

EVALUACIÓN DEL VETIVER (*CHRYSOPOGON ZIZANIOIDES*) Y LA ELEFANTA (*PENNISETUM PURPUREUM*) EN LA CARACTERIZACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Evaluation of vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and the elephant grass (*Pennisetum purpureum*) in the characterization of constructed wetlands for domestic wastewater treatment

Juan D. Ramírez ¹

Artículo de Investigación

Recibido: 21 de mayo de 2016

Aprobado: 30 de noviembre de 2017

Publicado: 10 de agosto de 2018

¹Ingeniero Ambiental, Facultad de Ingeniería. Universidad de Medellín. Medellín-Colombia. Correo electrónico: juanfisica271992@udea.edu.co

Keywords: artificial wetland, phytoremediation, domestic wastewater, biotreatment, porosity of the root system, plant selection

Palabras clave: humedal artificial, fitorremediación, aguas residuales domésticas, biotratamiento, porosidad del sistema radicular, selección de la planta

Cómo citar: Ramírez JD. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad (CAS). 4(1), 1-15, julio – diciembre 2018

URL: <https://aprendeenlinea.udea.edu.co/revistas/index.php/CAA>

Resumen: Se analizan dos especies de plantas el vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*). Los humedales artificiales contruidos fueron alimentados con agua residual sintética que emulaba un agua residual doméstica. Los resultados demuestran que las plantas presentan una alta tasa de remoción de contaminantes, en especial, la elefanta y en menor medida el vetiver con eficiencias del 94.76 % y 91.65% para SST, 74.12% y 57.41% para DBO₅, 77.92% y 65.61% para DQO, 42.01% y 38.07% para NTK y 24.01% y 22.00% para PT, respectivamente. Se muestra además que la remoción de materia orgánica en los humedales está ligada al aumento en la porosidad de la raíz en un 28.88% y 19.38% y crecimiento relativo de 27.22 y 16.05 (mg/g-día) para la elefanta y el vetiver respectivamente. Se concluye por tanto que la elefanta puede ser aplicada en humedales artificiales y técnicas de fitorremediación.

Abstract: Two plant species Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) and Elephant grass (*Pennisetum purpureum*) are analysed. The constructed wetlands were fed with synthetic wastewater emulating domestic wastewater. The results show that plants have a high rate of contaminant removal, especially Elephant grass and less Vetiver grass with removal efficiencies of 94.76% and 91.65% for TSS, 74.12% and 57.41% for BOD₅, 77.92% and 65.61% for COD, 42.01% and 38.07% for TKN and 24.01% and 22.00% for PT, respectively. It also shows that the removal of organic matter in wetlands is linked to the increase in porosity of the root in a 28.88% and 19.38% and relative growth of 27.22 and 16.05 (mg / g-day) to Elephant grass and Vetiver grass respectively. It therefore concludes that the elephant grass can be applied to artificial wetlands and phytoremediation techniques.

1 Introducción

Un humedal artificial es considerado como un sistema de tratamiento de aguas residuales no convencional, en el cual se utilizan técnicas de fitorremediación y otras técnicas de biotratamiento para eliminar contaminantes del agua. De acuerdo a Lara Borrero (1999), un humedal artificial, está compuesto por el agua residual, sustratos, sedimentos y restos de vegetación, microorganismos, animales y plantas. Los principales beneficios ambientales y de salud pública, que puede otorgar un humedal artificial, son especialmente la remoción

de nitrógeno, materia orgánica, fósforo, patógenos y metales, los cuales, si no son removidos de las aguas residuales, pueden contaminar la respectiva fuente receptora causando eutroficación o cualquier otra forma de contaminación.

Se ha demostrado que uno de los principales factores de depuración en los humedales son los helófitos (plantas capaces de arraigar en suelos anegados o inundados). Debido a su particular fisiología y ecología, estas plantas tienen la capacidad de depurar el agua mediante la asimilación directa de nutrientes, en especial nitrógeno y

Ramírez JD. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

fósforo que son retirados del medio e incorporados al tejido vegetal. Además de este efecto directo, los helófitos son capaces de transportar oxígeno en grandes cantidades desde los tallos hacia las raíces y rizomas, contribuyendo a los procesos de depuración (Ahmadi et al., 2012; Li et al., 2013).

Los microorganismos presentes en las raíces aprovechan el oxígeno suministrado por las plantas para descomponer la materia orgánica, mediante reacciones aerobias. A su vez, las plantas aprovechan algunos productos resultantes de estas reacciones, consiguiendo, en condiciones adecuadas, crecer a ritmos muy elevados. De esta forma, se establece una especie de simbiosis entre organismos productores, como las plantas, y organismos reductores, como las bacterias (Li et al., 2013).

A pesar de que existen diferentes referencias en la literatura acerca del papel de las plantas en la fitorremediación, no es del todo claro el género o el conjunto de especies que realizan mayor eficiencia de remoción de contaminantes, especialmente en el agua. La principal dificultad en la selección de un sistema de biotratamiento con plantas es la elección de la especie, aunque, de acuerdo a Jin et al., (2013) y Liukkonen et al., (2013), esta selección radica en muchos casos en 3 variables: calidad del agua residual, condiciones climáticas y composición del sustrato, es por tal que, la selección de la especie vegetal debe optimizar el sistema de tratamiento.

Algunas especies vegetales han sido más estudiadas en el campo de humedales artificiales que otras, tal es el caso del papiro japonés (*Cyperus alternifolius*) el cual es ampliamente utilizado en humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas y algunas industriales con altos contenidos de materia orgánica (Melayib et al., 2014). El uso de especies reportadas en la literatura y que no son endémicas en una región se ha masificado en sistemas a nivel industrial y municipal para el tratamiento de aguas residuales, tal que, constituyen una amenaza para el ecosistema que las acoge o en cambio debido a las condiciones climáticas no se adaptan satisfactoriamente y se termina con el abandono del humedal artificial. La selección y el estudio de especies vegetales especialmente endémicas en una región es particularmente importante, no solo porque amplía el conocimiento de especies vegetales potenciales para el tratamiento de aguas, sino, que también se evitan daños ecológicos.

La distribución geográfica, las condiciones climáticas y de hábitat, la composición del agua residual, la capacidad de asimilación de nutrientes, los costos agronómicos y demás proyecciones deben ser considerados en la selección de especies vegetales, es por tanto, que se debe recurrir a especies endémicas y en relación a plantas que tengan una alta tasa de crecimiento y que su ecosistema sea de grandes regímenes de humedad, es más, considerar especies que crecen cerca a sitios contaminados, aumenta el factor de éxito en el tratamiento de aguas residuales (Otálora Rodríguez, 2011).

Algunos autores como Gikas & Tsihrantzis (2012) y Arias & Brix (2003), señalan que humedales artificiales compuestos por diferentes

especies vegetales son más eficientes en la remoción de contaminantes que el uso de una sola especie. Leto et al., (2013) comenta que es preferible en humedales artificiales plantas que han sido extraídas de altos regímenes de humedad y posteriormente climatizadas, además, utilizar diversidad de especies garantiza niveles de purificación, considerando los cambios ambientales y de composición del agua residual a tratar.

Es por tanto que las investigaciones y estudios propuestos por autores concernientes en la selección de vegetación para el diseño de humedales artificiales, tales como Sasikala et al., (2009), Gikas & Tsihrantzis (2012) y Li et al. (2013), ha dado la realización del presente estudio, donde se pretende evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes y/o compuestos orgánicos en un agua residual de dos especies de plantas: vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*), en el diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico.

2 Metodología

2.1 Construcción y montaje de los sistemas pilotos

Se construyen 12 sistemas pilotos de 30 cm de largo, 20 cm de ancho y 30 cm de altura, cada 3 sistemas pilotos contienen una misma especie vegetal y constituyen un humedal artificial (humedales de flujo sub-superficial-vertical). Los recipientes se purgan, primero con una solución de acetona y hexano, seguido de una solución básica que contiene NaOH al 1% y con agua de grifo. Se procede a rotular cada uno de los recipientes de la siguiente manera: 3 recipientes como blanco (-), 3 recipiente como control positivo (+) en el cual se plantan el papiro japonés (*Cyperus alternifolius*); esta planta ha sido implementada en humedales artificiales como se describe en los estudios de Li-Hua et al., (2009), Melayib et al., (2014), Thongtha et al., (2014) y Yan et al., (2016); 3 recipientes con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y 3 recipientes con elefanta (*Pennisetum purpureum*), las dos primeras especies han sido compradas en viveros, mientras que, la tercera especie ha sido extraída de las orillas del río Medellín (latitud: 6° 22'45.50" N; longitud: 75° 27' 13.80" O).

Luego cada uno de los recipientes se rellena con grava anteriormente lavada con agua de grifo y secada a temperatura ambiente durante 48 h, tal que solo se rellena con este material hasta una profundidad de h=10 cm del recipiente respecto a la base inferior y h=20 cm de arena la cual se le ha dado el mismo tratamiento que la grava, se deja un borde libre de BL=5 cm.

2.2 Adecuación de las plantas en los sistemas pilotos o humedales artificiales

El primer paso es comprobar si las plantas pueden soportar la gran carga de humedad que se les va a suministrar, es decir, si tienen la capacidad fisiológica de resistir regímenes de humedad ácuicos y

Ramírez JD. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

únicos, para esto se colocan algunos ejemplares de cada especie en tres sistemas pilotos de prueba (9 plantas de cada especie por sistema piloto). Luego se procede a agregarles agua de grifo, que ha sido anteriormente puesta en reposo durante dos días (40 L), la cual se le agrega 0.5 g de tiosulfato de sodio pentahidratado ($Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$) por cada 10 L de agua de grifo y aireada durante 4 horas (agua reposada), esto con el fin de remover el cloro del agua y evitar la muerte de los microorganismos o formación de compuestos clorados como cloro-aminas. Posteriormente, se agregan 6 litros de agua por cada sistema piloto y se deja esta agua por 5 días, este procedimiento se vuelve a repetir a una frecuencia de 5 días por un periodo de 2 semanas.

Al comprobar que las plantas resisten regímenes de humedad se procede a realizar la siembra de las plantas; para esto se divide cada sistema piloto en 9 rectángulos de área 64 cm², en cada uno de estas subáreas, se siembra cada planta, de tal forma que en total por cada sistema piloto hay 9 plantas de papiro japonés (*Cyperus alternifolius*), 9 con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y 9 con elefanta (*Pennisetum purpureum*) en total cada humedal artificial presenta 27 especies vegetales. Cada una de estas plantas se siembra en el sustrato a una profundidad de hsiembra= 15 cm respecto a la superficie.

Se adecuan los humedales en un lugar donde reciben luz solar, ninguna precipitación y a una pendiente del 1 % de inclinación. Es importante señalar que con la división de siembra que se ha realizado anteriormente a los humedales, con esta misma es la que se utiliza para la extracción de las plantas para la caracterización y evaluación final.

Se adecuan y climatizan las plantas, para esto se utiliza la metodología descrita y propuesta por Mei et al., (2014); cada uno de los humedales se riega con 2 L de solución nutritiva o solución de Hoagland y Arnon¹, la composición de esta solución se encuentra descrita en el cuadro 1. El tiempo de adecuación y climatización de las plantas es de seis semanas con una frecuencia de irrigación de 3 días, de tal manera que en las dos primeras semanas se riegan las plantas con 2 L de agua nutritiva, la cual está compuesta por un 50% de agua de grifo reposada y un 50% de solución nutritiva aireada durante dos horas.

Cuadro 1. Solución de Hoagland y Arnon para acondicionamiento vegetal.

Solución Nutritiva de Hoagland y Arnon	
Macronutrientes	Concentración (g/L)
Nitrato de Potasio (KNO_3)	1.02
Nitrato de Calcio ($Ca(NO_3)_2$)	0.50
Fosfato ácido de Amonio ($NH_4H_2PO_4$)	0.23
Sulfato de Magnesio Heptahidratado ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)	0.49
Micronutrientes	Concentración (mg/L)

¹ Hoagland y Arnon (1950) formularon dos soluciones nutritivas las cuales han sido ampliamente utilizadas. Las soluciones nutritivas representan un medio excelente para

Ácido Bórico (H_3BO_3)	2.86
Cloruro de Manganeso Tetrahidratado ($MnCl_2 \cdot 4H_2O$)	1.81
Sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$)	0.08
Sulfato de zinc Heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)	0.22
Ácido de Molibdeno ($H_2MoO_4 \cdot H_2O$)	0.09
Sulfato de hierro heptahidratado 0.5% ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)	0.6 mL
Ácido Tartárico 0.4 %	1 mL

En la tercera y cuarta semana se riega las plantas con la misma cantidad a una proporción de 25% de agua reposada y un 75% de solución nutritiva y las últimas dos semanas se riegan las plantas bajo el mismo volumen de agua, pero con una proporción de un 100% de solución nutritiva. Cada vez que se agrega la solución nutritiva a los humedales artificiales, se evacua la solución existente.

Al finalizar la fase de climatización y adecuación, se procede con la extracción de una muestra vegetal en cada humedal, para efectos de evaluación y caracterización de las plantas en su etapa inicial. Por último, se inocula cada uno de los sistemas pilotos con microorganismos que provienen de la dilución de lodos de una PTAR, de la fermentación activa por lactobacilos y microorganismos procedentes de enmiendas orgánicas. La inyección del inóculo se realiza por cada 500 g de sustrato se inyectan 10 mL de inóculo.

2.3 Preparación, Evaluación y Caracterización del Agua sintética

La preparación del agua sintética, se realiza a partir de la metodología descrita por Saldarriaga Molina et al., (2010) y Torres Lozada et al., (1996). En la preparación del agua sintética se disponen de 48 L de agua reposada para cada prueba. La composición del agua residual sintética se muestra en el cuadro 2.

Cuadro 2. Composición del agua sintética (Saldarriaga Molina et al., 2010) y (Torres Lozada et al., 1996).

Composición del Agua Sintética.	
Compuestos Orgánicos.	Concentración (g/L)
Extracto de Carne Bovino.	8
Sacarosa.	10
Almidón.	12
Aceite vegetal.	2 mL
Macronutrientes	Concentración (g/L)
Acetato de Sodio	0.53
Ácido Acético.	0.183
Fosfato ácido de Potasio ($K_2H_2PO_4$)	6.0

regular la cantidad y la proporción relativa de las sales minerales suministradas a las plantas en cualquier experimento

Ramírez JD. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Macronutrientes	Concentración (g/L)
Sulfato de Magnesio Heptahidratado ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)	2.0
Urea	10
Cloruro de calcio ($CaCl_2$)	1.6
Cloruro de sodio ($NaCl$)	12
Micronutrientes	Concentración (mg/L)
Ácido Bórico (H_3BO_3)	10
Cloruro de Manganeso Tetrahidratado ($MnCl_2 \cdot 4H_2O$)	100
Sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$)	25
Sulfato de zinc Heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)	100
Cloruro de Cobalto hexahidratado ($CoCl_2 \cdot 6H_2O$)	24
Cloruro de hierro (III) hexahidratado ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$)	1350
Cloruro de Níquel hexahidratado ($NiCl_2 \cdot 6H_2O$)	120

A cada sistema piloto se agregan 4 L de agua, el cual es el volumen efectivo antes de su respectiva colmatación. La determinación del pH y la temperatura se realizan directamente en el agua sintética y en el efluente después de su extracción, usando el multiparámetro (Multiline WTP4) y siguiendo el respectivo protocolo de calibración para ambos parámetros medidos.

La determinación de los principales parámetros de caracterización del agua sintética y el efluente son: sólidos suspendidos (SST), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y fósforo total (PT) se hacen a partir de los protocolos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW).

2.4 Determinación del tiempo de retención hidráulico óptimo.

En la determinación del tiempo de retención hidráulico (TRH) óptimo se modifica la metodología propuesta por Yan et al., (2016), los autores proponen que la determinación del TRH se debe realizar con la evaluación de la DBO_5 y el día en el que se presenta el valor más bajo de este parámetro de calidad es el TRH óptimo; en el caso de estudio se utiliza la DQO como parámetro de determinación del TRH, para esto se construyen tres sistemas pilotos independientes en cada uno de estos se siembran las tres especies de plantas y se consideran los mismo criterios de evaluación y prueba para los sistemas piloto del experimento. Para determinar el TRH, en cada sistema, se riega

cada humedal artificial con 4 L de agua sintética (volumen efectivo del sistema piloto) y cada día durante 8 días, se toman 200 mL de muestra de cada humedal, considerando la extracción de purga de la manguera y del recipiente.

A partir de estos 200 mL de muestra para cada sistema piloto se extraen 3 alícuotas para determinación de la DQO, de tal forma que para cada día y para cada uno de los sistemas pilotos se realizan 3 pruebas de DQO, por el método de reflujo cerrado. Al terminar el muestreo se determina cual día y sistema piloto presenta el valor de DQO promedio más bajo y este por tanto es el TRH óptimo de trabajo para los sistemas pilotos.

2.5 Evaluación y Caracterización de las plantas.

El crecimiento de la planta se determinará a partir de la relación establecida por Mei et al., (2014) y Sasikala et al., (2009), el cual es proporcional al aumento de la biomasa, es por tanto que se establece una tasa de crecimiento relativo al principio y al final del experimento a partir de la ecuación (1):

$$RGR = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{t} \quad [1]$$

En donde W_2 y W_1 , son los pesos al final y al inicio de las plantas respectivamente; de cada sistema piloto se extrae una muestra o espécimen vegetal, cada una de las muestras es puesta en un horno a 85°C durante 36 horas, esto con el fin de llevarlo a peso constante. A estas muestras se les mide la longitud de la raíz y la distribución de estas dentro del sistema piloto, además de medir la longitud de las plantas respecto a tallo y hojas.

La relación raíz-masa se calcula al final de la prueba. Se sacrifica de cada humedal una planta, se limpia con agua destilada y se realiza el mismo procedimiento para la determinación de la biomasa total. Se procede a realizar el corte entre la zona basal de la planta y el tallo y de nuevo se mide la masa por separado. De acuerdo a Sasikala et al., (2009), la relación es descrita como:

$$\text{Relación Raíz} - \text{Masa} = \frac{B_{\text{sub}} (g)}{B_{\text{total}} (g)} \quad [2]$$

Donde B_{sub} es la biomasa subterránea en g y B_{total} es la biomasa total de cada planta en g.

La determinación de la porosidad de la raíz se realiza de acuerdo al procedimiento que describe Ahmadi et al., (2012) y Sasikala et al., (2009). El método para determinar la porosidad² que se usa es el método del picnómetro. Se utilizan 5 g de raíz fresca (2-2.5 cm desde el ápice de la raíz) para la determinación de la porosidad. Se determina el volumen de gas que ocupa en la raíz antes y después de ser macerado, con el fin de determinar la diferencia de densidad y de

² La porosidad de la raíz en los últimos estudios ha sido considerada como un parámetro de gran importancia, puesto que, esta correlacionado con la absorción de los contaminantes orgánicos en el A.R.D. en el sistema biológico de la especie vegetal, tal que, a mayor incremento de la porosidad, mayor absorción del contaminante. Los

métodos para determinar este parámetro van desde la ocupación de gas en la raíz (método del picnómetro) hasta el método colorimétrico (método del citrato de titanio). Ahmadi et al., (2012) y Mei et al., (2014) amplían los diferentes métodos para la evaluación del parámetro

Ramírez JD. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

esta manera establecer un porcentaje de poro que ocupa la raíz de la especie vegetal, dado por la relación:

$$\% \text{ Porosidad} - \text{Raíz} = \frac{\% \text{ Volumen-Gas}}{\text{Gas-Volumen}} \quad [3]$$

2.5 Análisis Estadístico.

El análisis estadístico corresponde a medidas de tendencia central como el promedio y medidas de dispersión como la desviación estándar y el coeficiente de variación. Con el fin de establecer el comportamiento de los parámetros de calidad del agua que se analizan en la salida del proceso de tratamiento, con respecto a los parámetros en la entrada del mismo, se estima la eficiencia de remoción para los sistemas pilotos. La eficiencia de remoción se determina mediante la ecuación 4:

$$E = 1 - \frac{E_f}{A_f} \quad [4]$$

Donde E es la eficiencia de remoción, A_f y E_f son las concentraciones afluente y efluente del parámetro de calidad a analizar.

3 Resultados y discusión

3.1 Caracterización del agua sintética

El agua sintética que se prepara como afluente para cada uno de los sistemas pilotos, presenta valores de pH promedios a un agua residual doméstica (A.R.D.) común, tal y como señala Torres Lozada et al., (1996), el pH promedio para cada una de las muestras de agua sintética, es de 7.08 ± 0.18 con un coeficiente de variación de 3% respecto a la media. Los valores de DBO_5 y DQO, se encuentran en el rango de un A.R.D. común, tal y como señala Li et al., (2013), Torres Lozada et al., (1996) y Saldarriaga Molina et al., (2010), los cuales comentan que el intervalo promedio de DBO_5 está entre [100-400] ppm O_2 y DQO entre [350-800] ppm O_2 para un A.R.D; las variaciones de estos parámetros respecto a la media son del 15% y 6% respectivamente (cuadro 3).

Cuadro 3. Resultados de la evaluación de parámetros en la caracterización del agua sintética. Donde \bar{x} es el promedio de cada parámetro, σ es la desviación estándar del parámetro y C.V. es el coeficiente de variación del correspondiente parámetro (S.S.T: sólidos suspendidos totales, DBO_5

demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, NTK: nitrógeno total Kjeldahl y PT: fosforo total).

Parámetro	Unidades	\bar{X}	σ	C.V.
pH	pH	7.08	0.18	0.03
S.S.T.	$\frac{mg}{L}$	1456.2	246.1	0.17
DBO_5	$\frac{L}{mg - O_2}$	350.2	50.9	0.15
DQO	$\frac{L}{mg - O_2}$	528	31.3	0.06
NTK	$\frac{L}{mg}$	56.8	6.06	0.11
PT	$\frac{L}{mg}$	8.2	1.48	0.18

De igual forma los valores de sólidos, NTK y PT, que componen al agua sintética, se encuentran en los respectivos rangos de un A.R.D. común. La importancia en la determinación de estos parámetros subyace en la naturaleza de remoción y biodegradabilidad³ de los humedales artificiales respecto a algunos compuestos que forman parte del afluente, tal y como describe Longston et al., (1997), la evaluación de los parámetros en un afluente es demasiado importante debido a la elección del respectivo sistema de tratamiento: biológico, convencional o mixto. Algunos autores proponen que la selección de la tecnología de tratamiento especialmente para materia orgánica se debe considerar bajo el criterio de biodegradabilidad (DBO_5)/DQO. En el caso de la evaluación de los humedales artificiales la relación (DBO_5)/DQO=0.66, lo que establece que la materia orgánica presente en el agua sintética es de fácil biodegradabilidad.

3.2 Tiempo de retención hidráulico⁴

La idea en determinar el TRH óptimo subyace en considerar cual es el valor de DQO mínimo que presentan los humedales artificiales, a medida que transcurre un lapso de tiempo; ahora es importante resaltar que para la determinación del TRH óptimo en humedales artificiales algunos autores señalan que se debe determinar a partir de la DBO_5 . Cada uno de los resultados que se obtiene, son el respectivo promedio de cada una de las muestras de agua sintética para la DQO que se prepara para adicionar a los sistemas pilotos, de igual forma, se presenta el promedio de la DQO en cada día de evaluación para el efluente, así como la respectiva remoción en cada lapso de tiempo (cuadro 4).

³El criterio de biodegradabilidad se entiende como la relación entre los contaminantes de fácil degradabilidad que puede ser llevado por microorganismos y expresado en la DBO_5 y contaminantes que los microorganismos no pueden sintetizar y absorber en sus sistemas biológicos o de baja degradabilidad expresado en la DQO. Como señala Longston, Hess, & Horsley, (1997) una relación por debajo de 0.2 establece unidades de tratamiento convencionales sin el uso de unidades de tratamiento biológicas, una relación entre 0.2 y 0.6 establece unidades de tratamiento mixtas, mientras que, una relación por encima de 0.6 establece unidades de tratamiento biológicas.

⁴ El TRH para sistemas o unidades de tratamiento meramente biológicos debe ser determinado a partir de la DBO_5 , puesto que son los microorganismos los que realizan la depuración de las aguas residuales. En este caso se determina a partir de la DQO, debido al lapso de tiempo y la cantidad de medidas que conlleva realizar la DBO_5 . De igual forma como resalta Arias & Brix, (2003) la DQO puede ser una aproximación apropiada para la evaluación de humedales artificiales.

UAP: productos solubles asociados a la utilización de sustratos. La lectura acerca de estos productos solubles del sustrato y la biomasa activa puede ser ampliada por Rittmann & McCarty, (1997)

BAP: productos solubles asociados a la biomasa

Cuadro 4. Resultados en la determinación del tiempo de detención hidráulico óptimo del afluente para los humedales artificiales. Donde DQO_i es el valor promedio de la DQO en el afluente y DQO_f es el valor promedio de la DQO.

Tiempo (días)	$DQO_{inicial} \left(\frac{mg}{L}\right)$	$DQO_{final} \left(\frac{mg}{L}\right)$	% Remoción
1	528 ± 31.3	221 ± 12.3	58.14
2		125 ± 10.2	76.33
3		134 ± 15.3	74.62
4		149 ± 9.5	71.78
5		183 ± 23.2	65.34
6		153 ± 15.7	71.02
7		175 ± 17.2	66.86
8		156 ± 17.9	70.45

El TRH óptimo es de 2 días o a las 48 horas (gráfico 1), después de agregar el agua sintética, la DQO desciende llegando a un punto mínimo y en tiempos posteriores este tiende a aumentar, la razón de esta situación se debe a que los microorganismos y las plantas no solo realizan procesos de síntesis, donde remueven la materia orgánica, sino, también procesos de residuos celulares, donde producen compuestos orgánicos, algunos de fácil degradabilidad y otros de no tanta como los UAP y BAP, además de procesos de depredación y endogénesis, que se suceden en el humedal sino se agrega la cantidad de nutrientes necesaria, las plantas por su parte al no tener la proporción de nutrientes disponibles, empiezan a oxidarse y en consecuencia se obtiene muerte del sistema radicular y muerte de la biomasa aérea, lo cual aumenta significativamente el valor de DQO (Rittmann & McCarty, 1997).

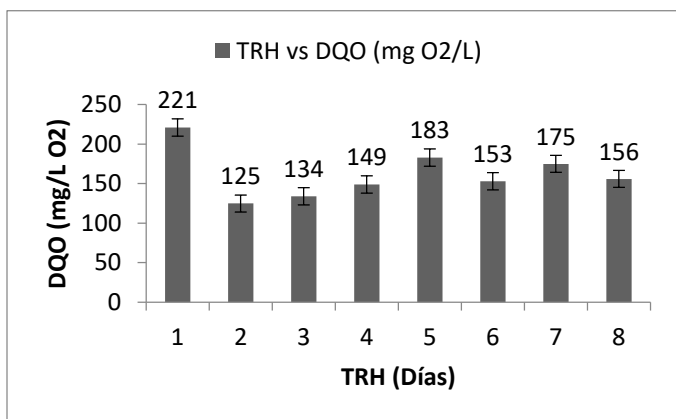


Gráfico 1. Distribución de la DQO en el efluente para la determinación del TRH óptimo en los humedales artificiales. Fuente: elaboración propia.

El TRH está acorde a los reportados en la literatura especialmente por Arias & Brix, (2003) y Yocum, (2005), en donde en los sistemas de balsas, humedales y pantanos se recomiendan TRH de 2 a 5 días, dependiendo del contaminante específico que se requiere remover; en este caso el objetivo es remover materia orgánica y contaminantes orgánicos, especificados a partir de la evaluación de DBO_5 y DQO.

De acuerdo con Arias & Brix, (2003), el TRH óptimo va depender de la tasa de remoción de contaminantes; la remoción de materia orgánica por procesos de síntesis y oxidación a partir de organismos conlleva menos tiempo que la oxidación y remoción de contaminantes específicos como el nitrato y fosfato, luego para remoción de DQO y DBO_5 se necesita un menor tiempo de retención. Rittmann & McCarty, (1997), mencionan que para nitratos y fosfatos se necesitan TRH aproximadamente de 5 a 9 días en humedales de flujo sub-superficial horizontal o vertical.

3.3 Evaluación Y Caracterización Del Efluente.

La fase experimental presenta una duración de 3 semanas durante las cuales se realizan 7 muestreos cada 2 días. Durante cada muestreo se procura en evacuar en totalidad el efluente en los sistemas pilotos e incorporar el agua sintética seguidamente, como es el proceso natural de un humedal artificial. Los respectivos resultados de la evaluación y caracterización del efluente se muestran en el cuadro 5; los cuales corresponden al promedio, la desviación estándar y el porcentaje de remoción para cada sistema piloto homólogo. La temperatura de efluente no muestra ningún cambio significativo y generalmente el rango de variación esta entre 21.3 °C y 23.5 °C.

Cuadro 5. Resultados de la evaluación y caracterización de parámetros para el efluente en cada uno de los sistemas pilotos. Donde \bar{x} es el promedio de cada parámetro, σ es la desviación estándar del parámetro y %Rem es el porcentaje de remoción que corresponden a cada parámetro (S.S.T: sólidos suspendidos totales, DBO_5 : demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, NTK: nitrógeno total Kjeldahl y PT: fosforo total).

Parámetro Evaluado.	Blanco (-)	Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>)	Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>)	Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>)	
pH (pH)	\bar{X}	6.28	6.62	6.48	6.71
	σ	0.40	0.20	0.46	0.40
S.S.T ($\frac{mg}{L}$)	\bar{X}	118.45	65.17	121.65	76.37
	σ	16.0	16.66	35.36	17.00
	% Rem.	91.8	95.52	91.65	94.76
	\bar{X}	243.95	113.15	149.13	90.63
$DBO_5 \left(\frac{mg}{L}\right)$	σ	32.0	25.33	28.12	15.88
	% Rem.	30.3	67.69	57.41	74.12
	\bar{X}	368.16	138.23	181.59	116.57
DQO ($\frac{mg}{L}$)	σ	45.6	30.72	34.09	28.45
	\bar{X}	1			

	%	30.2	73.82	65.61	77.92
Re		7			
m.					
	\bar{X}	39.6	35.25	35.18	32.94
		8			
NTK					
$\left(\frac{mg}{L}\right)$	σ	2.71	2.83	5.47	4.83
	%	30.1	37.94	38.07	42.01
Re		4			
m.					
	\bar{X}	6.89	6.35	6.40	6.23
PT					
$\left(\frac{mg}{L}\right)$	σ	0.52	0.46	0.62	0.45
	%	16.0	22.61	22.00	24.01
Re		3			
m.					

El pH en el efluente en general para todos los sistemas pilotos es ligeramente ácido, en correspondencia con el pH del afluente que es de 7.08 ± 0.18 . El valor promedio de pH más bajo lo presenta el blanco (-), el cual es de 6.28 ± 0.40 , seguido por el vetiver con un promedio de 6.48 ± 0.46 , el papiro japonés con un promedio de 6.62 ± 0.20 y por último la elefanta, el cual presenta una variación de pH muy baja respecto al pH del agua sintética y muy cerca a la neutralidad con un valor promedio de 6.71 ± 0.40 .

La variación del pH es cerca a la neutralidad, como se muestra en la gráfica 2, donde el valor máximo que se presenta es de 7.2 para la elefanta y el valor mínimo es de 5.7 para el vetiver, ya a partir de este rango se empieza a mostrar la variabilidad del pH en cada uno de los sistemas pilotos. El rango de acidez, se debe a que gran parte de los productos de desecho de los microorganismos son de carácter ácido, debido a que cuando oxidan la materia orgánica, siendo este su sustrato y como aceptor de electrones el oxígeno, nitrato o sulfato, dependiendo de la especie de microorganismos, la vía de reducción siempre se van a dar especies ácidas, también las raíces de las plantas exudan especies de este tipo, lo cual hace que el pH del afluente disminuya y por tal en el efluente se presente esta caída de pH (Rittmann & McCarty, 1997; Sasikala et al., 2009).

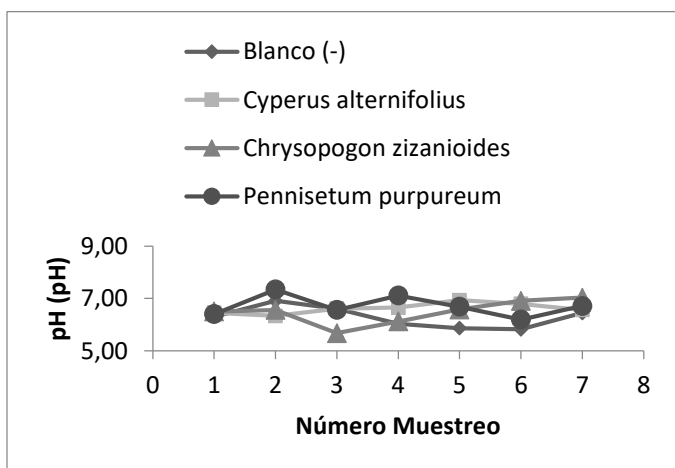


Gráfico 2. Variación del pH en el efluente para cada humedal artificial durante el número de muestreos. Fuente: elaboración propia.

En el caso de los humedales artificiales, controlar el pH es demasiado importante, tal y como señala Arias & Brix, (2003), Gikas & Tsihrintzis, (2012) y Otálora Rodríguez, (2011), especialmente para las plantas y los microorganismos, en primer lugar para mantener la cinética del crecimiento bacteriano, los microorganismos crecen bajo un rango de pH óptimo entre la neutralidad y medio ligeramente ácidos, si el pH tiende a disminuir demasiado a la acidez, los microorganismos mueren o tienden a disminuir su tasa de crecimiento y en vez de esto empiezan a proliferar hongos y organismos filamentosos que al no ser controlados pueden contribuir a la muerte del sistema radicular y tallo de las plantas. En segundo lugar, un pH con tendencia a la acidez, disminuye los aceptores de electrones para la oxidación de materia orgánica y en tercer lugar un pH que tiende a ser inestable, disminuyen en gran proporción la vida del humedal artificial.

El valor promedio de SST, más bajo lo presenta el papiro japonés, con una concentración de SST remanentes en el efluente de 65.17 ± 16.66 ppm y una eficiencia de remoción de 95.52%, seguido por la elefanta con una concentración de 76.37 ± 17.00 ppm y una eficiencia de 94.76%, el blanco (-) con una concentración de 118.45 ± 16.01 ppm y una eficiencia de 91.87% y por último el vetiver con una concentración de 121.65 ± 35.36 ppm y una eficiencia de remoción de 91.65%. La variación de SST en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la gráfica 3. Los valores de remoción de SST tan altos, se deben a la alta densidad del sistema radicular y al sustrato utilizado en los sistemas pilotos y como consecuencia se tiene una mayor remoción de SST. De acuerdo a Leto et al., (2013) existe poca diferencia entre humedales artificiales y filtros de arena, tal y como, se muestra en los resultados en donde la eficiencia de remoción para el blanco (-) es equivalente a los humedales con plantas, por tanto, se alude que el sustrato es el que realiza la remoción de SST.

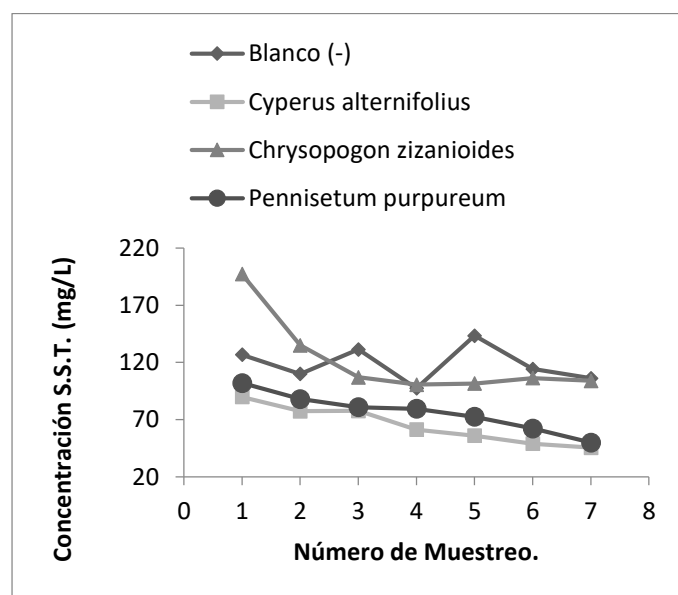
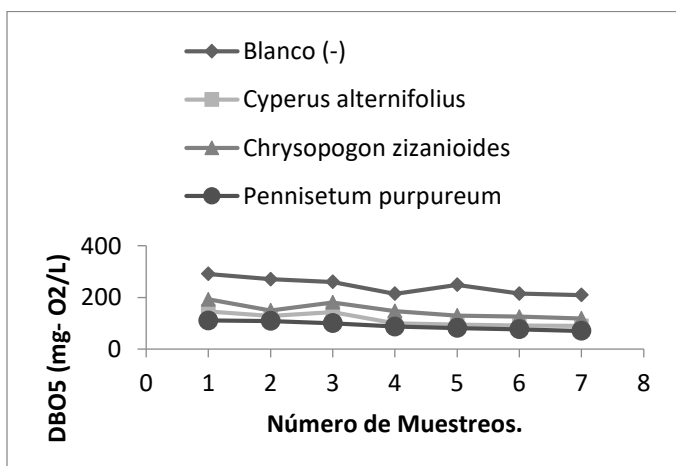


Gráfico 3. Variación de los sólidos suspendidos totales en el efluente para cada humedal artificial durante el número de muestreo. Fuente: elaboración propia.

La DBO₅ en el efluente en general para los sistemas pilotos disminuye, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual es superior al 50% en el caso de los sistemas pilotos que contienen plantas, esto en correspondencia con la DBO₅ del afluente que es de 350.2± 50.9 ppm O₂. El valor promedio de DBO₅ más bajo lo presenta la elefanta, con una concentración en el efluente de 90.63± 15.88 ppm O₂ y una eficiencia de remoción de 74.12%, seguido por el papiro japonés de 113.15 ± 25.33 ppm O₂ con una eficiencia de 67.69%, el vetiver de 149.13± 28.15 ppm O₂ con una eficiencia de 57.41% y por último el blanco (-) con una concentración de DBO₅ en el efluente de 243.95± 32.04 ppm O₂ y una eficiencia de remoción de 30.34%.

La concentración de DBO₅ en el efluente disminuye en gran proporción con el uso de las plantas en los sistemas pilotos a diferencia del blanco (-), en donde la remoción es cerca de 1/3 de la DBO₅ del afluente, se denota por tanto que gran parte de la composición del agua sintética, está relacionada con materia orgánica de fácil biodegradación como se ha comentado en el criterio de biodegradabilidad, es por esto que se presentan altos valores de remoción de DBO₅ en los sistemas pilotos. La variación de DBO₅ en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la gráfica 4.



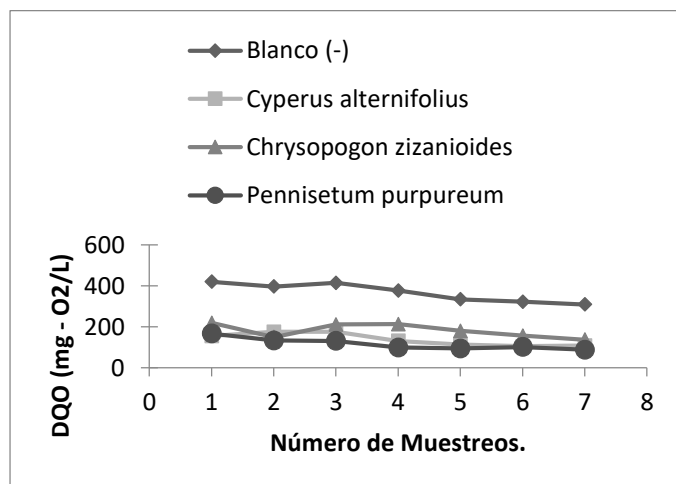
Gráfica 4. Variación de DBO₅ en el efluente para cada humedal artificial durante el número de muestreo. Fuente: elaboración propia.

La DBO₅ es el parámetro que se emplea para tener una idea de la concentración de materia orgánica biodegradable, en este caso es de vital importancia señalar los resultados que se obtienen de la DBO₅ en cada humedal artificial, puesto que, el proceso de tratamiento del agua residual, es llevado a cabo por microorganismos y por las plantas, es decir, se usan técnicas de biotratamiento, como lo son la fitorremediación, luego son los organismos vivos los que conllevan la transformación de la materia orgánica a productos de fácil asimilación para las plantas y para otros organismos que componen el humedal artificial o los sistemas pilotos en este caso (Silva & Dario, 2005).

La remoción de DBO₅, es mayor en los sistemas pilotos con plantas que en el sistema piloto que solo contiene el medio de soporte o sustrato. Aun así, existe una diferencia entre los sistemas con plantas, hay una mayor eficiencia en la tasa de remoción de DBO₅ en la elefanta, papiro japonés y en el vetiver respectivamente, esto puede aludir, a lo que señala Li et al., (2013), los cuales comentan que aquellas plantas que crecen en zonas con regímenes de humedad muy altos como balsas o pantanos y en sistemas con alta carga de contaminación como zonas cercas a vertimientos de aguas residuales, generalmente tienden a tener un mayor desempeño en los humedales artificiales que aquellas plantas que no crecen bajo estas condiciones.

La DQO, en general para todos los sistemas pilotos disminuye, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual es superior al 60% en el caso de los sistemas pilotos que contienen plantas, esto en correspondencia con la DQO del afluente que es de 528± 31.3 ppm O₂. El valor promedio de DQO más bajo lo presenta la elefanta, con una concentración en el efluente de 116.57± 28.45 ppm O₂ y una eficiencia de remoción del 77.92%, seguido por el papiro japonés de 138.23± 30.72 ppm O₂ y una eficiencia de 73.82%, el vetiver de 181.59± 34.09 ppm O₂ con una eficiencia de 65.61% y por último el blanco (-) con una concentración de DQO en el efluente de 368.16± 45.61 ppm O₂ con una eficiencia de remoción de 30.27%.

La concentración de DQO en el efluente disminuye en gran proporción con el uso de las plantas, en donde la remoción es cerca de 3/5 de la DQO del afluente, por tanto, gran parte de la composición del agua sintética como se menciona, está relacionada con materia orgánica de fácil biodegradación. La variación de DQO en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la gráfica 5; los sistemas pilotos que muestran la más baja concentración de DQO en el efluente corresponden en primer lugar a la elefanta, en segundo lugar, al papiro japonés y en tercer lugar el vetiver.

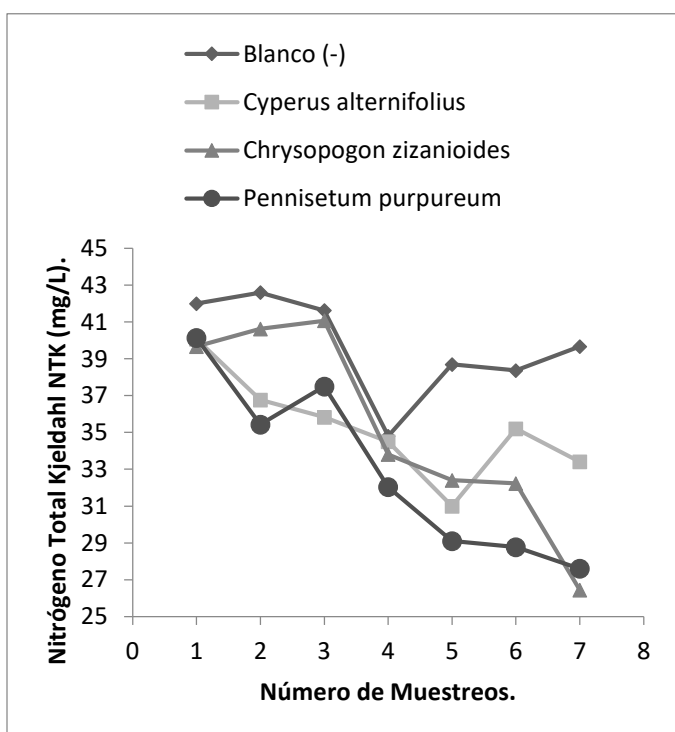


Gráfica 5. Variación de DQO en el efluente para cada humedal artificial durante el número de muestreo. Fuente: elaboración propia.

El NTK en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuye en mediana cantidad, cuya tasa de eficiencia de remoción

no es superior al 45%, esto en correspondencia con el NTK del afluente que es de 56.8 ± 6.06 ppm. El valor promedio de NTK más bajo en el efluente lo presenta la elefanta, con una concentración de 32.94 ± 4.83 ppm con eficiencia de remoción de 42.01%, seguido por el vetiver de 35.18 ± 5.47 ppm con eficiencia de 38.07%, el papiro japonés con una concentración de 35.25 ± 2.83 ppm y una eficiencia de remoción de 37.94% y por último el blanco (-) con una concentración de 39.68 ± 2.71 ppm y una eficiencia de remoción de 30.14%.

La concentración de NTK en el efluente disminuye en baja proporción con el uso de las plantas, por tanto la tasa de nitrificación/desnitrificación en los humedales artificiales es bajo en comparación con otras técnicas de tratamiento de agua residual convencional, esto se debe a la dependencia de muchos factores los cuales incluyen: la tasa de biomasa activa de organismos nitrificantes y desnitrificantes, la tasa de nitrógeno asimilable para las plantas y la formación de NO_3^- por parte de los microorganismos para ser aprovechado como aceptor de electrones o sustrato por otros microorganismos y por las plantas (Rittmann & McCarty, 1997). Aun así, los valores de remoción se encuentran bajo el promedio general en un diseño de humedal artificial, tal y como señala Otálora Rodríguez, (2011), el cual es de aproximadamente el 38% de remoción de NTK en humedales artificiales de flujo sub-superficial. La variación de NTK en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la gráfica 6.



Gráfica 6. Variación de NTK en el efluente para cada humedal artificial durante el número de muestreo. Fuente: elaboración propia.

La baja tasa de remoción de nitrógeno por parte de los humedales artificiales, es algo se preveía desde luego, puesto que tal y como

comenta Arias & Brix, (2003) y Rittmann & McCarty, (1997), la remoción de nitrógeno en aguas residuales es llevado a cabo por bacterias nitrificantes, las cuales son autótrofas, quimiolitótrofas y aerobias obligadas, que utilizan este compuesto como agente donante de electrones y el oxígeno como aceptor de electrones. De acuerdo a Rittmann & McCarty, (1997) y Sasikala et al., (2009) la remoción de nitrógeno debe ser llevado a cabo de 5 a 15 días para transformar por lo menos el 70% del nitrógeno total presente en el afluente, algo que, por supuesto no se puede considerar en los humedales tiempos de retención tan largos, a menos de que el sistema permita adaptarse dentro de parámetros de estabilización de nutrientes como el caso de balsas de estabilización.

En el caso de la elefanta y el papiro japonés, las cuales tienen la tasa de remoción de nitrógeno más altos, se puede deber a lo que considera Ahmadi et al., (2012) y Otálora Rodríguez, (2011); estos autores hacen mención que en la remoción de contaminantes se debe a la relación que exista entre los microorganismos y el sistema radicular de las plantas que componen el sistema de tratamiento, aquellas plantas que presentan un sistema radicular más arraigado y distribuido en el sistema, permite un mayor establecimiento de la ecología microbiana, pero de igual forma se puede traslapar a lo que menciona Mei et al., (2014), respecto a la porosidad de la raíz, aquellas plantas con una proporción de porosidad más alto presenta una tasa de oxígeno mayor en el sustrato, el cual puede ser usado por los microorganismos en este caso los nitrificantes, aumentando el efecto de la transformación y aprovechando los productos por las plantas.

El fósforo total (PT) en el efluente disminuye en poca cantidad, tal que para cada uno se puede estimar una baja tasa de eficiencia de remoción la cual no es superior al 25% en el caso de los sistemas pilotos que contienen plantas, esto en correspondencia con el PT del afluente que es de 8.2 ± 1.48 ppm. El valor promedio de PT más bajo lo presenta la elefanta, con una concentración en el efluente de 6.23 ± 0.45 ppm y una eficiencia de remoción de 24.01%, seguido por el papiro japonés con una concentración de 6.35 ± 0.45 ppm y una eficiencia de remoción de 22.61%, el vetiver con una concentración de 6.40 ± 0.62 ppm y una eficiencia del 22.00% y por último el blanco (-) con una concentración de PT en el efluente de 6.89 ± 0.52 ppm con eficiencia de remoción de 16.03%.

La tasa de remoción de fósforo en los humedales artificiales es baja en comparación con otras técnicas de tratamiento, esto se debe a la dependencia de muchos factores los cuales incluyen: la reacción del fósforo en formas o compuestos no asimilables, la competencia del mismo compuesto perdiendo capacidad de reacción, el tiempo de retención hidráulico, la proporción de microorganismos reductores de fósforo, tal y como específica Otálora Rodríguez, (2011) y Rittmann & McCarty, (1997). En los cuatro sistemas pilotos se puede observar la alta tasa de variabilidad o la complejidad del comportamiento del PT, esto se puede deber a que en los tiempos estimados de retención son mínimos, puesto que se selecciona como parámetro la DQO. La

Ramírez JD. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

variación de PT en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en el gráfico 7.

La remoción de fósforo en cualquier tratamiento de aguas es mucho más compleja, debido a las diferentes vías que puede tomar este contaminante, algunas de las vías de reacción son descritas por Otálora Rodríguez, (2011), las cuales son: aportación a la biomasa de fósforo normal (reacción con microorganismos), precipitación por compuestos metálicos en el afluente y complejación por otros compuestos. El humedal artificial que más alta tasa de remoción presenta es la elefanta, aunque no varía de manera significativa, respecto a los demás humedales artificiales, posiblemente la remoción de fósforo se debe a la intensificación biológica de la planta y a los mismos requerimientos metabólicos de la misma.

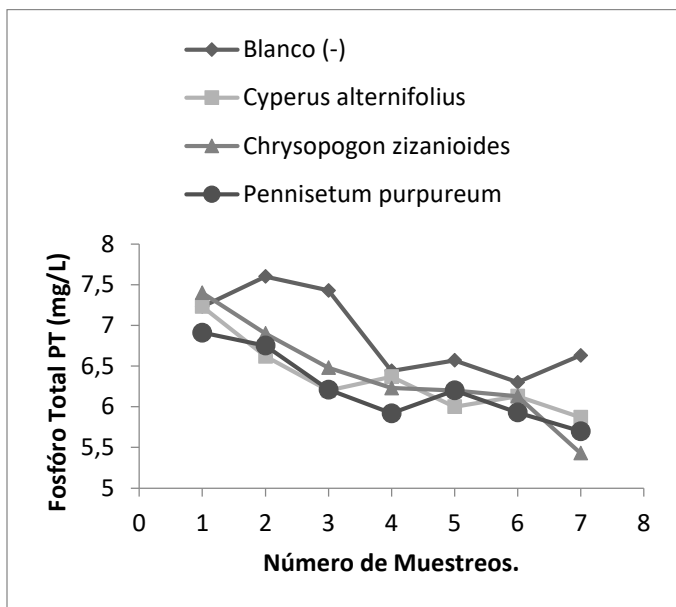


Gráfico 7. Variación de PT en el efluente para cada humedal artificial durante el número de muestreo. Fuente: elaboración propia.

3.4 Evaluación y Caracterización de las plantas.

Los respectivos resultados que se muestra en el cuadro 6, corresponden al promedio de la tasa de crecimiento relativo (RGR) (mg/g-día), relación inicial y final de biomasa subterránea/ biomasa total (RBST) (g/g), % aumento biomasa subterránea/biomasa total (%), porosidad inicial y final de la raíz (%) y % aumento en la porosidad de la raíz (%) de cada humedal artificial homólogo.

La tasa de crecimiento relativo RGR (mg/g-día) para cada planta, relaciona de manera directa el crecimiento de la planta a partir del aumento de la biomasa. El valor promedio de crecimiento relativo más alto lo presenta la elefanta con un RGR de 27.22 ± 1.22 mg/g-día y es lo que se espera, puesto que desde que se inicia la fase experimental durante cada semana, tanto las hojas y los tallos de esta planta crecen a una tasa muy alta, con respecto a las demás plantas. Esto es indicativo de que la especie vegetal bajo condiciones de alta

carga de materia orgánica en aguas residuales y humedad se ajusta de manera adecuada y exitosa.

Cuadro 6. Resultados de la evaluación y caracterización de las plantas en los sistemas pilotos. Donde \bar{x} es el promedio de cada parámetro, σ es la desviación estándar del parámetro y C.V es el coeficiente de variación que corresponden a la evaluación de la tasa media del crecimiento de la planta (RGR: tasa de crecimiento relativo, RBST: relación biomasa subterránea/biomasa total y porosidad de la raíz).

Tasa Media Del Crecimiento De La Planta.		Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>)	Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>)	Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>)
RGR (mg/g-día)	\bar{X}	12.61	16.05	27.22
	σ	3.43	0.33	1.22
	C.	0.27	0.02	0.04
	V.			
RBST inicial (g/g)	\bar{X}	0.39	0.34	0.25
	σ	0.02	0.05	0.01
	C.	0.04	0.14	0.06
	V.			
RBST final (g/g)	\bar{X}	0.41	0.39	0.30
	σ	0.01	0.00	0.02
	C.	0.04	0.00	0.08
	V.			
Incremento RBST (%)		3.88	13.78	19.79
	%			
Porosidad inicial de la raíz (%)	\bar{X}	19.31	28.76	33.00
	σ	1.83	6.39	2.27
	C.	0.09	0.22	0.07
	V.			
Porosidad Final de la raíz (%)	\bar{X}	23.30	34.33	42.53
	σ	2.24	3.74	2.10
	C.	0.10	0.11	0.05
	V.			
Incremento porosidad (%)		20.68	19.38	28.88
	%			

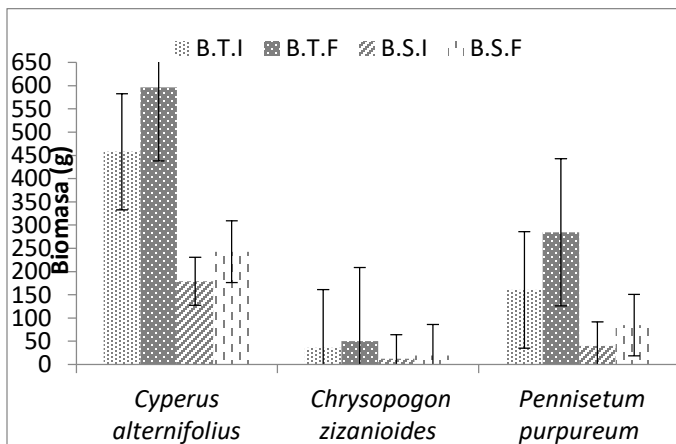
El siguiente valor promedio de crecimiento relativo más alto lo presenta el vetiver con un RGR de 16.05 ± 0.33 mg/g-día y por último fue el papiro japonés con una RGR de 12.61 ± 3.43 mg/g-día, en el cual, durante las semanas de muestreo, solo en la última semana se muestra el crecimiento de plántulas.

Durante el experimento en las respectivas fases inicial y final se determina la relación de biomasa subterránea y biomasa total (RBST), puesto que allí es donde prospera la simbiosis entre los microorganismos y las plantas; si la planta presenta una baja tasa de crecimiento del sistema radicular los productos solubles o de fácil asimilación que se encuentran en gradiente respecto a la altura del

sustrato, no son absorbidos. El valor promedio inicial de RBST (g/g) más alto lo presenta el papiro japonés con una relación 0.39 ± 0.02 (g/g), es decir, cerca del 39% representa la biomasa subterránea, el segundo valor promedio de RBST (g/g) lo presenta el vetiver con una relación 0.34 ± 0.05 (g/g), 34 % de biomasa subterránea y por último la elefanta con una relación 0.25 ± 0.01 (g/g), 25% de biomasa subterránea.

Al finalizar el experimento se determina nuevamente la RBST, tal que, el valor promedio de RBST (g/g) más alto lo presenta el papiro japonés con una relación 0.41 ± 0.01 (g/g), ahora en contraste con la RBST inicial, el papiro japonés aumenta solo el 3.88% de la biomasa subterránea, por lo que el cambio en su sistema radicular no lo hace tan significativo dentro del humedal artificial; el segundo valor promedio de la RBST final (g/g) lo presenta el vetiver con una relación de 0.39 ± 0.01 (g/g), en este caso el vetiver aumenta en un 13.78% de la biomasa subterránea y por último la elefanta con una RBST de 0.30 ± 0.02 (g/g), en contraste con la RBST inicial, la elefanta aumenta en un 19.79% de la biomasa subterránea durante el experimento, por lo tanto, se puede aludir que tanto el vetiver como la elefanta, tienden un aumento en su sistema radicular a una proporción de tasa mucho mayor respecto al papiro japonés.

La variación de la RBST en las fases inicial y final del experimento para cada sistema, se puede observar en la gráfica 8. Donde se muestra la comparación respectiva en primer lugar en el aumento de la biomasa total para cada planta, tal que en todos los sistemas pilotos, durante el experimento existe un aumento en la biomasa total y también en el sistema radicular o biomasa subterránea para cada sistema piloto, desde luego lo que se observa en la gráfica 8, no es una tasa de crecimiento a escala de cada planta presente en cada sistema piloto, sino en cambio, muestra que bajo las condiciones de humedad y de alta tasa orgánica las plantas prosperan con gran éxito y con gran adaptación bajo las condiciones antes mencionadas.



Gráfica 8. Variación de la biomasa total y subterránea en las fases iniciales y final del experimento para cada sistema piloto. Donde B.T.I: biomasa total inicial, B.T.F: biomasa total final, B.S.I: biomasa subterránea inicial y B.S.F: biomasa subterránea final. Fuente: elaboración propia.

La tasa inicial y final de la biomasa subterránea/ biomasa total se muestra en la gráfica 9 para cada sistema piloto; a diferencia de la gráfica anterior, esta se encuentran a correspondiente escala, por lo que la tasa de RBST, en primer lugar muestra que para los diferentes sistemas pilotos existe un aumento en la relación entre la biomasa subterránea y total y en segundo lugar esta tasa de RBST, es mayor en la elefanta, seguido por el vetiver y por último se tiene el papiro japonés, esta es la verdadera relación que se espera tras eliminar las condiciones iniciales tan diferentes con las cuales las plantas llegan.

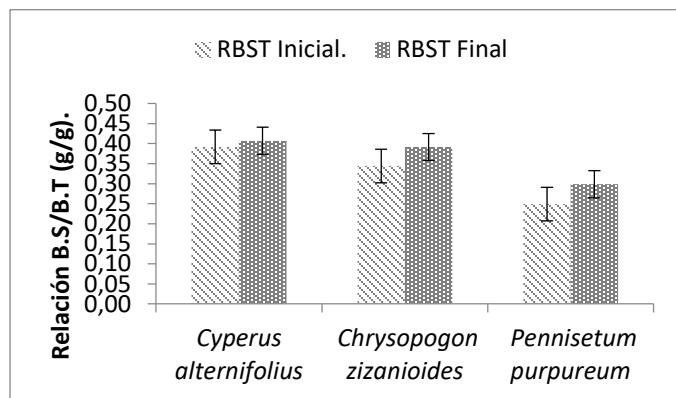


Gráfico 9. Relación inicial y final de la biomasa subterránea/ biomasa total en las respectivas fases del experimento para cada humedal artificial. Fuente: elaboración propia.

La porosidad es el espacio o volumen de gas que ocupa en el interior de la raíz, estos espacios permiten el adecuado intercambio de gases entre la raíz y el medio en el que se encuentran, funcionan de manera semejante a los estomas ubicados en los tallos y en las hojas para realizar el intercambio de gases con la atmósfera (Sasikala et al., 2009); cuando una planta se encuentra en medios de alta humedad, alta compactación o con alta tasa de nutrientes, generalmente tienden a aumentar la porosidad de la raíz con el fin de oxidar estos compuestos, transportar mayor cantidad de humedad desde el suelo a la atmósfera o abrirse paso por el sustrato (Li et al., 2013). En el caso de los humedales artificiales el aumento de porosidad en el sistema radicular es aprovechado por los microorganismos heterótrofos que utilizan el oxígeno como aceptor de electrones, luego existe una relación directamente proporcional, si aumenta la porosidad de la raíz, aumenta el contenido de microorganismos en el humedal artificial y por tal se da la remoción de contaminantes en el afluente.

Durante el experimento en la respectiva fase inicial y final se determina la porosidad del sistema radicular por unidad de área para cada sistema piloto. El valor promedio de porosidad inicial más alto lo presenta la elefanta con una proporción de 33.00 ± 2.27 %, el segundo valor promedio lo presenta el vetiver con una proporción de 28.76 ± 6.39 % y por último el papiro japonés con una proporción de 19.31 ± 1.83 %. Al finalizar el experimento se determina de nuevo la proporción de la porosidad del sistema radicular, tal que, el valor promedio de porosidad final más alto lo presenta la elefanta con una proporción de 42.53 ± 2.10 % aumentando en un 28.88 % la porosidad, el segundo valor promedio de porosidad final lo presenta el vetiver

con una proporción de 34.33 ± 3.74 % aumentando en un 19.38 % y por último el papiro japonés con una proporción de 23.30 ± 2.24 % aumentando en un 20.68% la porosidad en el sistema radicular.

La variación inicial y final de la porosidad del sistema radicular por unidad de área, se puede establecer y comparar en el gráfico 10, en primer lugar se expone que en todos los sistemas pilotos existe un aumento en la relación o proporción de la porosidad del sistema radicular en cada planta y en segundo lugar existe una mayor tasa de incremento en la porosidad del sistema radicular en la elefanta en comparación con el papiro japonés, como señala Ahmadi et al., (2012) el aumento en la porosidad de la raíz de una planta se debe a la tasa de asimilación de nutrientes, a la adecuación de las plantas a la tasa de contaminantes y al régimen de humedad.

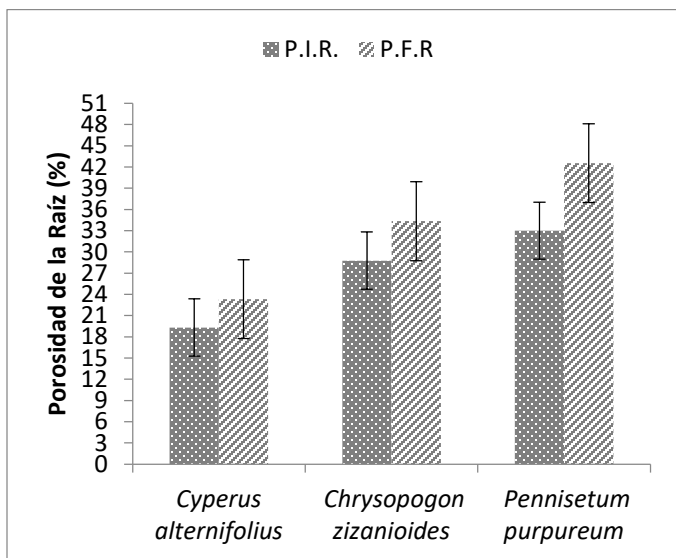


Gráfico 10. Porosidad inicial y final en el sistema radicular en las respectivas fases del experimento para cada humedal artificial. Donde P.I.R: porosidad inicial de la raíz y P.F.R: porosidad final de la raíz. Fuente: elaboración propia.

La elefanta en este sentido presenta un aumento en la tasa de biomasa activa respecto a las demás plantas, además de la porosidad de la raíz; como señala Mei et al., (2014), el aumento en la porosidad de la raíz de una planta aumenta el contenido de oxígeno en el suelo, en este caso el sustrato y la biota que se encuentra cerca de la raíz, es por tal que los sistemas pilotos con elefanta presentan más altas tasas de remoción de contaminantes, debido a que el aceptor de electrones (en este caso el oxígeno) aumenta en el sustrato, oxidando la materia orgánica por parte de los microorganismos con mayor facilidad; de igual forma como describe Ávila et al., (2013) este aumento en la porosidad de la raíz es un buen indicador de la remoción de contaminantes y del crecimiento de la planta, además de una biomasa activa de microorganismos estables en el sustrato.

4 Conclusiones

Se puede aludir que la elefanta (*Pennisetum purpureum*) tiene una alta capacidad de remoción de contaminantes o compuestos orgánicos en A.R.D en comparación con el papiro japonés (*Cyperus alternifolius*) y sus valores reportados en la literatura por Leto et al., (2013), Li-Hua et al., (2009) y Melayib et al., (2014), por tal su uso en humedales artificiales y técnicas de fitorremediación puede ser ampliamente extendido. Esta especie vegetal fue pieza clave en la remoción de algunos contaminantes como DBO5, SST, DQO, NTK y PT, que constituyen el afluente del agua residual sintética. Además de ser una planta que se utiliza en actividades agropecuarias, también puede ser considerada en el tratamiento de aguas residuales y en la conservación de sistemas hídricos. El vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), en cambio, su potencial para el tratamiento de aguas es muy limitante bajo condiciones de entorno que se deben regular, puesto que se observa que no tolera grandes cantidades de humedad, presenta bajo crecimiento y la porosidad del sistema radicular no es muy alto en comparación con la elefanta y el papiro japonés (*Cyperus alternifolius*).

Al comparar la proporción de la porosidad de la raíz en las plantas el cual va en incremento con la remoción de contaminantes en cada número de muestreo se establece una relación directa entre estas variables, especialmente entre la porosidad y la remoción de materia orgánica expresada en DQO y DBO5, pero también, en el incremento de la biomasa total y la biomasa subterránea.

El presente estudio además revela que existen interacciones entre la porosidad de la raíz y la absorción de contaminantes en los sistemas pilotos. Las plantas que poseen una alta porosidad en la raíz, tal como, *Pennisetum purpureum* y la *Cyperus alternifolius*, fueron más tolerantes al agua residual sintética y exhibieron las más altas tasas de remoción de nutrientes en comparación con los otros sistemas pilotos. Es por tanto que el tratamiento de aguas residuales, en especial, aguas residuales de núcleos urbanos con altas tasas de biodegradabilidad puede ser llevado a cabo a partir de técnicas de biotratamiento como la fitorremediación con el uso de plantas endémicas de la región, como es el caso de la *Pennisetum purpureum*, la cual muestra gran remoción de contaminantes presentes en aguas contaminadas por materia orgánica.

5 Bibliografía

- [1] Ahmadi, S., Mostajeran, A., & Shokrollahi, S. (2012). Comparing root porosity of sunflower adventitious root segments using cross-sectioning and buoyancy method under hypoxic condition. *Plant root*, 12-20.
- [2] Arias, C., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Revista de ciencia e ingeniería Neogranadina*, 17-24.

Ramírez JD. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

- [3] Ávila, C., Garfí, M., & García, J. (2013). Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. (Elsevier, Ed.) *Ecological Engineering*, 61, 43-49.
- [4] Gikas, G. D., & Tsihrintzis, V. A. (2012). A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, 337-343.
- [5] Jin, X., Li, E., Lu, S., Qiu, Z., & Sui, Q. (2013). Coking wastewater treatment for industrial reuse purpose: Combining biological processes with ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. (Elsevier, Ed.) *Journal of Environmental Sciences*, 25(8), 1565--1574.
- [6] Lara Borrero, J. A. (1999). Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Instituto Catalán de Tecnología. Universidad politécnica de Cataluña, 114.
- [7] Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., & Licata, M. (2013). Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, 282-291.
- [8] Li, L., Yang, Y., Tam, N., Yang, L., Mei, X.-Q., & Yang, F.-J. (2013). Growth characteristics of six plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, 382-392.
- [9] Li-Hua, C., Ying, O., Yin, C., Xi-Zhen, Z., & Wen-Ling, Z. (2009). Removal of total nitrogen by *Cyperus alternifolius* from wastewaters in simulated vertical-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 1271-1274.
- [10] Liukkonen, M., Laakso, I., & Hiltunen, Y. (2013). Advanced monitoring platform for industrial wastewater treatment: Multivariable approach using the self-organizing map. (Elsevier, Ed.) *Environmental Modelling & Software*, 48, 193-201.
- [11] Longston, G., Hess, A., & Horsley, M. (1997). Guía para la selección de procesos de tratamiento de agua. Pennsylvania: Black and Veatch.
- [12] Mei, X.-Q., Yang, Y., Fung-ye Tam, N., Wang, Y. w., & Li, L. (2014). Roles of root porosity, radial oxygen loss, Fe plaque formation on nutrient removal and tolerance of wetland plants to domestic wastewater. *Water Research*, 147-159.
- [13] Melayib, B., İsmail, Ş., & Şevket, T. (2014). Treatment of domestic wastewater using a lab-scale activated sludge/vertical flow subsurface constructed wetlands by using *Cyperus alternifolius*. *Ecological Engineering*, 362-365.
- [14] Otálora Rodríguez, A. P. (2011). Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales de alta tasa en la locación petrolera de caño Gandúl .
- Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales de alta tasa en la locación petrolera de caño Gandúl . Bogotá D.C., Cundinamarca, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- [15] Rittmann, B., & McCarty, P. (1997). *Biología del Medio Ambiente*. Madrid: McGraw-Hill.
- [16] Saldarriaga Molina, J. C., Garrido Fernández, J. M., Hoyos Ayala, A., & Correa Ochoa, M. (2010). Remoción Simultánea de Carbono, Nitrógeno y Fósforo de Aguas Residuales En Un Sistema Híbrido UCT Modificado. *DYNA*, 29-48.
- [17] Sangalli, P. (s.f.). *Introducción a la bioingeniería*. Madrid: Asociación Española de Ingeniería del Paisaje.
- [18] Sasikala, S., Tanaka, N., Wah Wah, H., & Jinadasa, K. (2009). Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecological engineering*, 410-417.
- [19] Shi, Y., Zhang, G., Liu, J., Zhu, Y., & Xu, J. (2011). Performance of a constructed wetland in treating brackish wastewater from commercial recirculating and super-intensive shrimp growout systems. *Bioresource technology*, 102(20), 9416--9424.
- [20] Silva, A. S., & Darío, Z. H. (2005). *Humedales artificiales. Trabajo de grado modalidad: monografía. Humedales artificiales. Manizales, Caldas, Colombia: Universidad nacional de Colombia: Sede Manizales.*
- [21] Thongtha, S., Teamkao, P., Boonapatcharoen, S., Tripetchkul, S., Techkarnjararuk, S., & Thiravetyan, P. (2014). Phosphorus removal from domestic wastewater by *Nelumbo nucifera* Gaertn. and *Cyperus alternifolius* L. *Journal of Environmental Management*, 54-60.
- [22] Torres Lozada, P., Foresti, E., & Vazoller, R. (1996). *Composición Y Uso De Agua Residual Doméstica En Reactores A Escala De Laboratorio*. . AIDIS, 1-8.
- [23] Wendong, T., Jianqiu, H., & Hanyan, L. (2015). Investigation into ammonia stress on *Cyperus alternifolius* and its impact on nutrient removal in microcosm experiments. *Journal of Environmental Management*, 254-261.
- [24] Yan, Q., Feng, G., Gao, X., Sun, C., Guo, J.-s., & Zhu, Z. (2016). Removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) and toxicological response of *Cyperus alternifolius* exposed to PhACs in microcosm constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*, 566-575.
- [25] Yocum, D. (2005). *Manual de Diseño: Humedal construido para el tratamiento de las aguas grises por biofiltración*. Universidad de California. California-USA, 50-62.