en un sistema híbrido del tipo HHSS-HVSS se obtuvo un 61 % de eficiencia de remoción de NTK con una carga hidráulica promedio de 14 m³/d.

Nitratos (NO₃-N)

Como se muestra en la Tabla 14, los NO₃-N provenientes del afluente hacia los humedales artificiales (salida del tanque séptico) tuvieron una baja concentración promedio de 0.45 ± 0.05 mg/l, como es de esperarse para aguas residuales domésticas con contaminación reciente.

Como sucedió durante la operación de las unidades de humedales artificiales por separado, a lo largo del experimento en serie la variación en la concentración de NO₃-N fue mínima y, a pesar de observarse al tiempo de 47 h eficiencias de remoción de 33 % para el HHSS con planta y 22 % para el HHSS control, y al tiempo 95 h de 33 % para el HVSS con planta y 11 % para el HVSS control, estos valores

no son significativos, ya que la concentración en los efluentes siempre estuvo en el mismo orden que el afluente (< 0.5 mg/l). En la Tabla 14 se pueden observar las concentraciones (con su desviación estándar) utilizadas para la obtención de las eficiencias de remoción.

PARÁMETRO QUÍMICO	UNIDAD DE HUMEDAL	TIEMPO (h)	AFLUENTE	D.E.	EFLUENTE	D.E.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)
NO ₃ -N (mg/l)	HORIZONTAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HHSS con planta)	0	0.45	±0.05	0.35	±0.15	22%
		3			0.45	±0.05	0%
		6			0.30	±0.1	33%
		25			0.35	±0.15	22%
		47			0.30	±0.1	33%
	HORIZONTAL CONTROL (HHSS control)	0			0.50	±0.1	0%
		3			0.45	±0.05	0%
		6			0.40	±0	11%
		25			0.30	±0	33%
		47			0.35	±0.05	22%
	VERTICAL CON THYPA DOMINGUENSIS (HVSS con planta)	48			0.35	±0.05	22%
		51			0.30	±0	33%
		54			0.30	±0	33%
		73			0.50	±0	0%
		95			0.30	±0	33%
	VERTICAL CONTROL (HVSS control)	48			0.40	±0.2	11%
		51			0.30	±0	33%
		54			0.20	±0	56%
		73			0.50	±0	0%
		95			0.40	±0	11%

Tabla 14 Resultados del monitoreo de NO₃-N en los sistemas de humedales artificiales híbridos operados en serie.

La Figura 22 muestra el comportamiento de los sistemas de humedales artificiales híbridos operados en serie para la remoción de NO₃-N en función del tiempo. A las 73 h se observó en los humedales verticales un aumento en la concentración de NO₃-N, lo que se esperaba debido a la nitrificación del NH₄-N. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la variación fue mínima.

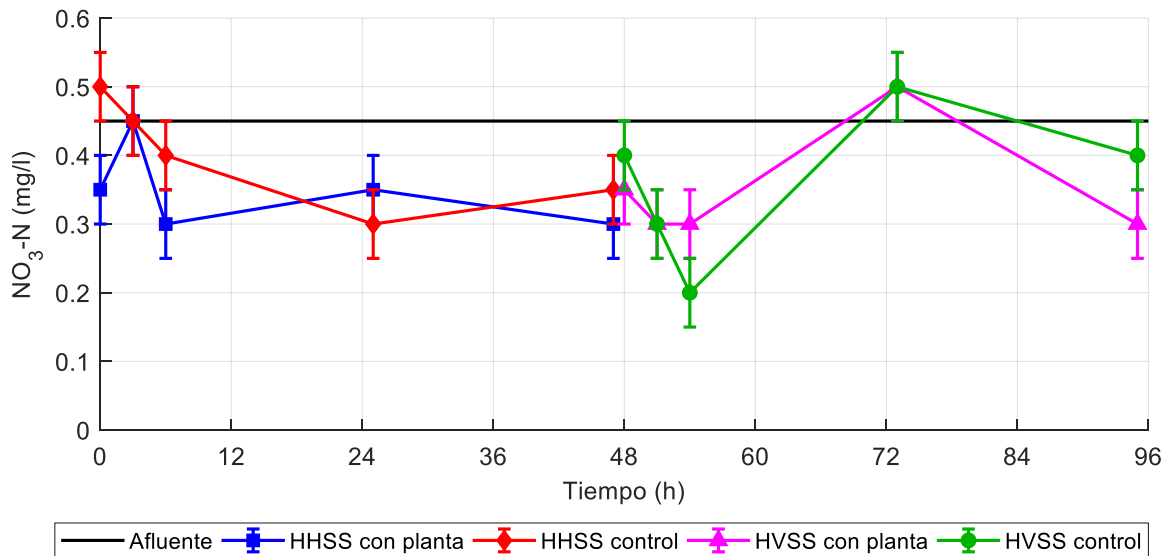


Figura 22 Comportamiento del $\text{NO}_3\text{-N}$ con respecto al tiempo para la operación en serie.

Según Hernandez (2019), para un tiempo de permanencia de 2 días en el sistema híbrido con vegetación estudiado se obtuvo una concentración final de 21.72 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el efluente y en el sistema híbrido control de 32.80 mg/l. Según lo reportado por Torres et al. (2017), quienes estudiaron con un TRH de 3 días un sistema híbrido con la configuración HHFFS-HVSS con vegetación, en el HHSS se obtuvieron porcentajes de remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el primer y segundo año de operación de 62.8 % y 72.3 %, respectivamente, y para el HVSS en el primer y segundo año de operación de 2025 % y 1138 %, respectivamente. En un estudio de Laber et al. (2003), en un sistema híbrido HHSS-HVSS se obtuvo un 27 % de eficiencia de remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ con un flujo de 20 m^3/d .

4.3 Análisis del balance de nitrógeno en los sistemas de humedales artificiales

A continuación, se presenta un análisis del balance de nitrógeno en los humedales artificiales híbridos durante la operación por separado y la operación en serie.

4.3.1 Análisis del balance de nitrógeno en las unidades de HHSS y HVSS operadas por separado

La concentración de nitrógeno total (N_{Total}) en el afluente durante la operación por separado de todas las unidades de humedales artificiales fue de 107.80 ± 10.58 mg/l. El N_{Total} se entiende como la suma del $NH_4-N + N_{org} + NO_3-N$ (igual a $NTK + NO_3-N$).

En la Figura 23 se presenta el balance de nitrógeno considerando los compuestos NH_4-N , N_{org} y NO_3-N (en porcentajes según el N_{Total}) durante la operación por separado para cada una de las unidades de humedales artificiales estudiadas. Como puede verse en la Figura 23, el afluente está formado principalmente de NH_4-N (~70 %) y N_{org} (~30 %), con una mínima cantidad de NO_3-N (< 0.05 %).

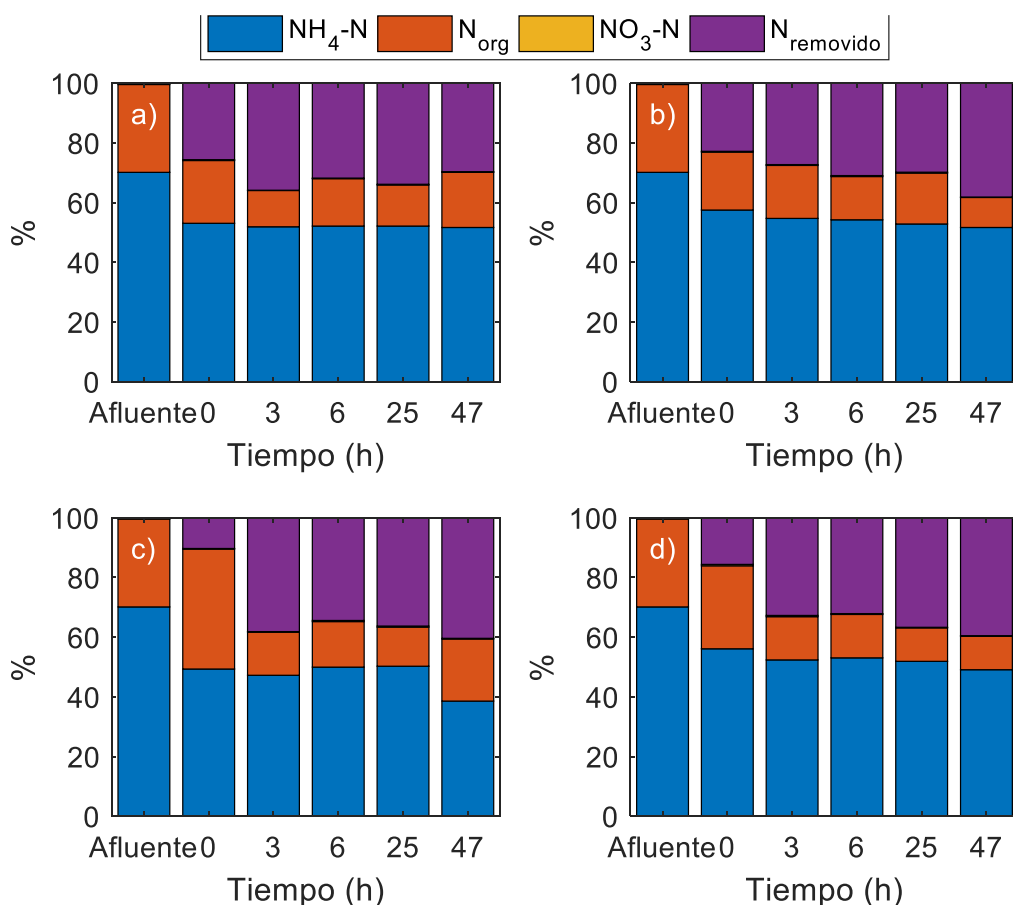


Figura 23 Balance de nitrógeno durante la operación por separado en a) HHSS con planta, b) HVSS con planta, c) HHSS control y d) HVSS control.

Al tiempo 0 h se observa una disminución tanto del $\text{NH}_4\text{-N}$ como del N_{org} , siendo mayor dicha disminución en los humedales artificiales con vegetación. Lo anterior equivale a un 25.62 % de nitrógeno removido ($\text{N}_{\text{removido}}$) para el HHSS con planta, 22.81 % para el HVSS con planta, 10.28 % para el HFSS control y 15.61 % para el HVSS control. La remoción de nitrógeno en el tiempo 0 h sólo puede deberse a procesos fisicoquímicos como la sedimentación y la adsorción, procesos que se llevan a cabo en el material de soporte y las raíces de las plantas (Vyzamal, 2007; Lee, et al., 2009; Plaza de los Reyes, et al., 2011). En concordancia con los resultados obtenidos, según Gutiérrez et al. (2010), quienes estudiaron HFSS a escala laboratorio, la sedimentación y la adsorción del amonio en el material de soporte, en la materia orgánica y en las raíces de las plantas eliminaron el 20.8 % y 21 % del nitrógeno retenido en los humedales con planta y de control, respectivamente.

A partir de 3 h se observa una disminución en el porcentaje de N_{org} , particularmente en los humedales de control. Lo anterior está asociado al proceso de amonificación, que es la conversión del N_{org} a NH_4 o NH_3 (dependiendo de los valores de pH) (Lee, et al., 2009). Por otro lado, se observa únicamente una mínima disminución del $\text{NH}_4\text{-N}$. Según Molle et al. (2008), la nitrificación directa es baja en los humedales y limitada al tiempo de retención del $\text{NH}_4\text{-N}$ en el medio de soporte. Por otro lado, un nivel de saturación en la parte inferior de los humedales disminuye la presencia de oxígeno y reduce drásticamente la eficiencia de nitrificación (Molle, et al., 2008) El $\text{N}_{\text{removido}}$ a las 3 h equivale a un 35.85 % en el HHSS con planta, 27.25 % para el HVSS con planta, 38.14 % para el HFSS control y 32.73 % para el HVSS control.

A las 6 h se observó un aumento en la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ con excepción del HVSS control, lo que se esperaba debido a la nitrificación del $\text{NH}_4\text{-N}$. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la variación fue mínima.

De las 6 h a las 47 h no se observa una variación significativa del $\text{N}_{\text{removido}}$ en comparación con los valores obtenidos a las 3 h para los humedales horizontales. Por el contrario, en los humedales verticales sí se observa un aumento en la remoción a las 47 h en comparación con lo obtenido a las 3 h, equivalente a un

incremento del 6.77 % para el HVSS control y del 10.89 % para el HVSS con planta. Según Arias & Brix (2003), la difusión de oxígeno atmosférico a través del medio de soporte es mayor en los HVSS respecto a los HHSS.

Por otro lado, a las 47 h se puede apreciar que los valores de N_{org} son menores en los humedales verticales con planta y control (10.84 y 12.10 mg/l, respectivamente) en comparación con los humedales horizontales con planta y control (19.91 y 22.43 mg/l, respectivamente). Lo anterior contradice lo reportado por Arias & Brix (2003), donde se menciona que la capacidad de retener sólidos en un humedal vertical es menor.

A lo largo de todo el experimento, el NO_3-N presentó valores muy por debajo del NH_4-N y el N_{org} . Esto puede deberse a una limitada nitrificación causada por la ausencia de zonas aerobias que impidió que el NH_4-N fuera oxidado en un mayor porcentaje. Adicionalmente, a pesar de estar cubiertos los humedales con bolsas plásticas de color negro (Figura 4), se visualizaron algas en sus paredes, principalmente en los humedales horizontales. Las algas reducen la cantidad de oxígeno disponible para las raíces de las plantas. Las raíces de las plantas ofrecen mucho menor cantidad de oxígeno que la necesaria para las bacterias autótrofas Nitrosomas y Nitrobacter y para los microambientes formados dentro de los humedales (Vyzamal, 2005).

Finalmente, la limitada nitrificación y consiguiente baja desnitrificación derivaron en eficiencias de remoción menores a lo esperado, de alrededor de 40 % según Gutiérrez et al. (2010), los procesos de nitrificación/desnitrificación transformaron entre el 66.7 % y 69.7 % del nitrógeno eliminado en los HFSS estudiados con planta y de control, respectivamente. Las bajas remociones de NT obtenidas en el presente estudio pueden explicarse por una alta relación C/N, la cual durante la operación por separado tuvo un valor de 7:1 (calculada como COD/NTK). De acuerdo con Zhu et al. (2014), quienes evaluaron relaciones C/N entre 1:1 y 7:1 en un HHSS, una relación superior a 5:1 se relaciona con una gran carga de materia orgánica capaz de consumir el oxígeno disuelto en el sistema y, por consiguiente, inhibir la nitrificación del NH_4-N . Adicionalmente, la recuperación del oxígeno disuelto en

sistemas con una relación C/N alta es inferior a lo que se observa en aquellos con una relación C/N media o baja (Zhu et al., 2014). Por otro lado, de acuerdo con Zhi y Ji (2014), quienes estudiaron a escala de laboratorio un HVSS operado de forma secuencial bajo la influencia de diferentes relaciones C/N en un rango de 2 – 12:1, se requirieron relaciones mayores a 6:1 para alcanzar una desnitrificación completa, sin acumulación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el sistema. Adicionalmente, análisis biológicos revelaron que a partir de dicha relación (6:1) el proceso anammox (ver sección 2.4.2.5) aumentó notablemente. Lo anterior puede estar relacionado con la baja presencia de $\text{NO}_3\text{-N}$ observada en el presente estudio.

4.3.1 Análisis del balance de nitrógeno en las unidades de HHSS y HVSS operadas en serie

La concentración de N_{Total} en el afluente durante la operación en serie para todas las unidades de humedales artificiales fue de 112.39 ± 6.34 mg/l.

En la Figura 24 se presenta el balance de nitrógeno considerando los compuestos $\text{NH}_4\text{-N}$, N_{org} y $\text{NO}_3\text{-N}$ (en porcentajes según el N_{Total}) durante la operación en serie para cada una de los sistemas híbridos de humedales artificiales estudiados. Como puede verse en la Figura 24, el afluente está formado principalmente de $\text{NH}_4\text{-N}$ (~75 %) y N_{org} (~25 %), con una mínima cantidad de $\text{NO}_3\text{-N}$ (< 0.05 %).

Al tiempo 0 h se observa una disminución tanto del $\text{NH}_4\text{-N}$ como del N_{org} , siendo ligeramente mayor dicha disminución en el HHSS del sistema híbrido con vegetación. Lo anterior equivale a un 30.02 % de $\text{N}_{\text{removido}}$ en el sistema híbrido con planta y un 22.29 % en el sistema híbrido control. La remoción de nitrógeno en el tiempo 0 h sólo puede deberse a procesos fisicoquímicos como la sedimentación y la adsorción, procesos que se llevan a cabo en el material de soporte y las raíces de las plantas (Vyzamal, 2007; Lee, et al., 2009; Plaza de los Reyes, et al., 2011).

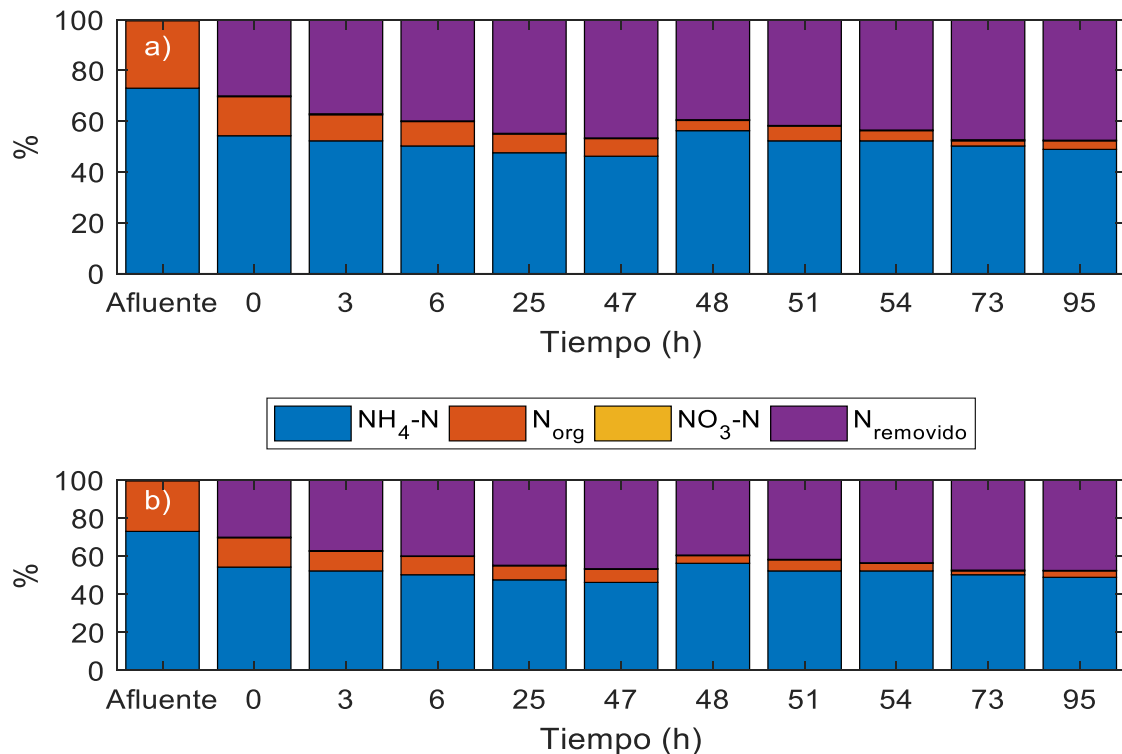


Figura 24. Balance de nitrógeno durante la operación en serie en a) sistema híbrido con vegetación b) sistema híbrido control.

De las 3 h a las 47 h se observa una disminución gradual en el porcentaje de N_{org}. Lo anterior está asociado al proceso de amonificación, que es la conversión del N_{org} a NH₄ o NH₃ (dependiendo de los valores de pH) (Lee, et al., 2009). De igual forma, se observa una disminución gradual del NH₄-N, aunque en menor proporción que el N_{org}. Según Molle et al. (2008), la nitrificación directa es baja en los humedales y limitada al tiempo de retención del NH₄-N en el medio de soporte. El N_{removido} a las 47 h en las unidades horizontales equivale a un 46.58 % en el sistema híbrido con vegetación y 42.96 % en el sistema híbrido control.

A las 48 h se llevó a cabo la alimentación para la operación en serie de los HVSS con el efluente de los HHSS. A partir de lo anterior, se observó un incremento en el N_{total} al tomar la muestra, originado por un aumento del NH₄-N en ambos sistemas híbridos, lo cual pudo deberse como se mencionó anteriormente al arrastre del nitrógeno adherido en el medio de soporte proveniente de los experimentos

anteriores. La presencia de NTK en los HVSS puede deberse a la saturación de materia orgánica en el fondo de los HVSS; nitrógeno inorgánico que no puede adsorberse en el medio de soporte y no alcanza a ser asimilado por la planta, debido a que las raíces no llegan hasta esa profundidad al quedar depositados en el fondo.

De las 51 h a las 95 h continúa una ligera disminución gradual tanto de N_{org} como de NH_4-N en ambos sistemas híbridos, debido a los procesos de amonificación y nitrificación, respectivamente. El $N_{removido}$ a las 95 h en las unidades verticales equivale a un 47.47 % en el sistema híbrido con vegetación y 46.49 % en el sistema híbrido control.

A lo largo de todo el experimento, el NO_3-N presentó valores muy por debajo del NH_4-N y el N_{org} . A las 73 h se observó en los humedales verticales un aumento en la concentración de NO_3-N , lo que se esperaba debido a la nitrificación del NH_4-N . Sin embargo, la variación fue mínima. Como se discutió en la sección anterior, la limitada nitrificación pudo ser causada por la ausencia de zonas aerobias que impidieron que el NH_4-N fuera oxidado en un mayor porcentaje (Vyzamal, 2005).

Finalmente, la limitada nitrificación y consiguiente baja desnitrificación derivaron en eficiencias de remoción menores a lo esperado, por debajo del 50 %; en contraste a lo obtenido por Hernández (2019), quien para el mismo sistema estudiado alcanzó una remoción de NT por encima del 65 %. Lo anterior puede explicarse por una alta relación C/N (calculada como COD/NTK), la cual para el presente trabajo durante la operación en serie tuvo un valor de 6:1, en comparación con una relación 3:1 según lo reportado por Hernández (2019). De acuerdo con Zhu et al. (2014), quienes evaluaron relaciones C/N entre 1:1 y 7:1 en un HHSS, una relación superior a 5:1 se relaciona con una gran carga de materia orgánica capaz de consumir el oxígeno disuelto en el sistema y, por consiguiente, inhibir la nitrificación del NH_4-N . Adicionalmente, la recuperación del oxígeno disuelto en sistemas con una relación C/N alta es inferior a lo que se observa en aquellos con una relación C/N media o baja (Zhu et al., 2014). Por otro lado, de acuerdo con Zhi y Ji (2014), quienes estudiaron a escala de laboratorio un HVSS operado de forma secuencial bajo la influencia de diferentes relaciones C/N en un rango de 2 – 12:1, se requirieron

relaciones mayores a 6:1 para alcanzar una desnitrificación completa, sin acumulación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el sistema. Adicionalmente, análisis biológicos revelaron que a partir de dicha relación (6:1) el proceso anammox (ver sección 2.4.2.5) aumentó notablemente. Lo anterior puede estar relacionado con la baja presencia de $\text{NO}_3\text{-N}$ observada en el presente estudio.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES

El porcentaje de remoción promedio global para la DQO en los humedales operados por separado fue de 87.30 % (± 0.85 %) y para los operados en serie de 91.61 % (± 1.66 %). El porcentaje de remoción promedio global de $\text{NH}_4\text{-N}$, NTK y $\text{NO}_3\text{-N}$ para los humedales operados por separado fue de 31.92 % (± 8.89 %), 36.85 % (± 4.95 %) y 52.78 % (± 10.64 %), respectivamente, y para los operados en serie fue de 33.94 % (± 1.30 %), 47.08 % (± 0.64 %) y 22.22 % (± 15.71 %), respectivamente.

Analizando los procesos de remoción de nitrógeno que se llevaron a cabo en el sistema de humedales artificiales estudiado, se observó que la eliminación de nitrógeno por los procesos de sedimentación y adsorción en el medio de soporte fue el primer método; alcanzando un porcentaje de remoción de N_{total} durante la operación por separado en las unidades (HHSS y HVSS) con planta de 24.22 % (± 1.99 %) y 12.95 % (± 3.77 %) en las de control, y durante la operación en serie de 30.02 % en el HHSS con planta y 22.29 % en el HHSS de control.

El segundo proceso fue la amonificación del N_{org} , proceso mediante el cual se removió un promedio de 8.30 % (± 1.48 %) del N_{total} durante la operación por separado (47 h) en las unidades (HHSS y HVSS) con planta y 18.00 % (± 1.99 %) en las de control, y durante la operación en serie (95 h) de 5.36 % en el sistema híbrido con planta y 10.71 % en el sistema híbrido de control.

Por otro lado, el proceso de nitrificación del $\text{NH}_4\text{-N}$ se vio limitado, lo cual se pudo corroborar con la baja concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ observada a lo largo de todo el experimento. El porcentaje de remoción promedio final con respecto al N_{total} asociado al proceso de nitrificación durante la operación por separado (47 h) en las cuatro unidades de HHSS y HVSS (con planta y de control) fue de 6.25 % (± 3.85 %) y durante la operación en serie (95 h) de los sistemas híbridos (con planta y control) de 8.04 % (± 3.78 %).

La limitada nitrificación afectó el proceso posterior de desnitrificación y, por consiguiente, se obtuvieron eficiencia de remoción globales de N_{total} de 36.92 % (\pm 4.94 %) durante la operación por separado (47 h) y 46.98 % (\pm 0.70 %) durante la operación en serie (95 h). Lo anterior puede explicarse por una alta relación C/N, cuyos valores fueron iguales a 7:1 durante la operación por separado y de 6:1 durante la operación en serie. Estos valores se relacionan con una gran carga de materia orgánica capaz de consumir el oxígeno disuelto en el sistema y, por consiguiente, inhibir la nitrificación del NH_4-N .

La volatilización se considera estuvo presente a lo largo del experimento, aunque no se determinó el porcentaje de su influencia.

En particular durante la operación en serie, al momento de alimentar los HVSS con el efluente de los HHSS se observó un incremento en la concentración de NH_4-H . Este incremento también se presentó para la concentración de DQO. Por lo tanto, se deduce que el exceso de materia orgánica y nitrógeno inorgánico que no pudo ser adsorbido por el medio de soporte fue depositado en el fondo de los humedales sin la posibilidad de ser removido por los procesos mencionados anteriormente.

5.1 Recomendaciones

Para futuros trabajos de investigación, se recomienda realizar un análisis de los procesos de remoción de nitrógeno que abarque períodos más prolongados (un año mínimo), para determinar las variaciones debidas a los periodos climáticos que influyen en el año (como temperatura y lluvias), para un sistema de humedales artificiales subsuperficiales situado en el trópico.

Asimismo, verificar la relación C/N en el sistema de humedales artificiales subsuperficiales para obtener mayor información sobre la influencia de dicha relación en los procesos de remoción de nitrógeno.

Por otro lado, se recomienda el uso de la planta especie *Typha Domiguensis* debida a su amplio conocimiento en estudios sobre esta especie.

Finalmente, se recomienda monitorear la evapotranspiración en los humedales artificiales con vegetación y la evaporación en los humedales artificiales de control, para determinar la influencia de estos fenómenos en las variaciones de concentración medidas en el efluente para los parámetros estudiados.

.

REFERENCIAS

- Adrados, B., Sánchez, O., Arias, C., Becares, E., Garrido, I., J., M., . . . Morato, J. (2014). Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. *Water Research*, *55*, 304-312.
- Alburquerque, A., Oliveira, J., Semitela, J., & Amaral, L. (2009). Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, *100*, 6269-6277.
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements*. Obtenido de FAO Irrigation and drainage paper 56: <ftp://ftp.fao.org/agl/algw/docs/idp56s.pdf>
- Aloé, J., & Toribio, M. (2008). *Pérdidas por volatilización del Amoníaco*. Obtenido de Engormix.com: <https://www.engormix.com/agricultura/articulos/volatilizacion-de-amoniaco-t27589.htm>
- Al-Saedi, R., Smettem, K., & Siddique, K. H. (2018). Nitrogen removal efficiencies and pathways from un saturated and saturated zones in a laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, *228*, 466-474.
- Arias, C., Brix, H., & Marti, E. (2005). Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health(40)*, 1431-1443.
- Arias, I., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. (U. M. Granada, Ed.) *Ciencia e Ingeniería Neogranadina(13)*, 17-24.
- Ayaz, S., Aktas, O., Findik, N., Akca, L., & Kinaci, C. (2012). Effect of recirculation nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system. *Ecological Engineering*, *40*, 1-5.
- Ayaz, S., L., A., & Tuncsiper, B. (2003). *Removal of organic, inorganic and microbial pollution from waters discharged to drinking water dams by constructed wetland systems*. Turkey: TUBITAK-Marmara Research Center.
- Basulto, J., Manera, M., & Baladia, E. (2013). Ingesta dietética de nitratos en bebés y niños españoles y riesgo de metahemoglobinemia. *Revista Pediátrica Atención Primaria*, *15*, 65-69.
- Belser, L. W. (1979). Population Ecology of Nitrifying Bacteria. *Annual Review of Microbiology*, *33(1)*, 309-333.

- Bialowiec, A., & Wojnowska-Baryla, I. (2007). The efficiency of landfill leachate evapotranspiration in the soil-plant system with reed *Phragmites australis*. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 7(3-4), 331-337.
- Boyt, F. L., Bayler, E. L., & Zoltek, J. J. (1977). Removal of nutrients from treated municipal wastewater by wetland vegetation. (U. o. Florida, Ed.) *Research Journal WPCF*, 789-799.
- Brix, H. (1993). Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates. (M. G. (ed.), Ed.) *Constructed Wetlands for water Quality Improvement*, 391-398.
- Brix, H., & Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. (U. o. Department of biological Sciences, Ed.) *ELSEVIER*, 491-500.
- Brodie, G., Hammer, D., & Tomljanovich, D. (1988). Constructed wetlands for a acid drainage control in the Tennessee Valley. *American Society of Mining and Reclamation*, 325-331.
- Caselles-Osorio, A., & García, J. (2006). Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter. *Water Research*, 40(19), 3603-3611.
- Chen, Y., Wen, Y., Tang, Z., Huang, J., Zhou, Q., & Vymazal, J. (2015). Effects of plant biomass on bacterial community structure in constructed wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Ecol. Eng.*(84), 38-45.
- Chernicharo, C., & Goncalves, R. (2007). Trickle filters. En M. von Sperling, *Activated and Aerobic Biofilm Reactors* (págs. 271-283). London, U.K.: IWA, Publishing.
- Chung, A., Wu, Y., N.F.Y., T., & M.H., W. (2008). Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering, ELSEVIER*(32), 81-89.
- Cooper, P. (1998). A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. *Proceedings of 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*. Aguas de Sao Pedro, Brazil: Tauk-Tornisielo.
- Cui, Y. W., Peng, Y. Z., Peng, C. Y., Gan, X. Q., & Ye, L. (2005). Achieving biological nitrogen removal via nitrite by salt inhibition. *Proc of 1st IWA-ASPIRE Conf. and Exhib*, 10-15.
- Curt Fernández de la Mora, M. D. (2002). Fitodepuración en humedales. Conceptos generales. En J. Fernández González, *Manual de fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación*. (Vol. Capítulo 5, págs. 61-77). Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.

- Delgadillo, O., Camacho, A., Luis, P., & Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochamba, Bolivia: UMSS.
- Dusek, J., Picek, T., & Cizková, H. (2008). Redox potencial dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecol. Eng.*(34), 223-232.
- Fan, J., Zhang, B., Zhang, J., Ngo, H., Guo, W., & Liu, F. (2013). Intermittent aeration strategy to enhance organics and nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands. *Bioresour. Technol.*(141), 117.
- Farmwest, T. (2019). *Determining crop water use - crop coefficients* . Obtenido de Farmwest.com: <https://farmwest.com/node/932>
- Fernícola, N. (1989). *Metahemoglobinemia infantil causada por nitratos*. México, DF: Organización Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de ecología Humana y Salud.
- Gersberg, R. M., Elkins, B. V., & Goldman, C. D. (1983). Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Res.*, No. 9, 1009-1014.
- Giácoman, G., García, C., Ponce, C., Caballero, N., & Tapia, F. (2008). Evaluación de la eficiencia de los procesos de eliminación de materia orgánica y nitrógeno en un humedal artificial con flujo subsuperficial horizontal. *XI Seminario de investigación* (págs. 19-20). Mérida: Facultad de ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Grady Jr, Daigger, G., & Lim, H. (1999). *Biological Wastewater Treatment* (Vol. second ed.). Basel, Switzerland: Marcel Decker.
- Gutiérrez Mosquera, H., Peña Varón, M., & Aponte, A. (2010). Estimación del balance de Nitrógeno en un humedal construido subsuperficial plantado con *Heliconia psittacorum* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Antioquia*(56), 87-98.
- Hernández, M. (2019). Tratamiento de aguas residuales domésticas por medio de humedales artificiales híbridos en Yucatán. Tesis de Maestría. Facultad de ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Hernandez, m., & Mitsch, W. (2007). Denitrification Potencial and Organic Matter as Affected by Vegetation Community, Wetland Age, and Plant Introduction in Created Wetlands. *Journal of environmental quality*, 36, 213-224.
- Hunt, P., matheny, T., & Szogi, A. (2003). Denitrification in constructed wetlands used for treatment of swine wastewater. *J. Environmentall Qual.*, 32, 727-735.
- Hunt, P., Stone, k., Matheny, T., Poach, M., Vanotti, M., & Ducey, T. (2009). Denitrification of nitrified and non-nitrified swine lagoon wastewater in the suspended sludge layer of treatment wetlands. *Ecol. Eng.*, 35, 1514-1522.

- Hunt, P., Szögi, A., Humenik, F., Rice, J., Matheny, T., & Stone, K. (2002). Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. *Trans. ASAE*(45), 639-647.
- Jetten, M., Wagner, M., Fuerst, J., & Van Loosdrecht, M. (2001). Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('Anammox') process. *Curr. Opin. Biotechnol.*(12), 283-288.
- Jia, L., Wang, R., Feng, L., Zhou, X., Lv, J., & Wu, H. (2018). Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal*.
- Kadlec, R., & Knight, R. (1996). *Treatment wetlands*. USA: CRC Press.
- Kadlec, R., & Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. 2th ed. Boca Raton: Taylor & Francis Group.
- Kivaisi, A. K. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *ELSEVIER Ecological engineering*, 16, 545-560.
- Laber, J., Haberl, R., & Langergraber, G. (2003). Treatment of hospital wastewater with a 2-stage constructed wetland system. In: Haberl, R., Langergraber, G. (Eds.), *Achievements and Prospects of Phytoremediation in Europe*, 85.
- Lavrova, S., & Koumanova, B. (2010). Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bio-resource Technology*, 101, 1756-1761.
- Lee, C.-g., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetlands systems. *Engineer Life Science*, No. 1, 11-22.
- Lee, S., Maniquiz-Redillas, M., Choi, J., & Lee-Hyung, K. (2014). Nitrogen mass balance in a constructed wetland treating piggery wastewater effluent. *Journal of Environmental Sciences*(26), 1260-1266.
- Molle, P., Prost-Boucle, S., & Lienard, A. (2008). Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological engineering*(34), 23-29.
- Montoya, J., Ceballos, L., Casas, J., & Morato, J. (2010). Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. *Revista EIA, Escuela de Ingeniería de Antioquia*(14), 75-84.
- Mosquera-Corral, A., Gonzalez, F., Campos, J., & Mendez, R. (2005). Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochemical*(40), 3109-3118.

- NMX-AA026-SCFI. (2010). Secretaría de Economía. Ciudad de México.
- NMX-AA-029-SCFI. (2001). Secretaría de Economía. Ciudad de México.
- NMX-AA-030/1-SCFI-2012. (2012). Secretaría de economía. Ciudad de México.
- Papaevangelou, V., Gikas, G., & Tsihrintzis, V. (2012). Evaluation of evapotranspiration in small on-site HSF constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health*, 766-785.
- Pidre, R. (2010). Influencia del tipo y granulometría del sustrato en la depuración de las aguas residuales por el sistema de humedales artificiales de flujo vertical y horizontal. (D. d. Universidad de Cadiz, Ed.) Cadíz, España.
- Plaza de los Reyes, C., Vera, L., Salvato, M., Borin, M., & Vidal, G. (2011). Consideraciones para la eliminación del nitrógeno en humedales artificiales. *Tecnología del Agua*, 40-49. Obtenido de <https://www.researchgate.net/publication/235754309>
- Poach, M., Hunt, P., Reddy, G., Stone, K., Matheny, T., Johnson, M., & Sadler, E. (2004). Ammonia volatilization from marsh-pond-marsh constructed wetlands treating swine wastewater. *J. Environ. Qual.*(33), 844-851.
- Reddy, K., & D'Angelo, E. (1997). Biochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science Technology*, 35(5), 1-10.
- Reinhardt, M., Beat, M., Gärther, R., & Bernhard, W. (2006). Nitrogen Removal in a Small Constructed Wetland: An Isotope Mass Balance Approach. *Environmental Science Technology*(40), 3313-3319.
- Rogers, K. H., Breen, P. F., & J., C. A. (1991). Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants. *Research Journal Water Pollution Control Federation*, 63(7), 934-941.
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal Environmental Management*, 112, 429-448.
- Sánchez, F. J. (2019). *Evapotranspiración*. Obtenido de Hidrologia.usal.es: <http://hidrologia.usal.es/temas/Evapotransp.pdf>
- Sawyer, C. N., & McCarty, P. L. (1967). *Chemistry for sanitary engineers*. Mc Graw-Hill Inc. .
- Shipin, O., koottatep, T., Klanh, N., & Polprasent, C. (2005). Integrated natural treatment systems for developing communities: low-tech N-removal through the fluctuating microbial pathways. *Water Science and technology*(51), 199-306.

- Sklarz, M. Y., Gross, A., Yakirevich, A., & Soares, M. (2009). A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. *ELSEVIER*, 617-624.
- Sliekers, A., Derwort, N., Campos Gomez, J., Strous, M., Kuenen, J., & Jetten, M. (2002). Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. *Water Research*, 36, 2475-2482.
- Stefanakis, A., Akrotos, C., & Tsihrintzis, V. (2014). *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Amsterdam, Netherlands, Oxford, UK, Waltham, USA: first ed. ELsevier.
- Steiner, G., & Freeman, R. J. (1989). Configuration and substrate design considerations for constructed wetlands wastewater treatment. En D. A. Hammer, *Constructed Wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural* (págs. 363-377). Michigan, USA: Lewis publishers, inc.
- Strous, M., J.A., F., Kramer, H., Logemann, S., Muyzer, G., & Van de Pas-Schoonen, K. (1999). Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*(400), 446-449.
- Tam, N., Wong, A., Wong, M., & Wong, Y. (2009). Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. *Ecological Engineering*(35), 453-462.
- Tapia Gonzalez, F., Giacomani, G., Herrera, J., Quintal, C., García, J., & Puigagut, J. (2009). Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatan, México: Influence of plant species and contact time. *Water Sa*, 35.3, 335-342.
- Tejeda, M., & Zurita, F. (2014). Comparación de la eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina. *Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua*, pág. 6.
- Torrens Armengol, A. (2015). Subsurface Flow Constructed Wetlands for the treatment of wastewater from different sources. Design and operation. *Tesis de doctorado*. Univeritat de Barcelona.
- Torrens Armengol, A. (2015). Subsurface Flow Constructed Wetlands for the Treatment of Wastewater from Different Sources. Design and Operation. Universitat de Barcelona: PhD tesis.
- Torres, Á., Hernández, A., Fausto, A., & Zurita, F. (2017). Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno. *Int. Contam. Ambie.*, 33(1), 37-47.

- Turc, L. (1961). Estimation of irrigation water requirements, potencial evapotranspiration: a simple climatic formula evolved up to date. *Annals of Agronomy*, 12, 13-49.
- Tzakum, Y. (2019). Optimización de un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales híbridos. Tesis de Licenciatura. Facultad de ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., & García, J. (2010). Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. *Bioresource Technology*, 101.9, 2905-2912.
- UN-HABITAT. (2008). *Constructed Wetlands Manual Nepal, Kathmandu: UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme*.
- Vymazal, J. (2005). *Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment* (Vol. 25.5). Ecological Engineering.
- Vyzamal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*(380), 48-65.
- Vyzamal, J., & Kropfelova, L. (2008). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal SUB-surface Flow. *Series of Environmental Pollution*, 14, 566.
- Wallace, S., & Knight, R. (2006). Small-scale constructed wetland treatment systems feasibility, design criteria, and O & M requirements, Final report. *IWA Publishing and Water Environment Research Foundation (WERF)*, 350 págs.
- Wang, J., & Yang, N. (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemical*(39), 1223-1229.
- Ward, B. B. (2003). Significance of anaerobic ammonium oxidation in the ocean. *Trends Microbiol*(11), 408-410.
- Wu, H., Zhang, J., Wei, R., Liang, S., Li, C., & Xie, H. (2013). Nitrogen transformations and balance in constructed wetlands for slightly polluted river water treatment using different macrophytes. *Environmental Science and Pollution Research*(20), 443-451.
- Wu, S., Zhang, D., Austin, D., Dong, R., & Pang, C. (2011). Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. *Ecological Engineering*, 37(11), 1789-1795.
- Zaldívar, A., Herrera, J., Pérez, R., & Teutli, C. (2012). Evaluación del uso de los humedales de manglar como biofiltro de efluentes de camaróneras en Yucatán, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47.3, 395-405.
- Zang, D. Q., Tan, S. k., Gersberg, R. M., Zhu, J., Sdreddini, S., & Li, Y. (2012). Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch

- and continuous flow conditions. *Journal of Environmental Management*, 96, 1-6.
- Zhang, W., Lei, Q., Zhengkui, L., & Han, H. (2016). Temporal variation of nitrogen balance within constructed wetlands treating slightly polluted water using a stable nitrogen isotope experiment. *Environmental Science and Pollution Research*(23), 2677-2683.
- Zhao, Y. L., Zhang, W., Ouyang, Y., & An, S. (2010). Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. *Bioresour. Technol.*(101), 1693-1700.
- Zhi, W., & Ji, G. (2014). Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints. *Water Research*(64), 32-41.
- Zhong, F., Liang, W., Yu, T., Cheng, S., He, F., & Wu, Z. (2011). removal efficiency and balance of nitrogen in a recirculating aquaculture system integrated with constructed wetlands. *Journal of environmental Science and Health part A*(46), 789-794.
- Zhou, S., & Hosomi, M. (2008). Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan. *Ecological Engineering*(32), 147-155.
- Zhu, H., Yan, B., Xu, Y., Guan, J., & Liu, S. (2014). Removal nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. *Ecological Engineering*(53), 58-63.
- Zurita, F., Anda, D., J., & Belmont, M. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 861-869.