

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA,  
NUTRIENTES Y PLOMO, EN LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO “EL OJITO”  
DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN, CAUCA MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS DE  
FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL**

**LAURA ISABEL DELGADO CALVACHE  
HUBER MANUEL PINO ALEGRIA**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL  
POPAYÁN-CAUCA  
2015**

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA,  
NUTRIENTES Y PLOMO, EN LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO “EL OJITO”  
DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN, CAUCA MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS DE  
FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL**

**LAURA ISABEL DELGADO CALVACHE  
HUBER MANUEL PINO ALEGRIA**

**Informe final trabajo de grado en la modalidad de investigación para optar al título  
de Ingenieros Ambientales**

**DIRECTOR**

**PhD. JUAN CARLOS CASAS ZAPATA  
GRUPO DE INVESTIGACIÓN GCISA-TSEJK  
UNIVERSIDAD DEL CAUCA**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL  
POPAYÁN-CAUCA  
2015**

**Nota de aceptación:**

---

---

---

---

---

---

---

Firma del director

---

Firma del jurado

---

Firma del jurado

Popayán, 28 de septiembre de 2015

## **AGRADECIMIENTOS**

A nuestras familias por su esfuerzo, sacrificio y apoyo incondicional.

Al Ingeniero Ph.D. Juan Carlos Casas Zapata, director de esta investigación, por su apoyo, acompañamiento y dedicación.

Al docente M.Sc. Edwin Rengifo Canizales, por sus asesorías y dedicación en el desarrollo de esta investigación.

A los docentes del área académica del pregrado en Ingeniería Ambiental, por compartir sus conocimientos y experiencias durante nuestro proceso de formación profesional.

A la Empresa SERVIASEO POPAYÁN S.A. E.S.P., por facilitar la ejecución de este proyecto y al personal del Relleno Sanitario “El Ojito” por su colaboración durante el desarrollo de la presente investigación.

A nuestros asesores y todas aquellas personas que de alguna manera contribuyeron en la realización de esta investigación.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>RESUMEN</b>	<b>12</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>13</b>
<b>1. ANTECEDENTES</b>	<b>15</b>
<b>2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b>	<b>16</b>
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b>	<b>17</b>
<b>4. OBJETIVOS</b>	<b>18</b>
4.1 OBJETIVO GENERAL	18
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
<b>5 MARCO TEÓRICO</b>	<b>19</b>
5.1 RELLENO SANITARIO “EL OJITO”	19
5.2 LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS	21
5.3 HUMEDALES CONSTRUIDOS	21
5.3.1 HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUPERFICIAL	22
5.3.2 HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL	23
5.3.2.1 Humedales de flujo vertical	23
5.3.2.2 Humedales de flujo horizontal	23
5.3.3 COMPONENTES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES	24
5.3.3.1 Agua residual	24
5.3.3.2 Sustrato o medio de soporte	24
5.3.3.3 Microorganismos	25
5.3.3.4 Vegetación	25
5.3.3.5 Vegetación estudiada	25
5.3.3.5.1 <i>Heliconia psittacorum</i>	25
5.3.3.5.2 <i>Cyperus haspan</i>	26
5.3.4 MECANISMOS DE REMOCIÓN	26
5.3.4.1 Remoción de sólidos suspendidos	26
5.3.4.2 Remoción de materia orgánica	26
5.3.4.3 Remoción de Nitrógeno	27

5.3.4.4 Remoción de Fósforo	27
5.3.4.5 Remoción de metales pesados	28
5.3.4.5.1 PLOMO (PB).	28
<b>6 METODOLOGÍA</b>	<b>29</b>
6.1 LOCALIZACIÓN	29
6.2 HUMEDALES CONSTRUIDOS A ESCALA PILOTO	30
6.3 VEGETACIÓN	33
6.4 VARIABLES RESPUESTA	35
6.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	36
<b>7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>38</b>
7.1 CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO	38
7.2 PARÁMETROS DE CAMPO	40
7.2.1 PH	40
7.2.2 OXÍGENO DISUELTO	41
7.2.3 TEMPERATURA	42
7.2.4 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	43
7.3 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN	43
7.3.1 DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	44
7.3.2 NITRATOS	46
7.3.3 ORTOFOSFATOS	47
7.3.4 PLOMO	48
<b>8 CONCLUSIONES</b>	<b>51</b>
<b>9 RECOMENDACIONES</b>	<b>52</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>53</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>59</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras .....	36
Tabla 2. Clasificación de los lixiviados de rellenos sanitarios vs edad. ....	38
Tabla 3. Valores medios de la caracterización fisicoquímica del lixiviado en el afluente y los efluentes del sistema de HCFSSH. ....	39
Tabla 4. Validación supuesto de normalidad para porcentaje de remoción de los parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras.....	44
Tabla 5. Prueba T de muestras relacionadas ( $\alpha = 0.05$ ) para porcentaje de remoción.....	44
Tabla 6. Eficiencias de remoción promedio para los HCFSSH- <i>H.P</i> y los HCFSSH- <i>C.H</i> ...	50

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Sistema de tratamiento de lixiviados Relleno Sanitario “El Ojito” .....	20
Figura 2. Zona de estudio .....	29
Figura 3. Vista 3D unidades experimentales.....	30
Figura 4. Vista en planta configuración del sistema .....	32
Figura 5. Perfil configuración del sistema.....	32
Figura 6. Distribución Plantas .....	35
Figura 7. Comportamiento del pH para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH..	40
Figura 8. Comportamiento del Oxígeno Disuelto para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH.....	41
Figura 9. Comportamiento de la temperatura para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH.....	42
Figura 10. Comportamiento de la conductividad eléctrica para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH.....	43
Figura 11. Comportamiento del porcentaje de remoción de DQO .....	44
Figura 12. Comportamiento del porcentaje de remoción de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .....	46
Figura 13. Comportamiento del porcentaje de remoción de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .....	47
Figura 14. Comportamiento del porcentaje de remoción de Pb <sup>2+</sup> .....	48

## ÍNDICE DE FOTOS

Foto 1. Montaje experimental.....	33
Foto 2. Aclimatación en bolsas .....	34
Foto 3. <i>Heliconia psittacorum</i> .....	34
Foto 4. <i>Cyperus haspan</i> .....	34
Foto 5. Muestras de lixiviado en el afluente y efluente de los HCFSSH .....	39

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Resultados parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras.....	59
Anexo 2. Resultados eficiencia de remoción.....	60
Anexo 3. Validación supuesto de normalidad de los parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras (Prueba de Shapiro-Wilk).....	60
Anexo 4. Estadísticos de muestras relacionadas.....	61
Anexo 5. Prueba de muestras relacionadas (T pareada).....	61

## LISTA DE ACRÓNIMOS

<b>AFL</b>	Afluente
<b>C.h</b>	<i>Cyperus haspan</i>
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxígeno
<b>Fe<sup>+2</sup></b>	Ion Hierro
<b>H.p</b>	<i>Heliconia psittacorum</i>
<b>HCFSSH</b>	Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal
<b>HCFSSH-C.h</b>	Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal plantado con <i>Cyperus haspan</i>
<b>HCFSSH-H.p</b>	Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal plantado con <i>Heliconia psittacorum</i>
<b>NH<sub>3</sub></b>	Amoniaco
<b>NO<sub>4</sub><sup>-</sup></b>	Nitrato
<b>NTK</b>	Nitrógeno Total Kjeldahl
<b>Pb<sup>2+</sup></b>	Ion Plomo
<b>PE</b>	Persona Equivalente
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	Ortofosfatos
<b>PT</b>	Fósforo Total
<b>RSD</b>	Residuos sólidos domiciliarios
<b>RSU</b>	Residuos sólidos urbanos
<b>SST</b>	Sólidos Suspendidos Totales

## RESUMEN

Este estudio evaluó la eficiencia de sistemas de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HCFSSH) en la remoción de materia orgánica, nutrientes y plomo, en lixiviados del Relleno Sanitario “El Ojito” del municipio de Popayán, Cauca. Se construyeron 6 humedales a escala piloto, en fibra de vidrio, de dimensiones 0.6 m de ancho, 1 m de largo, 0.6 m de altura total y una altura de nivel de agua de 0.20 m, el medio de soporte utilizado fue grava prelavada de 1 pulgada de diámetro, operados con un caudal de 12 L/día y un tiempo de retención hidráulico de 4 días.

Se realizaron mediciones cada 15 días durante 4 meses de la concentración de DQO,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  y  $\text{Pb}^{2+}$ , además de pH, temperatura, conductividad eléctrica y Oxígeno Disuelto, a la entrada y salida de los sistemas, los ensayos se llevaron a cabo con lixiviado de la salida de una laguna de estabilización anaerobia.

Tres humedales fueron plantados con *Heliconia psittacorum* (HCFSSH-*H.p*) y tres con *Cyperus haspan* (HCFSSH-*C.h*). Las remociones medias obtenidas para un tiempo de retención hidráulico de 4 días fueron: DQO (51,67% y 64,00%),  $\text{N-NO}_3^-$  (45,33% y 48,17%),  $\text{P-PO}_4^{3-}$  (53,67 % y 62,67%) y  $\text{Pb}^{2+}$  (5,74% y 14,75%) para los HCFSSH-*H.p* y HCFSSH-*C.h* respectivamente. Estas eficiencias de remoción se consideran adecuadas teniendo en cuenta que las características del lixiviado lo clasifican como maduro, lo que implica una menor biodegradabilidad debido a que hay mayor cantidad de materia orgánica recalcitrante.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ( $P \leq 0.05$ ) entre los HCFSSH-*H.p* y los HCFSSH-*C.h* para la eficiencia de remoción de DQO,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  y  $\text{Pb}^{2+}$ , en cuanto al  $\text{N-NO}_3^-$  no se encontraron diferencias significativas. Se concluye que el sistema de humedales es eficiente para el tratamiento secundario de lixiviado de rellenos sanitarios maduros, obteniendo eficiencias de remoción significativamente mayores en los HCFSSH-*C.h*.

## INTRODUCCIÓN

En la actualidad a nivel mundial la disposición y manejo de residuos sólidos es un tema que demanda cada día un mayor interés debido a la problemática ambiental, económica y social que se genera alrededor de estas actividades. El método de relleno sanitario para la disposición final de residuos sólidos sigue siendo ampliamente aceptado y utilizado por sus ventajas económicas, además minimiza las agresiones ambientales y otros inconvenientes, sin embargo el principal problema radica en la producción de lixiviados los cuales se generan como consecuencia de la percolación del agua lluvia a través de los desechos, procesos bioquímicos en las células de los residuos y el contenido de agua inherente de los propios desechos (Renou *et al.*, 2008). Los lixiviados tienen alto contenido de materia orgánica, alto contenido de Nitrógeno y Fósforo, presencia abundante de patógenos e igualmente de sustancias tóxicas como metales pesados y constituyentes orgánicos. De no recogerse adecuadamente y luego tratarse, el lixiviado puede contaminar a su vez aguas subterráneas, superficiales y suelos (Giraldo, 2001).

Se han aplicado diversas tecnologías para la depuración de lixiviados, como los tratamientos de tipo convencional: reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB), sistemas de lodos activados, filtros percoladores, etc. (Martínez *et al.*, 2014), que pueden tener un alto costo de construcción y operación, y los tratamientos de tipo natural como los humedales artificiales que son considerados como alternativas de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales especialmente adecuado para países en desarrollo. Estos también presentan bajos requisitos de operación y mantenimiento (Yalcuk y Ugurlu, 2009). Los humedales artificiales son sistemas con bajo o nulo consumo energético, que producen pocos residuos durante su operación, con bajo impacto ambiental sonoro y con una buena integración en el medio ambiente natural (García *et al.*, 2005). En la actualidad estos sistemas se están aplicando de forma creciente en todo el mundo, tanto en los países del Norte como del Sur, para tratar aguas residuales de todo tipo (García y Corzo, 2008).

Los humedales construidos se clasifican en: de flujo superficial o subsuperficial atendiendo a si la circulación del agua es de tipo superficial o subterránea a través de un medio granular (García *et al.*, 2005). Se han reportado en sistemas de humedales artificiales operados en flujo subsuperficial horizontal aplicados al tratamiento de lixiviados remociones aproximadamente del 26,7-98%, 11,1-94% y 17,3-88% para DBO, DQO y SST, respectivamente (Yalcuk y Ugurlu, 2009; Chiemchaisri *et al.*, 2009; Wojciechowska *et al.*, 2010).

La materia orgánica sedimentable es fácilmente removida en humedales construidos bajo condiciones de baja turbulencia, mediante procesos de sedimentación y filtración. El crecimiento microbiano en forma suspendida (fase líquida) o adherida (raíces, lecho de soporte y sedimentos) es el responsable de la remoción de la materia orgánica disuelta o en estado coloidal. La eliminación del Nitrógeno en forma amoniacal transcurre básicamente por dos vías principales: asimilación por las propias plantas del humedal y procesos de nitrificación-desnitrificación. Las principales vías de eliminación del Fósforo son: absorción directa por parte de las plantas, adsorción sobre el sustrato filtrante y sobre las partículas orgánicas y precipitación mediante reacciones del Fósforo con otros minerales. La eliminación de metales transcurre a través de diferentes vías: procesos de

adsorción, precipitación química, sedimentación y asimilación por parte de las plantas (Rodríguez *et al.*, 2007).

En el presente estudio se evaluó la eficiencia de remoción de materia orgánica, nutrientes y plomo en lixiviados del Relleno Sanitario “El Ojito” del municipio de Popayán, Cauca mediante seis humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, a escala piloto, plantados con *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*.

## 1. ANTECEDENTES

Los humedales artificiales tienen sus inicios en Europa como sistemas de tratamiento de aguas residuales en la década de los años sesenta, operados especialmente para disminuir el contenido de materia orgánica. Sin embargo, en la actualidad sus usos son variados, pudiendo nombrar entre otros, la depuración de drenaje de minas, los tratamientos de escorrentía pluvial, urbana y agrícola, el tratamiento de lodos y lixiviados de vertederos (Mosquera y Lara, 2012).

Los primeros conceptos científicos con relación al uso de humedales fueron desarrollados en el año de 1946 por K. Seidel. El empleo de humedales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales tiene su origen en los trabajos de K. Seidel, del Max Planck Institute (Alemania), a comienzos de los años 50. En años posteriores K. Seidel trabajó con R. Kickuth en el desarrollo de un sistema de tratamiento conocido como "Root Zone Method", que operaba con flujo subsuperficial horizontal, recurriendo al empleo de arcilla como sustrato filtrante (Rodríguez et al., 2007). Sin embargo, los suelos cohesivos propuestos por Kickuth se obstruían muy rápidamente debido a la baja permeabilidad hidráulica, por lo que a inicios de los años 80, se comenzó a emplear como medios filtrantes gravillas y gravas, con el objeto de garantizar la adecuada conductividad hidráulica y minimizar los riegos de colmatación del sustrato, lo que condujo a un auge en la implantación de esta tecnología (Rodríguez et al., 2007; Vymazal, 2005).

Se cuenta con estudios como los realizados por Yalcuk y Ugurlu (2009), Chiemchaisri et al. (2009), Wojciechowska et al. (2010), en sistemas de humedales artificiales operados en flujo subsuperficial horizontal aplicados al tratamiento de lixiviados, donde se reportaron remociones aproximadamente del 26,7-98%, 11,1-94% y 17,3-88% para DBO, DQO y SST, respectivamente. Para el tratamiento de lixiviados también se cuenta con estudios realizados en humedales construidos de flujo superficial a escala piloto como el realizado por Pettri et al. 2008, donde se registraron reducciones en distintos parámetros con porcentajes promedios en DQO (51 %), sólidos suspendidos totales (59 %), metales pesados (Cromo 32 % y Zinc 41 %), Fósforo total (49 %) y Nitrógeno ( $\text{NO}_3$  57 % y  $\text{NH}_3$  50 %), trabajando con *Thypha dominguensis* y un tiempo de retención hidráulico de 7 días.

Otras investigaciones a escala real, demuestran que la opción de tratabilidad de lixiviados considerando tipos de humedales y humedales con lagunas, en los rellenos sanitarios de Saginaw Township (EEUU) y Esva y Bølstad (Noruega), respectivamente, mejoraron las eficiencias de remoción (Mosquera y Lara, 2012). En Colombia se cuenta con la experiencia del relleno sanitario El Carrasco, ubicado en el municipio de Girón (Santander), con remociones obtenidas de 59,5, el 33 y el 53% en DQO, SST y  $\text{DBO}_5$  respectivamente (Bohorquez y Correal, 2004, citado por Mosquera y Lara, 2012).

## 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El crecimiento vertiginoso de la población ha provocado un aumento desmedido en la generación de desechos, convirtiéndose estos en un fuerte problema a nivel regional y mundial (Martínez *et al*, 2014). El manejo y la eliminación de residuos sólidos son problemas críticos en las áreas urbanas de América Latina (Noguera y Olivero, 2010). La generación per cápita de residuos sólidos domiciliarios (RSD) en América Latina y el Caribe alcanza a 0,63 kg/hab/día, mientras que la de residuos sólidos urbanos (RSU) asciende a 0,93 kg/ hab/día. Los indicadores per cápita obtenidos para la región implican una generación urbana diaria aproximada de 295.000 ton de RSD y 436.000 de RSU, de los cuales aproximadamente el 50% reciben disposición final inadecuada (OPS *et al.*, 2010). En Colombia se disponen 26.726 toneladas diarias de residuos sólidos, de los cuales el 71,6% es dispuesto en rellenos sanitarios y el resto de manera inadecuada en botaderos a cielo abierto, celdas, cuerpos de agua y quema. En el departamento del Cauca menos del 60% de los municipios disponen sus residuos sólidos en sitios autorizados (SSPD, 2013).

En Colombia, por lo general, el destino final de residuos es su disposición en rellenos sanitarios. La situación del manejo de las basuras en Colombia, como en cualquier país Latinoamericano, es un problema complejo. Aunque en estos países los rellenos sanitarios son la opción más práctica y económica para el tratamiento de las basuras domésticas, la operación de los mismos constituye un factor crítico para su sostenibilidad ambiental (Noguera y Olivero, 2010). Uno de los principales problemas del método de relleno sanitario es la producción de lixiviados, los cuales son considerados uno de los contaminantes líquidos de mayor impacto ambiental y de mayor dificultad de tratamiento (Mosquera y Lara, 2012). La falta de recolección y tratamiento de los líquidos lixiviados en los sitios de disposición final es un ejemplo claro de los múltiples impactos negativos sobre el medio ambiente de una gestión deficiente de los residuos. Su derrame, provocado por la disposición inadecuada de los desechos, contamina el suelo y las aguas subterráneas, dañando a la agricultura y afectando la flora y la fauna. Incluso la contaminación puede encontrarse en aguas superficiales, significando la pérdida del recurso para el consumo humano o recreativo (OPS *et al.*, 2010).

La contaminación ambiental por los lixiviados es crítica en la mayoría de los países de América Latina y El Caribe, en muy pocos países de la región se realiza tratamiento de los lixiviados, la mayoría de los sitios de disposición final carecen de infraestructura crítica tales como sistemas para lixiviados (OPS, 2005). En Colombia, un buen número de rellenos sanitarios presenta problemas recurrentes asociados con el tratamiento de lixiviados (Noguera y Olivero, 2010).

Para el tratamiento de lixiviados se ha hecho uso de diferentes técnicas y tecnologías convencionales mediante procesos químicos, físicos y biológicos, que suelen ser costosos tanto en su etapa constructiva como operativa, al contrario de los sistemas de humedales construidos, que son considerados como alternativas de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales (Yalcuk y Ugurlu, 2009), estos sistemas se han venido implementando como método de biorremediación en el tratamiento de lixiviados cuyo líquido contaminante genera mayor impacto que el de otros efluentes debido a la variabilidad de su composición, a su toxicidad y a la facilidad de percolación (Mosquera y Lara, 2012).

### 3. JUSTIFICACIÓN

El vertimiento de aguas residuales al medio ambiente sin ningún tipo de tratamiento previo, trae como consecuencia que la disponibilidad de este recurso sea cada vez menor, agotando las fuentes de suministro. Este tipo de descargas también provocan la contaminación de los ecosistemas en donde se depositan, afectando a las formas de vida que en ellos habitan (incluido el ser humano), así como al suelo, agua y aire (Osnaya, 2012). La descarga de lixiviados sin tratar en cuerpos hídricos, es un problema común en muchos países en desarrollo, lo cual, se agudiza debido a lo complejo y variable de la composición de este residuo líquido, colocando en evidencia una clara necesidad de trabajar con tecnologías confiables y de bajo costo para el tratamiento de lixiviados (Cortes y Madera, 2013). Es importante darle a los lixiviados su propia identidad para que las propuestas que se hagan para su control consideren su variabilidad en el tiempo, su alta carga volátil orgánica cuando son "jóvenes", su carga recalcitrante que se incrementa con el tiempo y su contenido de residuos peligrosos (OPS, 2005).

Las necesidades de infraestructura y equipamiento para el control ambiental en América Latina son excesivas, en comparación con los recursos económicos que estos países destinan para atender ese aspecto. Por tanto es prioritario desarrollar nuevas tecnologías, para poder dar solución al rezago ambiental con un enfoque que considere las posibilidades y las limitaciones del entorno Latinoamericano (Loyola, 2005). Los tratamientos convencionales de las aguas residuales son costosos y requieren altos consumos energéticos, además, en su mayoría no eliminan nutrientes esenciales como Nitrógeno y Fósforo causantes de la eutrofización en los cuerpos de agua receptores (González y Deas, 2011), por otra parte, los humedales artificiales son una alternativa de tipo natural propuesta para el tratamiento de lixiviados, que presenta facilidad y bajos costos de operación y mantenimiento, además de bajo consumo de energía eléctrica, adaptables a diferentes niveles de tratamiento (Mosquera y Lara, 2012).

La aplicación de humedales artificiales al tratamiento de lixiviados es nueva, y se han puesto en marcha en Estados Unidos y Europa principalmente (Martínez *et al*, 2014), existen pocas experiencias registradas y en la mayoría de ellas se emplean plantas cosmopolitas (Cárdenas, 2012). En países tropicales como Colombia, la selección y aplicación de parámetros de diseño de humedales artificiales se ha efectuado sin tomar en cuenta las particularidades medioambientales de la región y la caracterización misma del tipo de residuos a tratar (Sandoval y Peña, 2007). En las regiones tropicales donde hay condiciones climáticas estables, grandes fotoperiodos, mayor radiación solar y rica biodiversidad, son pocos los informes científicos sobre el uso de plantas nativas tropicales en humedales construidos de flujo horizontal para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios (Cárdenas, 2012). Debido a las características ambientales de cada región en Colombia y las pocas experiencias que se tienen, se hace necesario investigar el uso de humedales construidos en el tratamiento de lixiviados en rellenos sanitarios.

## 4. OBJETIVOS

### 4.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la eficiencia de sistemas de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto, plantados con *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*, en la remoción de materia orgánica (DQO), nutrientes (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) y Plomo (Pb<sup>+2</sup>) en lixiviados pretratados del relleno sanitario “El Ojito” del municipio de Popayán, Cauca.

### 4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la concentración de materia orgánica, nutrientes y Pb<sup>+2</sup> presente en el lixiviado pretratado del afluente y efluente de los sistemas de humedales construidos a escala piloto.
- Comparar la eficiencia de remoción de materia orgánica, nutrientes y Pb<sup>+2</sup> en los humedales plantados con *Heliconia psittacorum* respecto a los plantados con *Cyperus haspan*.

## 5 MARCO TEÓRICO

### 5.1 RELLENO SANITARIO “EL OJITO”

En el Departamento del Cauca uno de los primeros municipios en buscar solución al problema de los residuos sólidos fue Popayán, el cual disponía sus basuras en el cauce del río Cauca sobre el puente de Julumito, hasta 1986 cuando se destina un lote para la disposición de los residuos sólidos el cual desde sus inicios contemplaba los diseños elaborados por la Universidad del Valle. Con el transcurso del tiempo, la disposición de los residuos sólidos no se realizó con el estricto cumplimiento de las especificaciones técnicas establecidas en el diseño. La principal consecuencia de la no aplicación del Manual de Operación del Relleno Sanitario, fue convertir el relleno en un sitio de botadero a cielo abierto sin ningún manejo técnico de control (SERVIASEO POPAYÁN S.A. E.S.P, 2014).

Con el objetivo de sanear el botadero existente y solucionar el problema de disposición final de la basura, se diseñó el Plan de Manejo Ambiental en el año 2000. Al no obtener muy buenos resultados en el manejo del Relleno El Ojito durante las administraciones pasantes desde la aprobación del Plan de Manejo Ambiental, se comienza a agudizar el problema, por ende en el año 2010 se inicia con la búsqueda de un socio estratégico para el manejo del sistema de aseo para el Municipio de Popayán. En aras de una operación técnica, la empresa SERVIASEO POPAYÁN S.A. E.S.P., asumió el servicio público de aseo domiciliario en el año 2011 según la concesión adjudicada por la administración municipal, el cual adopto un plan de choque para implementar una adecuada operación del relleno, en paralelo a la búsqueda y trámites respectivos para la ubicación de un nuevo sitio de disposición final de residuos sólidos con enfoque regional (Dorado y Cerón, 2012; SERVIASEO POPAYÁN S.A. E.S.P, 2014). Para el año 2012 se disponían en el relleno un promedio 190 toneladas/día de residuos sólidos (C.R.C., 2012). Desde septiembre de 2014 el Relleno Sanitario “El Ojito” está en etapa de clausura y actualmente los residuos sólidos son dispuestos en el Relleno Sanitario “Los Picachos”, ubicado en el corregimiento La Yunga, al occidente de Popayán.

Como se puede observar en la Figura1, el Relleno Sanitario “El Ojito” cuenta con un sistema de tratamiento de lixiviado compuesto por: trampa de grasas, sedimentador primario, laguna de estabilización anaerobia, sistema de coagulación - floculación, tanque de succión y filtro prensa.



Figura 1. Sistema de tratamiento de lixiviados Relleño Sanitario "El Ojito"

## 5.2 LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

Los lixiviados son líquidos que se forman dentro del relleno sanitario, producto de la filtración del agua de lluvia, de la descomposición de la materia orgánica y el agua que poseen los desechos (Campos, 2000, citado por Aulestia, 2012). La presencia de agua permite una combinación de procesos físicos, químicos y microbianos para transferir contaminantes de los residuos sólidos en el líquido resultando en la formación de lixiviados (Lei *et al.*, 2007). Los líquidos circulan dentro del relleno, por lo que arrastran materiales suspendidos y disueltos, lo que hace que los lixiviados sean aguas residuales de alto valor contaminante (Campos, 2000, citado por Aulestia, 2012). Los lixiviados de vertederos de residuos sólidos son considerados uno de los contaminantes líquidos de mayor impacto ambiental y dificultad de tratamiento, debido a la variabilidad de su composición, toxicidad y facilidad de percolación hacia aguas superficiales e incluso subsuperficiales (Mosquera y Lara, 2012).

Existen numerosas caracterizaciones de los lixiviados en donde se hace énfasis en su alto poder contaminante. Se concluye usualmente que los lixiviados contienen toda característica contaminante principal, es decir, alto contenido de materia orgánica, alto contenido de Nitrógeno y Fósforo, presencia abundante de patógenos e igualmente de sustancias tóxicas como metales pesados y constituyentes orgánicos. Estas características son importantes en cuanto nos indican qué es lo que hay que removerle a los lixiviados durante su tratamiento, sin embargo, desde el punto de vista de la selección de la tecnología existen otras características que, sin ser necesariamente contaminantes, pueden afectar el funcionamiento de los procesos de tratamiento (Giraldo, 2001).

El lixiviado generado en un Relleno Sanitario es función de múltiples factores, tales como: composición de la basura, edad del Relleno, balance de agua, diseño y operación del Relleno sanitario, solubilidad de los desechos, procesos de conversión microbiológica y química y la interacción del lixiviado con el medio ambiente (Contreras y Suarez, 2006). La calidad de los lixiviados en un relleno sanitario varía grandemente en el tiempo, al igual que con el tipo de relleno sanitario (Giraldo, 2001).

La producción de lixiviados depende de la naturaleza de los propios residuos, es decir, su contenido de agua y su grado de compactación en el vertedero. La producción es generalmente mayor cuando los residuos se compactan menos, ya que la compactación reduce la tasa de filtración (Renou *et al.*, 2008). El caudal generado y la composición varían de acuerdo al estado de avance y el tipo de operación del relleno. Las características fisicoquímicas del lixiviado varían de un lugar a otro, por lo que es necesario realizar estudios para cada caso en particular (Contreras y Suarez, 2006).

Las características de los lixiviados de vertedero por lo general pueden ser representados por los parámetros básicos de DQO, DBO, la relación DBO / DQO, pH, sólidos en suspensión (SS), Amoniaco ( $\text{NH}_3 \cdot \text{N}$ ), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y metales pesados (Renou *et al.*, 2008).

## 5.3 HUMEDALES CONSTRUIDOS

Los humedales naturales pueden definirse como aquellos lugares terrestres que permanecen inundados o saturados de agua durante, al menos, un tiempo lo

suficientemente prolongado como para que se desarrolle en ellos un tipo de vegetación característica, palustre, que está adaptada a esas condiciones de inundación o saturación de agua. La importancia de los humedales naturales radica tanto en sus peculiaridades biológicas (vegetación y fauna especializada) como en las funciones que desempeñan en el ciclo del agua y de la materia orgánica, reciclado de nutrientes, mantenimiento de redes tróficas y estabilización de sedimentos. Tienen un importante papel como 'depuradoras' naturales, contribuyendo al mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales (Fernández *et al.*, 2004). Se ha tratado de aprovechar este gran potencial depurador de los humedales para el tratamiento de aguas residuales, diseñando instalaciones capaces de reproducir las características de los humedales (Lahora, 2002).

Los humedales artificiales son los que han sido construidos por el hombre para el tratamiento de aguas residuales (Fernández *et al.*, 2004). Son sistemas de depuración constituidos por lagunas o canales poco profundos (de menos de 1 m) plantados con vegetales propios de las zonas húmedas y en los que los procesos de descontaminación tienen lugar mediante las interacciones entre el agua, el sustrato sólido, los microorganismos, la vegetación e incluso la fauna. Los humedales artificiales también se denominan humedales construidos (García y Corzo, 2008). En estos sistemas los contaminantes presentes en las aguas residuales son removidos por una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que se efectúan en el ambiente natural, entre estos procesos se encuentran la sedimentación, la adsorción a las partículas del suelo, la asimilación por las plantas y la transformación microbiana (Pettri *et al.*, 2008).

La mayoría de humedales se han construido para tratar aguas residuales domésticas y urbanas. No obstante, también hay experiencias con diversos tipos de aguas industriales, lixiviados de vertederos, aguas de drenaje de actividades extractivas, aguas de escorrentía superficial agrícola y urbana y fangos de plantas depuradoras (García *et al.*, 2005). Los humedales artificiales han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de contaminantes, flexibles a fluctuaciones de la carga del contaminante y el caudal, son de bajo costo de instalación y de mantenimiento, son operables por mano de obra no especializada, integrables funcionalmente con el entorno y además ofrecen beneficios recreacionales y estéticos (Maine *et al.*, 2002).

En función de que el agua a tratar circule a través de los humedales superficialmente (por encima del sustrato) o de forma subterránea (a través del sustrato), los humedales artificiales se clasifican en: humedales artificiales de flujo superficial y humedales artificiales de flujo subsuperficial (Rodríguez *et al.*, 2007). Este trabajo de investigación se realizará en humedales de flujo subsuperficial, por lo cual será el tema en el que más se haga referencia.

### **5.3.1 Humedales artificiales de flujo superficial**

Los sistemas de flujo superficial (conocidos en inglés como *surface flow constructed wetlands* o *free water surface constructed wetlands*) son aquellos donde el agua circula preferentemente a través de los tallos de las plantas y está expuesta directamente a la atmósfera. Este tipo de humedales es una modificación al sistema de lagunas convencionales. A diferencia de éstas, tienen menor profundidad (no más de 0,6 m) y tienen plantas (Delgadillo *et al.*, 2010).

Los humedales artificiales de flujo superficial suelen ser instalaciones de varias hectáreas, que principalmente tratan efluentes procedentes de tratamientos secundarios, y que también se emplean para restaurar ecosistemas acuáticos. La alimentación a estos humedales se efectúa de forma continua y la depuración tiene lugar en el tránsito de las aguas a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente plantada (Rodríguez *et al.*, 2007).

### **5.3.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial**

Los sistemas de flujo subsuperficial (conocidos en inglés como *subsurface flow constructed wetlands*), se caracterizan por que la circulación del agua en los mismos se realiza a través de un medio granular (subterráneo), con una profundidad de agua cercana a los 0,6 m. La vegetación se planta en este medio granular y el agua está en contacto con los rizomas y raíces de las plantas. Los humedales de flujo subsuperficial pueden ser de dos tipos: (a) en función de la forma de aplicación de agua al sistema: humedales de flujo subsuperficial horizontal y (b) humedales de flujo subsuperficial vertical (Delgadillo *et al.*, 2010).

#### **5.3.2.1 Humedales de flujo vertical**

En este tipo de sistemas, las aguas residuales generalmente procedentes de un tanque séptico, se alimentan superficialmente. Las aguas percolan verticalmente a través de un sustrato inerte (arenas, gravas), y se recogen en una red de drenaje situada en el fondo del humedal, que conecta con chimeneas de aireación. La alimentación al humedal se efectúa de forma intermitente, para preservar al máximo las condiciones aerobias (García y Leal, 2006).

#### **5.3.2.2 Humedales de flujo horizontal**

En este tipo de sistemas el agua circula horizontalmente a través del medio granular y los rizomas y raíces de las plantas. La profundidad del agua está entre 0,3 y 0,9 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados (el agua se encuentra entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie) y con cargas de alrededor de 6 g DBO/m<sup>2</sup>·día (García y Corzo, 2008). El agua ingresa en forma permanente. Es aplicada en la parte superior de un extremo y recogida por un tubo de drenaje en la parte opuesta inferior. El agua residual se trata a medida que fluye lateralmente a través de un medio poroso (flujo pistón). La profundidad del lecho varía entre 0,45 m a 1 m y tiene una pendiente de entre 0,5 % a 1 % (Delgadillo *et al.*, 2010).

El agua residual no ingresa directamente al medio granular principal (cuerpo), sino que existe una zona de amortiguación generalmente formada por grava de mayor tamaño. El sistema de recogida consiste en un tubo de drenaje cribado, rodeado con grava de igual tamaño que la utilizada al inicio. El diámetro de la grava de ingreso y salida oscila entre 50 mm a 100 mm. La zona de plantación está constituida por grava fina de un solo diámetro, entre 3 mm a 32 mm. (Delgadillo *et al.*, 2010).

Los humedales con flujo subsuperficial horizontal son sistemas eficientes en la remoción de DBO y SST, sin embargo, no son eficientes en la remoción de nutrientes. En Inglaterra y Dinamarca se utilizan áreas de aproximadamente 10 m<sup>2</sup> por persona equivalente (PE) y

la calidad de los efluentes depende de la calidad del agua residual afluente, aunque se plantea que las eficiencias medias logradas son de: 91 % para los sólidos suspendidos totales (SST); 89 % para la DBO; 33 % Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y 32 % Fósforo total (PT) (Rodríguez, 2003).

Las principales diferencias de los sistemas de flujo subsuperficial respecto a los superficiales son: mayor capacidad de tratamiento (admiten mayor carga orgánica), bajo riesgo de contacto del agua con las personas y de aparición de insectos, y menor utilidad para proyectos de restauración ambiental debido a la falta de lámina de agua accesible (García y Corzo, 2008).

### **5.3.3 Componentes de los humedales artificiales**

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal están constituidos básicamente por cuatro elementos: agua residual, sustrato, vegetación y microorganismos (Delgadillo *et al.*, 2010).

#### **5.3.3.1 Agua residual**

Las aguas residuales son las que provienen del sistema de abastecimiento de agua de una población, después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias, son recogidas por una red de alcantarillado que las conducirá hacia el humedal. Según su uso precedente, estas aguas resultan de la combinación de líquidos y residuos sólidos que provienen de residencias, oficinas, edificios comerciales e instituciones, junto con residuos de industrias, de actividades agrícolas, así como las aguas subterráneas, superficiales o de precipitación (Rolim, 2000, citado por Delgadillo *et al.*, 2010).

#### **5.3.3.2 Sustrato o medio de soporte**

El medio filtrante de los humedales de flujo subsuperficial horizontal puede ser cascajo de piedra, grava, diferentes tipos de suelo o sustratos enriquecidos, que soportan el crecimiento de vegetación emergente. El agua fluye horizontalmente a través de las raíces de las plantas y el medio filtrante, luego el efluente tratado es recolectado en un canal de salida o tubería. (Peña *et al.*, 2003).

En el medio granular ocurren múltiples procesos como la retención y sedimentación de la materia en suspensión, la degradación de la materia orgánica, la transformación y asimilación de los nutrientes, y la inactivación de los microorganismos patógenos. El medio granular debe permitir un buen desarrollo de las plantas y de la biopelícula, donde los diámetros medios de alrededor de 5-8 mm ofrecen muy buenos resultados. Una característica muy importante del medio granular es su conductividad hidráulica, ya que de esta propiedad depende la cantidad de flujo de agua que puede circular a través de él, por lo cual durante el diseño debe tenerse en cuenta que la conductividad hidráulica disminuirá con el paso del tiempo (García y Corzo, 2008).

### 5.3.3.3 Microorganismos

Los microorganismos se encargan de realizar el tratamiento biológico. En la zona superior del humedal donde predomina la presencia del oxígeno liberado por las raíces de las plantas y del oxígeno llegado por difusión atmosférica, se desarrollan colonias de microorganismos aerobios. En el resto del lecho granular predominara la presencia de organismos anaerobios y anóxicos. Los principales procesos que realizan los microorganismos son la degradación de la materia orgánica, la eliminación de nutrientes y la desinfección (Arias, 2004).

### 5.3.3.4 Vegetación

Los efectos de la vegetación sobre el funcionamiento de los humedales son:

Las raíces y rizomas proporcionan una superficie adecuada para el crecimiento de la biopelícula la cual crece adherida a las partes subterráneas de las planta sobre el medio granular. Alrededor de las raíces se crean microambientes aeróbios donde tienen lugar procesos microbianos que usan el oxígeno, como la degradación aeróbica de la materia orgánica y la nitrificación.

Amortiguamiento de las variaciones ambientales, cuando las plantas desarrolladas reducen la intensidad de la luz incidente sobre el medio granular evitándose así grandes gradientes de temperatura en profundidad que pueden afectar el proceso de depuración. En climas fríos la vegetación protege de congelación (Cárdenas, 2012).

El tipo de vegetación más utilizada en los humedales artificiales son las macrófitas, y entre ellas un tipo en especial; los helófitos, plantas capaces de arraigar en suelos anegados o encharcados, con una parte sumergida y otra área emergente. Los helófitos más usados en esta depuración son: aneas (*Thypa*), carrizos, (*Phragmites*), juncos (*Juncus*), *Scirpus*, *Carex*, etc. Estas plantas son capaces de transportar oxígeno desde los tallos y hojas hacia sus raíces y rizomas, pero en los humedales de flujo subsuperficial la cantidad de oxígeno aportada es muy pequeña en comparación con la demanda de las aguas residuales, por lo que los procesos de eliminación de materia orgánica son básicamente anaerobios, no ocurriendo por tanto la nitrificación-desnitrificación (Lahora, 2002).

### 5.3.3.5 Vegetación estudiada

#### 5.3.3.5.1 *Heliconia psittacorum*

La Heliconia es un género monotípico de la familia Heliconiaceae monocotiledónea. Las especies de Heliconia se distribuyen en los bosques húmedos de tierras bajas de Centro y Sur América, así como en las islas del Caribe. Un pequeño grupo también se encuentra en algunas islas del Océano Pacífico. Cerca de 180 especies del género se han descrito. (Lee, Y., et al., 1994, citado por Cárdenas, 2012).

Se utilizará este tipo de macrófita, por ser una especie eminentemente nativa del trópico con una alta abundancia de especies en Colombia (Maza, 2006), por la respuesta que dicha especie ha mostrado en trabajos sobre tratamiento de aguas residuales y lixiviados

(Mosquera, 2010; Torres y Vásquez, 2010). Esta especie presenta condiciones agronómicas interesantes, como su alta resistencia a las características climáticas del país y al ataque de plagas y enfermedades, así como su amplia rusticidad; además presenta fácil propagación, largos periodos de floración y carácter permanente (Jerez, 2007).

#### **5.3.3.5.2 *Cyperus haspan***

Este tipo de planta pertenece a la familia Cyperaceae y al género *Cyperus*, tiene su origen en la cuenca del Rio Nilo en África tropical y se extiende hasta Egipto; entre sus características morfológicas se destaca su rápido crecimiento, hojas basales pequeñas y flores agrupadas en inflorescencias. (Pérez, 2009, citado por Aulestia, 2012).

Esta especie crece bien en el clima tropical y se encuentra entre las plantas más productivas de los humedales en procesos de bioremediación (Matamoros *et al.*, 2005, citado por Akinbile *et al.*, 2012). Por esta razón principalmente se experimentará con este tipo planta. Además en estudios previos como el realizado por Akinbile *et al.* (2012) han reportado altas eficiencias de remoción en cuanto a varios parámetros fisicoquímicos como: turbiedad (39.3 a 86.6%), color (59.7 – 98.8%), SST (39.2 – 91.8%), DQO (60.8-78.7%), DBO<sub>5</sub> (29.8-53.8%), NH<sub>3</sub>-N (59.8 – 99.7%), PT (33.8-67.0%) tratando lixiviados en el Rellano Sanitario Pulau Burung en Malasia con un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

### **5.3.4 Mecanismos de remoción**

En un humedal artificial se desarrollan diferentes mecanismos de remoción de contaminantes del agua residual. Evidentemente, un amplio rango de procesos biológicos, químicos y físicos tiene lugar. Por lo tanto, la influencia e interacción de cada componente involucrado es bastante compleja (Delgadillo *et al.*, 2010).

#### **5.3.4.1 Remoción de sólidos suspendidos**

La remoción de los sólidos suspendidos y sedimentables presentes en las aguas residuales ocurre fundamentalmente en las unidades de pretratamiento, las cuales usualmente se instalan antes de los humedales. Los sólidos suspendidos que permanecen en el agua residual después del pretratamiento son removidos por sedimentación y filtración. Estos procesos que son puramente físicos también eliminan una porción significativa de otros contaminantes presentes en las aguas residuales (DBO, nutrientes, patógenos). La remoción de los sólidos suspendidos es muy efectiva, tanto en los humedales con flujo libre como con flujo subsuperficial (Rodríguez, 2003). El tratamiento previo es muy importante para evitar obstrucciones y la rápida colmatación del humedal (Delgadillo *et al.*, 2010).

#### **5.3.4.2 Remoción de materia orgánica**

La remoción de materia orgánica tiene lugar principalmente mediante biodegradación aeróbica o anaeróbica. Una pequeña porción también es removida por procesos físicos como la sedimentación y filtración, cuando la materia orgánica es fijada a los sólidos suspendidos. La biodegradación es realizada por los microorganismos, los cuales están

adheridos a la planta, en particular a las raíces y a la superficie de los sedimentos (Delgadillo *et al.*, 2010). En los sistemas de humedales la remoción de materia orgánica sedimentable es muy rápida, debido a la poca velocidad en los humedales de flujo superficial y a la deposición y filtración en los humedales de flujo subsuperficial, donde cerca del 50% de la DBO aplicada es removida en los primeros metros del humedal. Esta materia orgánica sedimentable es descompuesta aeróbica o anaeróbicamente, dependiendo del oxígeno disponible. El resto de la DBO se encuentra en estado disuelto o en forma coloidal y continúa siendo removida del agua residual al entrar en contacto con los microorganismos que crecen en el sistema (Lara, 1999).

#### **5.3.4.3 Remoción de Nitrógeno**

El Nitrógeno influente en los humedales se encuentra básicamente como Nitrógeno orgánico o amoniacal, con escasas cantidades de nitratos (Lahora, 2002). La remoción del Nitrógeno puede ser muy efectiva en ambos tipos de humedales artificiales y los principales mecanismos de eliminación son similares para los dos casos. Aunque ocurre la asimilación de Nitrógeno por parte de las plantas, solo una pequeña fracción del Nitrógeno total puede ser eliminada por esta vía (Lara, 1999). El cosechado frecuente de la vegetación incrementa el rendimiento en eliminación de Nitrógeno, sin embargo esta operación aumenta los costos de mantenimiento (Lahora, 2002). La mejor forma para remover Nitrógeno en los humedales de flujo subsuperficial es la nitrificación biológica seguida por desnitrificación. La oportunidad de nitrificar existe cuando se tienen condiciones aeróbicas, se tiene la suficiente alcalinidad y la temperatura adecuada, y después de que la mayoría de la DBO ha sido removida, para que los organismos nitrificantes puedan competir con los organismos heterótrofos por el oxígeno disponible (García y Leal, 2006). La reacción de la desnitrificación permite eliminar el nitrato formado previamente por la nitrificación y convertirlo en Nitrógeno gas. Esta reacción sólo ocurre en condiciones de anoxia y en presencia de materia orgánica, ya que es realizada por bacterias heterotróficas (García y Corzo, 2008).

#### **5.3.4.4 Remoción de Fósforo**

Los mecanismos principales para la remoción del fósforo son: la adsorción, la formación de complejos, la precipitación y la toma por las plantas. La adsorción del fósforo a las partículas del suelo es un proceso de remoción importante. La capacidad de adsorción depende de la presencia de hierro, aluminio o calcio en el suelo, así como de la presencia de minerales de arcilla o materia orgánica. Bajo condiciones aerobias y pH entre neutro y ácido el  $\text{Fe}^{+3}$  se une al fosfato para formar un complejo estable; sin embargo, si el suelo se vuelve anaerobio como resultado de estar inundado, el  $\text{Fe}^{+3}$  se reducirá a  $\text{Fe}^{+2}$  lo cual conduce a que la adsorción sea menos fuerte y se libere fosfato. La adsorción del fosfato con el calcio ocurre solamente bajo condiciones entre neutras y básicas; mientras que con el aluminio la adsorción solo ocurre a pH neutros y ácidos. Además del carácter reversible del proceso de adsorción del fósforo, el cual depende de las condiciones redox, hay que señalar que la adsorción está también sujeta a la saturación, considerándose que cada suelo tiene una capacidad de adsorción limitada y luego de que estos sitios estén ocupados no ocurrirán nuevas adsorciones (Silva, 2002).

### 5.3.4.5 Remoción de metales pesados

Por metales pesados se entiende a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones bajas, y que no se puedan degradar por medios naturales, además que son peligrosos porque tienden a bioacumularse en el organismo (Metcalf & Eddy, 1995, citado por Cárdenas, 2012). Los metales pesados tienen una alta afinidad para la adsorción y complejización con material orgánico y se acumulan en la matriz de un humedal construido. Los metales pueden encontrarse en formas solubles o como partículas asociadas, siendo las primeras las formas más biodisponibles (Delgadillo *et al.*, 2010).

La eliminación de metales: (cadmio, cobre, zinc, cromo, mercurio, selenio, plomo), en los humedales artificiales transcurre, a través de diferentes vías: procesos de adsorción, precipitación química, sedimentación, asimilación por parte de las plantas. Los metales retenidos pueden volver a liberarse en determinadas épocas del año en función de las variaciones de potencial de óxido-reducción que tienen lugar dentro del sistema (Rodríguez *et al.*, 2007).

Todas las limitaciones de los procesos fisicoquímicos para la remoción de metales pesados conducen a aplicar tecnologías basadas en procesos biológicos, debido a que los microorganismos tienen la capacidad de adaptarse a multitud de agentes contaminantes, tanto orgánicos como inorgánicos y aunque los microorganismos no pueden destruir los metales pesados, si pueden influir en su movilidad en el medio ambiente, modificando sus características físicas y/o químicas (Cárdenas, 2012).

#### 5.3.4.5.1 Plomo (Pb).

El Plomo (Pb) es el quinto elemento en el grupo IVA de la tabla periódica, tiene un número atómico de 82, un peso atómico de 207,19, y valencias de 2 y 4. La abundancia promedio del Pb en la corteza terrestre es 13 ppm; en suelos los rangos son de 2.6 a 25 ppm; en corrientes es de 3µg/L, y en aguas subterráneas es generalmente <0.1mg/L. el Plomo es obtenido principalmente de la Galena (PbS).

Es el segundo metal pesado más tóxico según la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés). Es un elemento que ha sido usado en gran medida por el ser humano, por ejemplo en tuberías, baterías, pesticidas, municiones, soldaduras, pigmentos, aleaciones, gasolina (en algunos países continúa siendo usado), entre otros usos (CIS, 2003, citado por Aulestia, 2012). El Plomo no es esencial para plantas y animales. Es tóxico por ingestión y es un tóxico acumulativo. (APHA/AWWA, 2005, citado por Cárdenas, 2012).

## 6 METODOLOGÍA

### 6.1 LOCALIZACIÓN

El trabajo de investigación se llevó a cabo en el Relleno Sanitario “El Ojito”, ubicado en la Vereda Cajete, en la vía que conduce al Tambo, a 3 kilómetros del perímetro urbano al suroccidente de la ciudad de Popayán, departamento del Cauca ( $2^{\circ}27'52.5''N$ ,  $76^{\circ}39'10.2''W$ ). Posee un área de 13.1 Ha, dentro de las cuales se encuentra ubicado el sistema de tratamiento de lixiviados, zona donde se adecuaron las unidades experimentales Figura 2.



Figura 2. Zona de estudio

## 6.2 HUMEDALES CONSTRUIDOS A ESCALA PILOTO

Para el desarrollo de esta investigación se emplearon 6 humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HCFSSH) a escala piloto, en fibra de vidrio, de dimensiones 0.6 m de ancho, 1 m de largo, 0.6 m de altura total y una altura de nivel de agua de 0.20 m, con tubería de entrada y salida, operados en flujo continuo. Se instalaron dos piezómetros por cada humedal, a 15 cm de la entrada y 15 cm de la salida, en tubería de PVC de 2 pulgadas de diámetro, y una flauta para distribuir el flujo en la salida. Todas las instalaciones hidráulicas se realizaron en tubería de PVC de ½ pulgada de diámetro. En la Figura 3 se muestra una vista 3D de dos de las unidades experimentales.

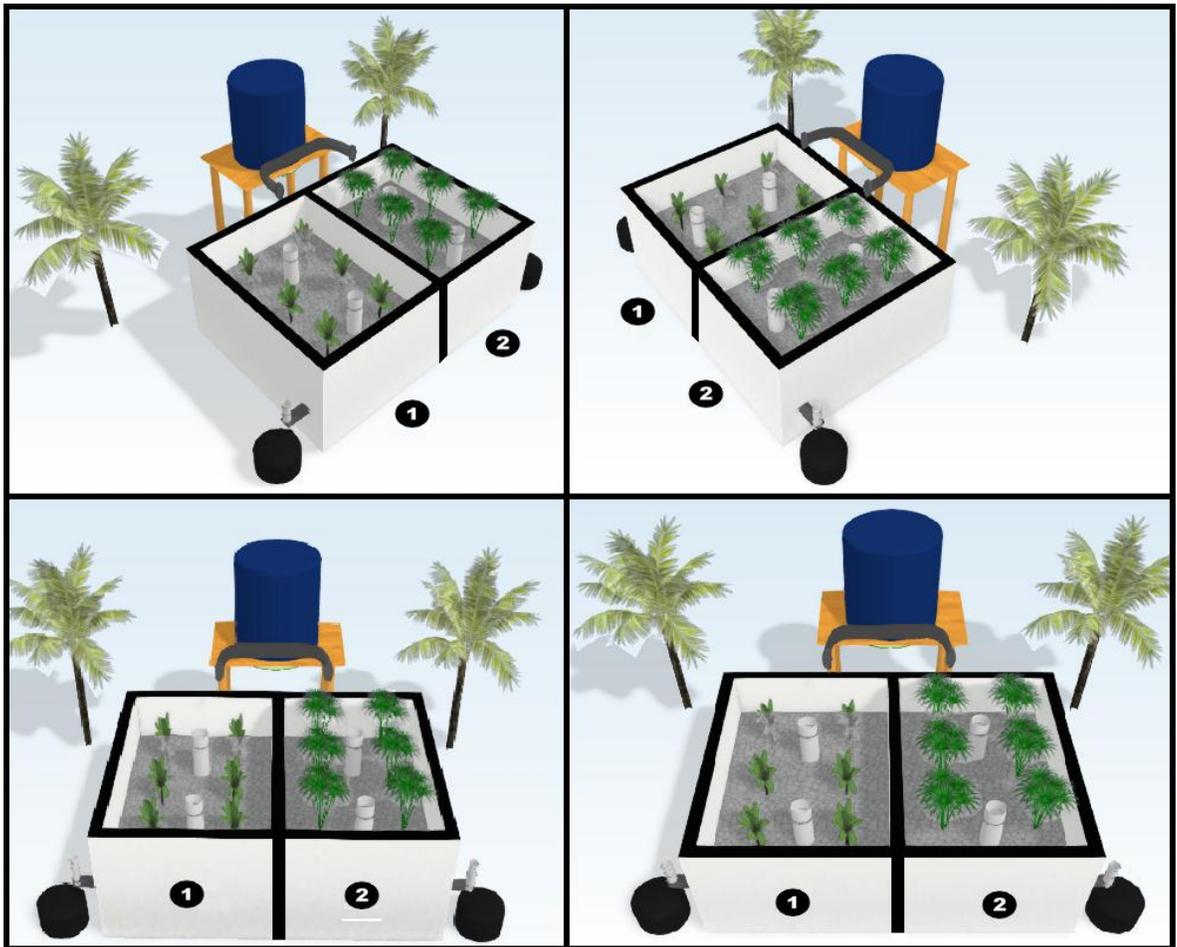


Figura 3. Vista 3D unidades experimentales

El medio de soporte utilizado fue grava prelavada de 1 pulgada de diámetro con una porosidad del 40%, las unidades experimentales fueron llenadas con grava hasta alcanzar los 0.30 m de altura, que equivale a un volumen de grava de 0.18 m<sup>3</sup> por cada unidad. Se utilizaron llaves de cierre lento para controlar el flujo a la entrada y salida de las unidades, esto para mantener un caudal de 12 L/día, que equivale a un tiempo de retención hidráulico de 4 días (Ecuación 1), que según Crites y Tchobanoglous (1998) es un tiempo

que permite se generen los procesos de nitrificación y degradación de la materia orgánica. Se realizaron aforos diarios tanto en la entrada como en la salida de las unidades.

$$Q = \frac{V}{t} = \frac{\varepsilon * (L * W * h)}{t} \quad (1)$$

Dónde:

$Q$  = Caudal ( $m^3/día$ )

$V$  = Volumen útil ( $m^3$ )

$t$  = Tiempo se retención hidráulico (días)

$\varepsilon$  = Porosidad del medio filtrante (es un por ciento y se expresa en forma decimal)

$L$  = Longitud del humedal (m)

$W$  = Ancho del humedal (m)

$h$  = Profundidad del agua en el humedal (m)

$$Q = \frac{0.4 \times (1m \times 0.60m \times 0.20m)}{4 \text{ días}}$$

$$Q = 0.012 \frac{m^3}{\text{día}} \times \frac{1000L}{1m^3}$$

$$Q = 12 \frac{L}{\text{día}}$$

La alimentación de los humedales se hizo a gravedad, se contó con tres tanques plásticos de almacenamiento de 30 L y cada uno de estos suministró lixiviado a dos humedales, a la salida de cada tanque se conectaron llaves de cierre lento que permitían controlar la entrada de caudal de lixiviado a los sistemas. Todas las unidades experimentales fueron alimentadas con lixiviado de la salida de la laguna de estabilización del relleno, el efluente de los sistemas se recolectó en canecas y fue dispuesto en el sedimentador secundario de la planta de tratamiento del relleno.

Los tanques de alimentación fueron dispuestos sobre soportes elevados de madera que permitían el flujo a gravedad, igualmente los humedales se ubicaron sobre soportes metálicos con una pendiente del 1% para permitir el flujo de lixiviado y con el fin de elevarlos, lo que permite aislar térmicamente las unidades ya que no están en contacto con el suelo y facilita la recolección del efluente porque se da flujo a gravedad desde la salida de los humedales hasta los recipientes donde se recolectó el efluente (Cárdenas, 2012). La configuración del sistema y el montaje experimental se muestran en la Figura 4 y 5, y en la Foto 1.

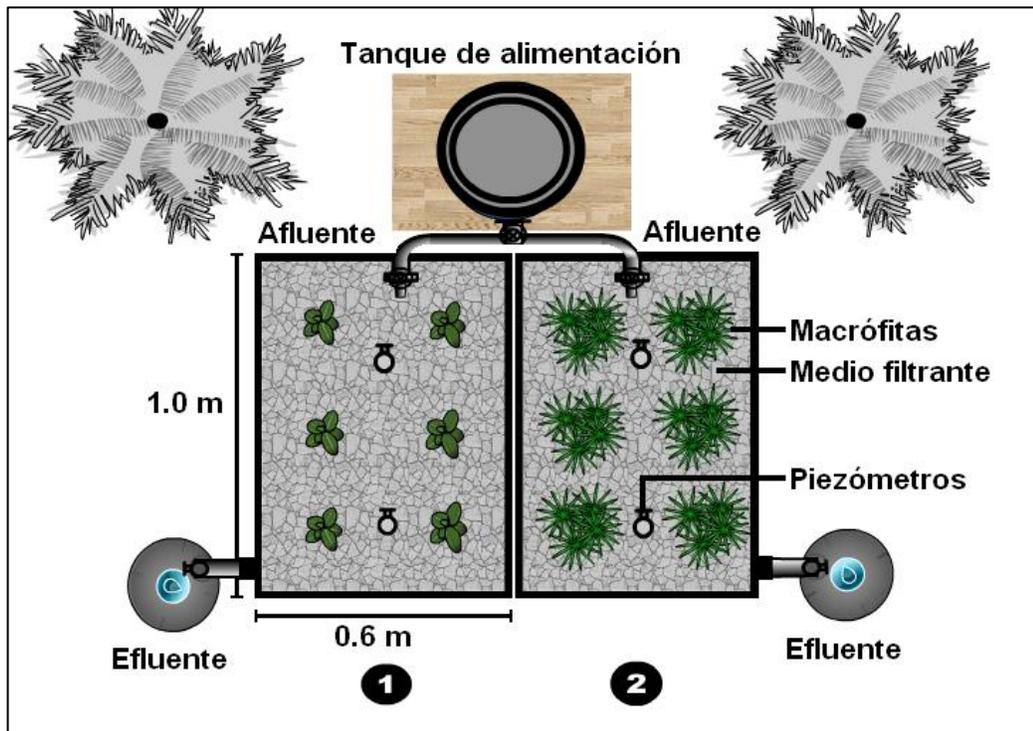


Figura 4. Vista en planta configuración del sistema

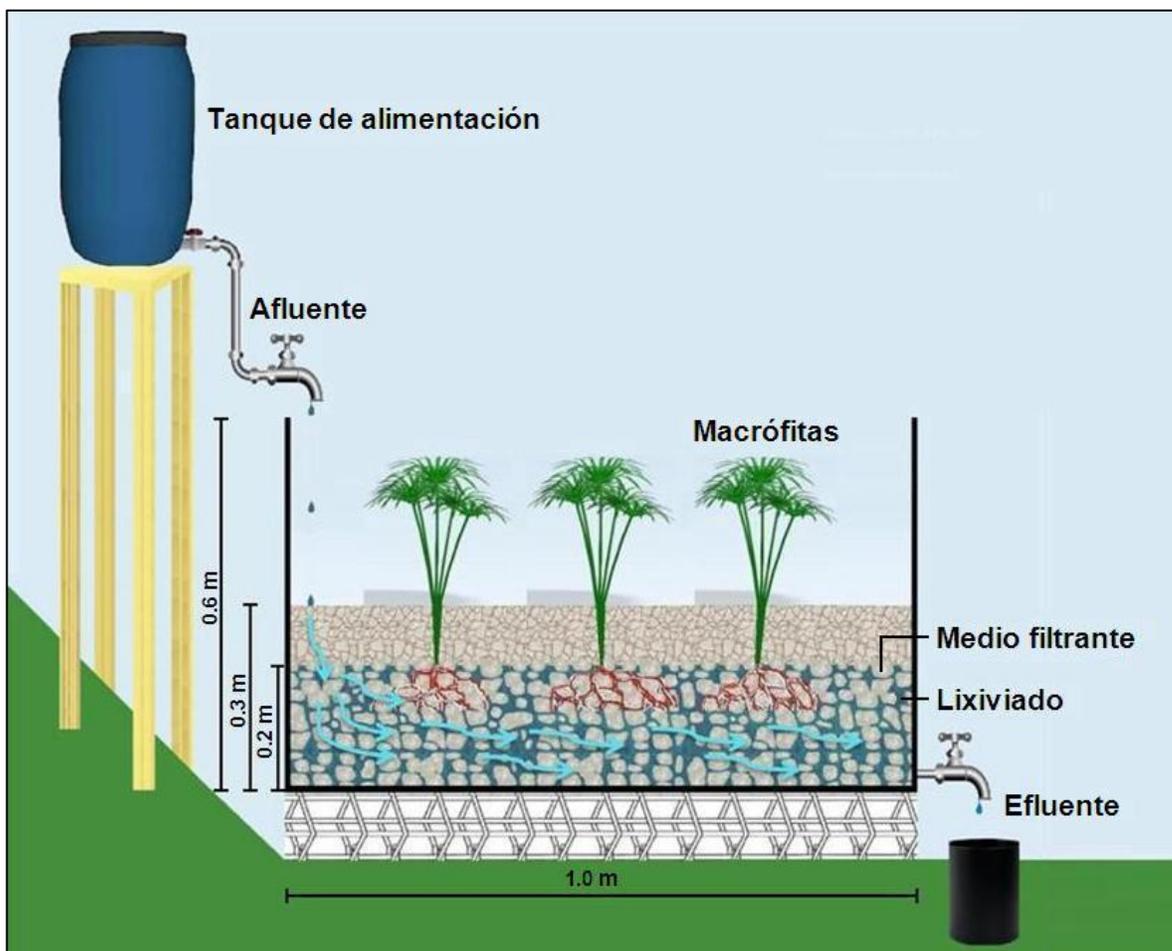


Figura 5. Perfil configuración del sistema



**Foto 1. Montaje experimental**

Durante un mes se realizó el montaje de los sistemas de tratamiento, en dos meses se realizaron los procesos de aclimatación: un mes bajo condiciones batch (Morató *et al.*, 2004) y un mes más bajo condiciones de flujo continuo, finalmente se procedió con los respectivos muestreos durante cuatro meses de trabajo experimental.

### **6.3 VEGETACIÓN**

Las especies empleadas en esta investigación fueron *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*, estas especies vegetales fueron seleccionadas teniendo en cuenta su tipicidad en el departamento del Cauca, la capacidad de adaptarse y desarrollarse en medios inundados, además que fueran especies vegetales nativas del trópico y de fácil consecución en zonas aledañas al lugar de estudio. Se consideraron investigaciones previas en biorremediación con *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* como las realizadas por Cárdenas (2012) y Akinbile *et al.* (2012) respectivamente, donde se obtuvieron altas eficiencias de remoción en diferentes parámetros tratando lixiviados de rellanos sanitarios con sistemas de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

Los esquejes se compraron en un vivero, se sembraron en bolsas alrededor de 25 plantas de cada especie (Foto 2) y se mantuvieron en un proceso de aclimatación donde se regaron con lixiviado diluido en diferentes porcentajes por un periodo estimado de un mes hasta que alcanzaron alturas de 15 cm en promedio. Posteriormente se sembraron en las unidades experimentales y se realizó el trabajo de aclimatación en condiciones batch que se mencionó anteriormente. La vegetación estudiada se muestra en las Fotos 3 y 4.



Foto 2. Aclimatación en bolsas



Foto 3. *Heliconia psittacorum*



Foto 4. *Cyperus haspan*

Las especies vegetales se sembraron con una densidad de 6 plantas por 0.6 m<sup>2</sup>, para un número total de 18 individuos de cada especie. La distribución de las plantas fue la siguiente: los humedales 1, 3 y 5 se plantaron *Heliconia psittacorum* (HCFSSH-*H.p*) y los humedales 2, 4 y 6 con *Cyperus haspan* (HCFSSH-*C.h*) como se muestra en la Figura 6.

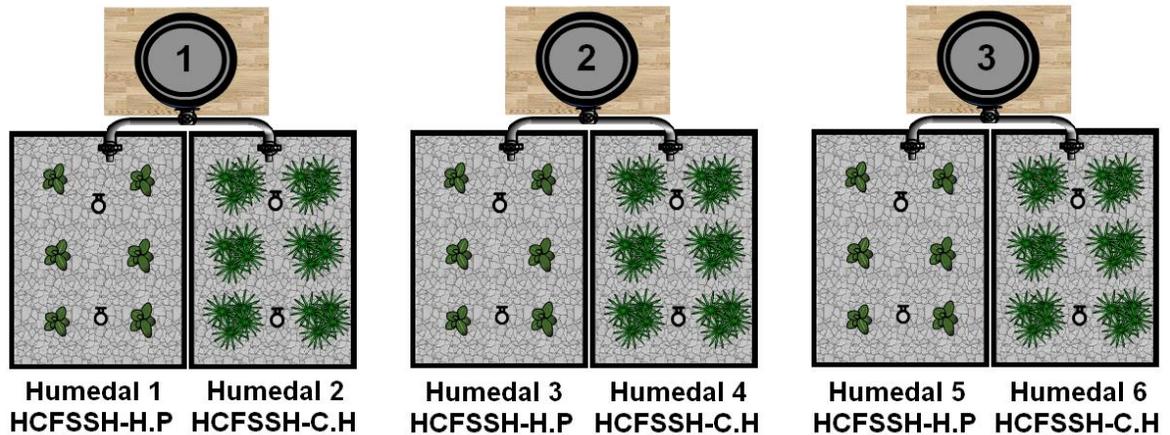


Figura 6. Distribución Plantas

#### 6.4 VARIABLES RESPUESTA

Los ensayos se llevaron a cabo con lixiviado de la salida de la laguna de estabilización del relleno sanitario el “Ojito” del municipio de Popayán, Cauca.

Se realizó la determinación de DQO, Plomo Pb<sup>2+</sup>, Nitrógeno como N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y Fósforo como Ortofosfatos en el afluente y efluente de los sistemas HCFSSH-*H.p* y HCFSSH-*C.h*, con una frecuencia de muestreo por parámetro de quince días durante cuatro meses (noviembre de 2014-febrero de 2015). Como actividades complementarias se tuvo la medida de los parámetros de campo: pH, temperatura, conductividad eléctrica y Oxígeno Disuelto. Los parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras y los métodos de medición se muestran en la Tabla 1.

**Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras**

Variable	Método/Equipo	Código Standard Methods	Utilización
Potencial de Hidrogeno (pH)	Oakton™ pH 11 Standard Portable Meter	-	Medición de la variación del pH
Temperatura ambiente (°C)	Termómetro ambiental	-	Medición temperatura en el ambiente
Temperatura del agua (°C)	Oakton™ pH 11 Standard Portable Meter	-	Medición temperatura en el lixiviado
Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Electrométrico	SM 2510 B	Determinación de la variación de iones presentes en el lixiviado
Oxígeno Disuelto (mg/L)	Electrodo de membrana	SM 4500-O G	Medición del Oxígeno Disuelto en el lixiviado
Demanda Química de Oxígeno DQO (mg/L)	Reflujo Cerrado – Colorimétrico	SM 5220 D, modificado	Cuantificación de compuestos presentes en el medio
Nitratos $\text{N-NO}_3^-$ (mg/L)	Espectrofotometría Ultravioleta	SM 4500- $\text{NO}_3^-$ B	Determinación de la cantidad de Nitrógeno $\text{N-NO}_3^-$ presente en el lixiviado en la entrada y salida del sistema humedales
Ortofosfatos $\text{P-PO}_4^{3-}$ (mg/L)	Ácido ascórbico	SM 4500-P E, modificado	Determinación de la cantidad de fósforo en el lixiviado en la entrada y salida del sistema humedales
Plomo $\text{Pb}^{2+}$ (mg/L)	Espectroscopia de emisión acoplada a plasma	SM 3030 B, 3120 A; Ed. 2012	Cuantificación de $\text{Pb}^{2+}$ presente en el lixiviado en la entrada y salida del sistema de humedales

## 6.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El experimento fue de medidas repetidas, ya que se realizó más de una medición de la variable respuesta sobre el mismo individuo o unidad experimental. Las mediciones repetidas proporcionan información en el tiempo de la variable respuesta bajo los diferentes tratamientos estudiados, los estudios en el tiempo pueden revelar el efecto del tratamiento de acuerdo al espacio temporal, es decir ayudan a conocer que tan rápido se manifiestan los efectos de los tratamientos en las unidades experimentales (Correa, 2004).

Se realizó un experimento comparativo de dos tratamientos HCFSSH-*H.p* vs HCFSSH-*C.h* observado en el tiempo, donde el factor de tratamiento es el tipo de planta utilizado y la unidad experimental está constituida por cada humedal. Se comparó la eficiencia de remoción de materia orgánica, nutrientes y  $Pb^{+2}$  en los HCFSSH-*H.p* respecto a los HCFSSH-*C.h*.

Mediante la prueba T para muestras relacionadas (T pareada) se evaluó si las diferencias de los porcentajes de remoción por pares entre HCFSSH-*H.p* y HCFSSH-*C.h* son significativamente diferentes de cero, se construyeron intervalos de confianza para la diferencia entre medias de tratamientos para las variables que resultaron ser significativamente diferentes. Se evaluó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las medias de remoción utilizando una significancia del 5% ( $\alpha=0.05$ ), con un nivel de confianza del 95%. Así mismo, se validó el supuesto de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) en cada una de las variables respuesta. También se construyeron intervalos de confianza para las medias de remoción en todas las variables. Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando Microsoft office Excel 2010 y el software estadístico SPSS versión 20.

## 7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 7.1 CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO

Después de pasar por la laguna de estabilización, el lixiviado presenta características de lixiviado maduro (Tabla 2), lo que se puede ver reflejado en algunos parámetros fisicoquímicos analizados (Tabla 3) y en la edad del relleno, el cual estuvo en operación durante aproximadamente 28 años, lo que afecta la eficiencia de los sistemas de tratamiento de lixiviado, ya que a mayor edad, mayor cantidad de materia orgánica recalcitrante, obteniéndose menor degradación (Renou *et al.*, 2008), sin embargo, cabe resaltar que el 80% del lixiviado afluente a la laguna provenía de celdas nuevas.

En la Tabla 3 también se muestran los valores medios de las concentraciones en los efluentes de los HCFSSH-*H.p* y HCFSSH-*C.h* y en la Foto 5 se pueden observar las muestras de lixiviado en el afluente y efluente de los HCFSSH. En el Anexo 1 se presentan los resultados obtenidos en términos de concentración y en el Anexo 2 las eficiencias de remoción para cada uno de los HCFSSH.

**Tabla 2. Clasificación de los lixiviados de rellenos sanitarios vs edad.**

	Joven/Reciente	Intermedio	Viejo/Maduro
Edad (años)	<5	5-10	> 10
pH	6.5	06.05 a 07.05	> 7.5
DQO (mg/L)	> 10.000	4000-10,000	<4000
DBO <sub>5</sub> / DQO	> 0,3	0,1-0,3	<0.1
Compuestos orgánicos	80% de ácidos grasas volátiles (AGV)	5-30% AGV + ácidos húmicos y fúlvicos	Ácidos húmicos y fúlvicos
Metales pesados (mg/L)	>2*	<2*	<2*
	Bajo a mediano	-	Bajo
Biodegradabilidad	Importante	Medio	Bajo
Color	Café-pardo-grisáceo**		Negro-viscoso**

\*(Kurniawan *et al.*, 2006)

\*\* (Méndez *et al.*, 2009)

Fuente: adaptado de Renou *et al.* (2008)

**Tabla 3. Valores medios de la caracterización fisicoquímica del lixiviado en el afluente y los efluentes del sistema de HCFSSH.**

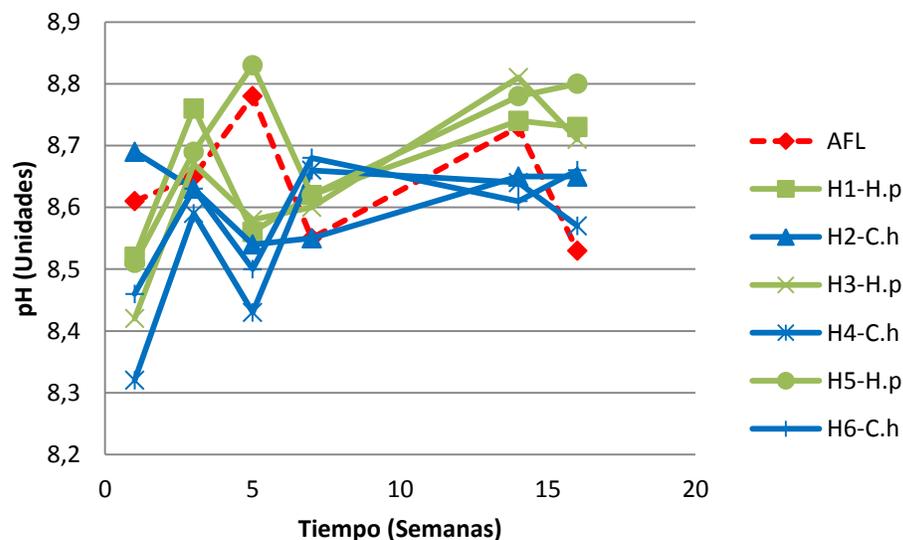
Variable	Afluente	Efluente HCFSSH-H.p	Efluente HCFSSH-C.h
Potencial de Hidrogeno (pH)	8,64	8,66	8,58
Temperatura (°C)	21,55	20,87	21,24
Conductividad eléctrica (μS/cm)	14820	5376	4477
Oxígeno Disuelto (mg/L)	0,35	1,01	1,30
Demanda Química de Oxígeno DQO (mg/L)	1494	716	533
Nitratos N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	123,15	68,82	62,79
Ortofosfatos P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	12,33	5,02	4,05
Plomo Pb <sup>2+</sup> (mg/L)	0,122	0,115	0,104



**Foto 5. Muestras de lixiviado en el afluente y efluente de los HCFSSH**

## 7.2 PARÁMETROS DE CAMPO

### 7.2.1 pH

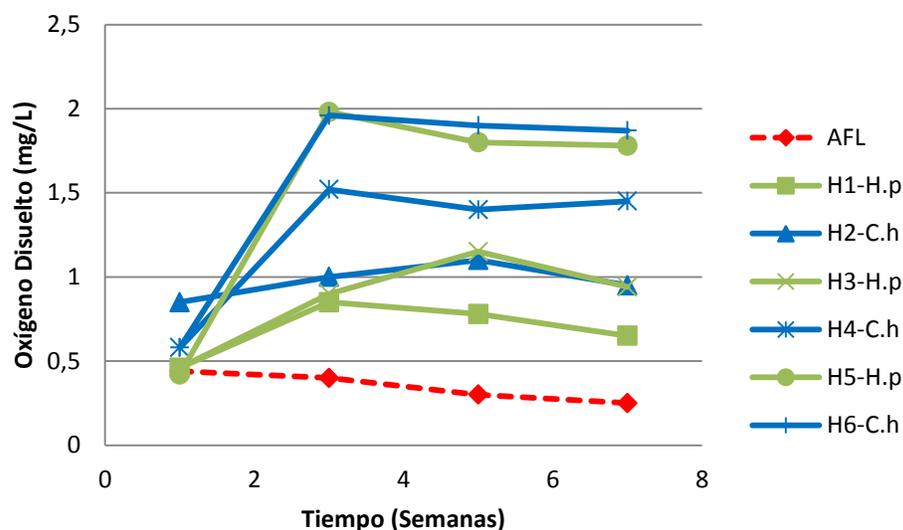


**Figura 7. Comportamiento del pH para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH**

Los valores de pH obtenidos en el afluente y los efluentes del sistema se muestran en la Figura 7, para el afluente el valor medio de pH obtenido fue de  $(8,64 \pm 0,05)$ , para los efluentes de los HCFSSH-*H.p* fue de  $(8,66 \pm 0,06)$  y de los HCFSSH-*C.h* de  $(8,58 \pm 0,05)$ . Tanto en el afluente como en los efluentes se presenta un pH alcalino, lo que podría justificarse teniendo en cuenta la edad del relleno (28 años), pues valores altos de pH son característicos de rellenos sanitarios de alta edad (Mosquera y Lara, 2012), además la grava aporta alcalinidad en forma de iones carbonato y/o bicarbonato (Bernal *et al.*, 2003). Los humedales construidos utilizados para el tratamiento de aguas residuales normalmente tienen un pH próximo al neutro o ligeramente ácidos (Arias, 2004), los valores de pH obtenidos están dentro del rango habitual de pH en humedales construidos de flujo subsuperficial.

Como se puede observar en la Figura 7, el rango de pH obtenido está entre 8,32 y 8,83, por lo que se podría esperar que se den procesos como la nitrificación, la cual requiere pH entre 7,5 y 8,6 (Vera *et al.*, 2010), los valores obtenidos no están dentro del intervalo óptimo para la desnitrificación (7-8) (Rodríguez *et al.*, 2007). Se puede notar que los valores de pH obtenidos para los HCFSSH-*H.p* son un poco mayores que los obtenidos para los HCFSSH-*C.h*, lo que posiblemente podría estar relacionado con las diferencias encontradas entre estos sistemas en la remoción de ciertos parámetros.

## 7.2.2 Oxígeno Disuelto

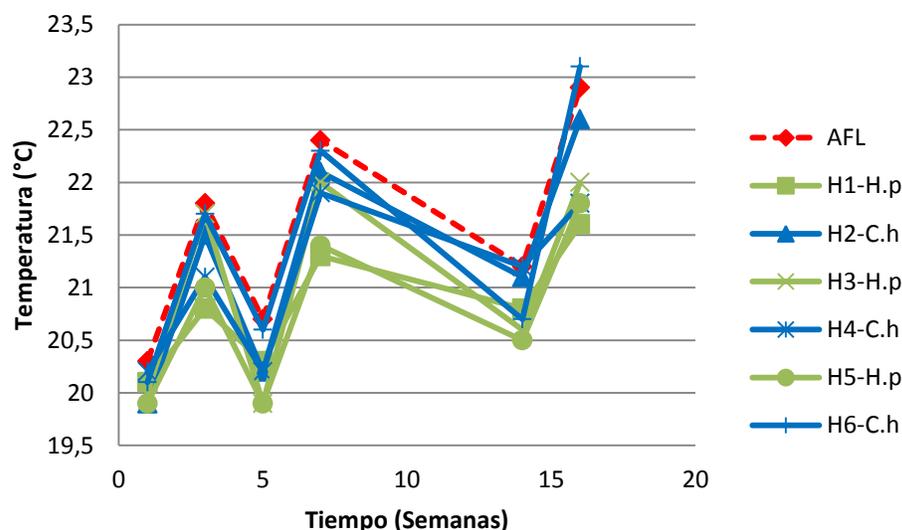


**Figura 8. Comportamiento del Oxígeno Disuelto para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH**

En la Figura 8 se muestran los resultados obtenidos para Oxígeno Disuelto en el afluente y los efluentes del sistema, para el afluente el valor medio obtenido fue de  $(0,35 \pm 0,05)$  mg/L, para los efluentes de los HCFSSH-*H.p* fue de  $(1,01 \pm 0,35)$  mg/L y de los HCFSSH-*C.h* de  $(1,26 \pm 0,31)$  mg/L. Se puede observar que los valores de Oxígeno Disuelto en los efluentes son mayores que los obtenidos para el afluente, este aumento evidencia que las plantas influyen sobre el balance de oxígeno en la columna de agua debido a que tienen la habilidad de transferir oxígeno desde la atmósfera a través de las hojas y tallo hasta el medio donde se encuentran las raíces (Cortes y Madera, 2013; Arias, 2004).

Los valores de Oxígeno Disuelto obtenidos en los efluentes concuerdan con los encontrados por Montoya *et al.* (2010) y Cárdenas (2012), los cuales obtuvieron niveles bajos de Oxígeno Disuelto ( $< 2.0$  mg/L) en los efluentes de HCFSSH tratando agua residual sintética y lixiviado sintético, respectivamente. Los bajos niveles de Oxígeno Disuelto se deben fundamentalmente a la alta carga orgánica del afluente, además los HCFSSH se caracterizan por funcionar permanentemente inundados y esta acción infiere en hechos como la producción de efluentes con ausencia de oxígeno (García y Corzo, 2008; Estrada, 2010), el lecho está totalmente saturado de agua, el contacto aire-agua está más impedido y por lo tanto, se dan mayoritariamente procesos anóxicos y anaerobios (Mena *et al.*, 2009).

### 7.2.3 Temperatura

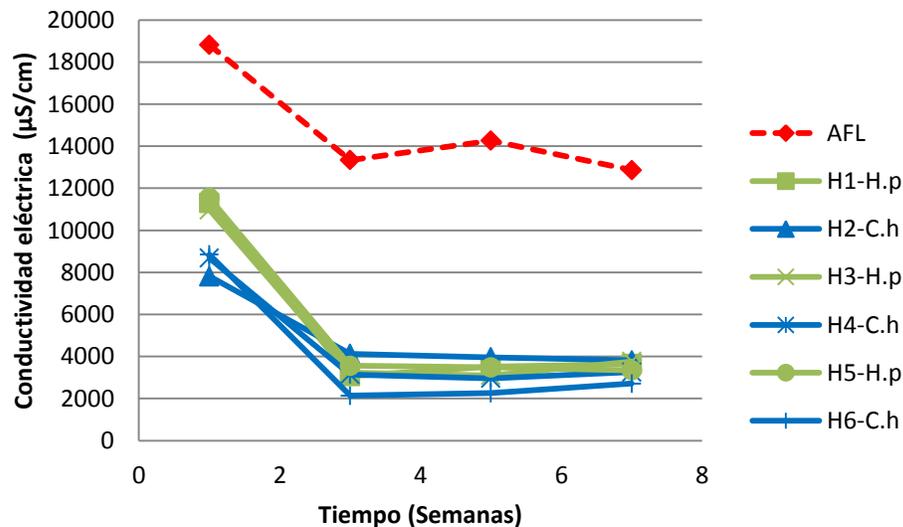


**Figura 9. Comportamiento de la temperatura para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH**

En la Figura 9 se muestran los resultados obtenidos para la temperatura en el afluente y los efluentes del sistema, para el afluente el valor medio de temperatura obtenido fue de  $(21,55 \pm 1,05)$  °C, para los efluentes de los HCFSSH-*H.p* fue de  $(20,87 \pm 0,38)$  °C y de los HCFSSH-*C.h* de  $(21,24 \pm 0,47)$  °C. Las reacciones mediadas microbially se ven afectadas por la temperatura. La respuesta es típicamente mucho mayor a los cambios en el extremo inferior de la escala de temperatura ( $<15^{\circ}\text{C}$ ) que el rango más cálido ( $20\text{-}35^{\circ}\text{C}$ ) (Kadlec y Wallace, 2009). Una temperatura inferior a  $10^{\circ}\text{C}$  demora las reacciones responsables de la remoción de DBO y de Nitrógeno (Londoño y Marín, 2009). Los valores de temperatura obtenidos evidencian buenas condiciones para desarrollo del proceso biológico en la matriz sólido-líquido, lo que asegura que los procesos cinéticos que se lleven a cabo al interior del humedal no son afectados por temperaturas demasiado bajas como las que se dan en otros países (Akratos y Tsihrantzis, 2007, citado por Cortés, 2014).

Como se puede observar en la Figura 9, los valores de temperatura en el afluente son ligeramente mayores en relación a los obtenidos para los efluentes, evidenciando la inercia térmica de la vegetación (Brix, 1994, citado por Vera *et al.*, 2010), también probablemente debido a la transferencia de oxígeno a la columna de agua e intercambio de flujo de calor, además el afluente proviene de una laguna de estabilización, donde absorbe calor de la radiación solar, por lo que presentará mayor temperatura que el lixiviado que se encuentra debajo de un lecho de soporte. Se puede observar que los valores de temperatura en los efluentes de los HCFSSH-*H.p* son ligeramente menores respecto a los obtenidos para los HCFSSH-*C.h*, esto probablemente influye en las diferencias encontradas entre estos sistemas en la remoción de ciertos parámetros. Los valores más altos de temperatura se presentaron en las semanas 3, 7 y 16, los cuales están relacionados con el aumento en la temperatura ambiental en estas semanas.

### 7.2.4 Conductividad eléctrica



**Figura 10. Comportamiento de la conductividad eléctrica para el afluente y efluentes del sistema de HCFSSH**

El comportamiento de la conductividad eléctrica en el afluente y los efluentes del sistema se muestra en la Figura 10, para el afluente el valor medio fue de  $(14820 \pm 1569) \mu\text{S/cm}$ , para los efluentes de los HCFSSH-*H.p* fue de  $(5376 \pm 2263) \mu\text{S/cm}$  y de los HCFSSH-*C.h* de  $(4477 \pm 1577) \mu\text{S/cm}$ . Se puede observar una disminución significativa de la conductividad eléctrica tanto en los efluentes de los HCFSSH-*H.p* como de los HCFSSH-*C.h* respecto al afluente. La conductividad eléctrica indica el contenido en sales disueltas en el agua, por lo que según los resultados obtenidos hay una disminución de estas en los efluentes del sistema, lo cual puede ser debido a fenómenos como adsorción en el medio de soporte y en las raíces de las plantas (Cortés, 2014).

### 7.3 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN

Se validó el supuesto de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) en cada una de las variables respuesta como se muestra en la Tabla 4; encontrando que los datos provienen de una distribución normal ( $P\text{-valor} \geq 0.05$ ) en todos los parámetros. Se aplicó la prueba T pareada (muestras relacionadas) con el fin de comparar la eficiencia de remoción de materia orgánica, nutrientes y  $\text{Pb}^{+2}$  en los HCFSSH-*H.p* respecto a los HCFSSH-*C.h*, se evaluó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las medias de remoción utilizando una significancia del 5% ( $\alpha=0.05$ ), con un nivel de confianza del 95% (Tabla 5). En el Anexo 3 se presentan los resultados de desviación típica y error típico de la media y en los Anexos 4 y 5 se muestran en mayor detalle los resultados obtenidos para las pruebas de normalidad y la prueba T pareada, respectivamente.

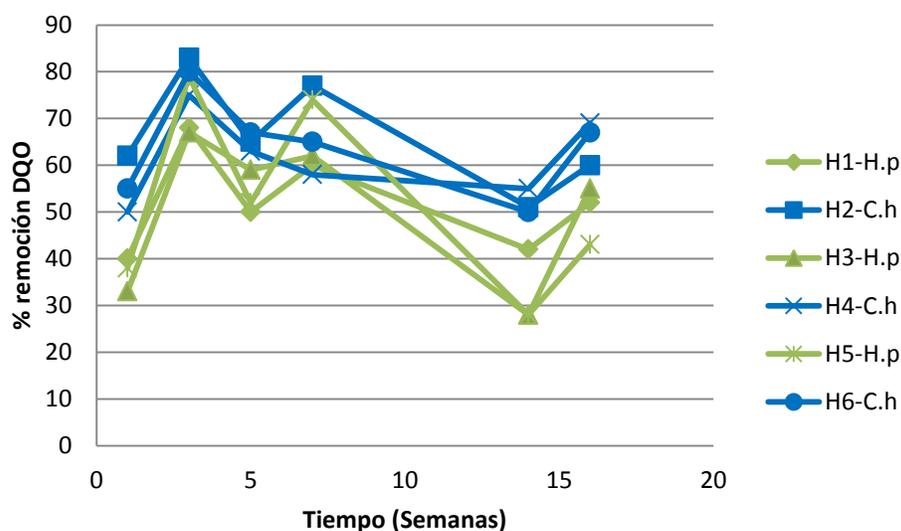
**Tabla 4. Validación supuesto de normalidad para porcentaje de remoción de los parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras.**

Parámetro	DQO	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Pb <sup>2+</sup>
P-valor	0,419	0,432	0,511	0,485

**Tabla 5. Prueba T de muestras relacionadas ( $\alpha = 0.05$ ) para porcentaje de remoción.**

Parámetro	DQO	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Pb <sup>2+</sup>
P-valor	4.8x10 <sup>-5</sup>	0,429	4.7x10 <sup>-4</sup>	0,024

### 7.3.1 Demanda Química de Oxígeno



**Figura 11. Comportamiento del porcentaje de remoción de DQO**

En la Figura 11 se muestra el comportamiento del porcentaje de remoción de DQO, se puede observar que las réplicas tanto de los HCFSSH-*H.p* como de los HCFSSH-*C.h* tienen comportamientos similares, donde la eficiencia de remoción fluctúa durante cada muestreo sin indicar una tendencia clara a aumentar o disminuir en el tiempo, esta dispersión en los datos indica que el sistema aún no se ha estabilizado (Bernal *et al.*, 2003), la fluctuación en la eficiencia de remoción de la DQO puede atribuirse a diversos factores como: la variabilidad en la composición del lixiviado, la actividad metabólica o cometabolismo de las diferentes poblaciones microbianas al interior de los sistemas, a la composición del lecho de soporte (grava) que puede influir sobre otros mecanismos para la remoción, como son la adsorción y la precipitación, y también sobre las propias interacciones entre las variables fisicoquímicas de los humedales, el sustrato y la biopelícula (Cortés, 2014).

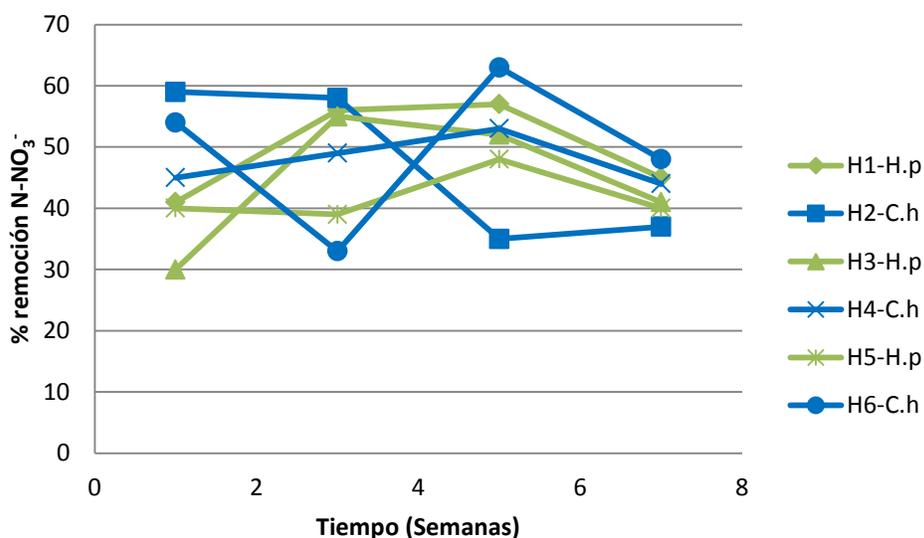
En la Figura 11 también se puede observar que las eficiencias de remoción de los HCFSSH-*H.p* son menores que las obtenidas para los HCFSSH-*C.h* sobre todo en la primera y las últimas dos semanas. El humedal con mejor desempeño en cuanto a la eficiencia de remoción de DQO fue el H6-*C.h* con un valor medio de 66,33%, mientras que el H3-*H.p* obtuvo el menor desempeño con un valor medio de 50,67% (Anexo 2).

El porcentaje de remoción promedio para la DQO fue mayor en los HCFSSH-*C.h* ( $64,00 \pm 5,02$ ) % que en los HCFSSH-*H.p* ( $51,67 \pm 7,58$ ) %, diferencia que resultó estadísticamente significativa al realizar la prueba T pareada ( $P\text{-valor} \leq 0.05$ ) (Tabla 5). La diferencia estimada en las remociones favorece a los HCFSSH-*C.h* con una diferencia de 7.5 hasta 17 puntos porcentuales con un 95% de confiabilidad (Anexo 5).

En los humedales artificiales, la depuración se lleva a cabo, fundamentalmente, por la presencia de una población microbiana adherida a la superficie de las plantas en contacto con el agua residual y en el caso de los humedales con flujo subsuperficial se adicionan además los microorganismos adheridos al medio soporte, los cuales son los encargados de degradar la materia orgánica (Rodríguez, 2003). La transformación de la parte orgánica de la DQO es esencialmente afectada por los microorganismos cuya presencia y actividad es potenciada por la presencia y procesos mediados por las plantas de los humedales (Montoya *et al.*, 2010), por lo que las diferencias en la remoción de DQO entre HCFSSH-*H.p* y HCFSSH-*C.h* podrían indicar que los HCFSSH-*C.h* presentaron mejores condiciones para la fijación de las comunidades de bacterias degradadoras de la materia orgánica.

Los resultados de eficiencia de remoción de DQO obtenidos fueron similares a los encontrados en algunos estudios en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios con HCFSSH sembrados con plantas nativas tropicales, como los reportados por Madera *et al.* (2013), que utilizando las especies *Gynerium sagittatum*, *Colocasia esculenta* y *Heliconia psittacorum* en policultivo, obtuvieron una eficiencia de remoción de DQO promedio del 66% tratando lixiviado sintético a escala de microcosmos y bajo condiciones de invernadero, este estudio antecede al realizado por Cortés (2014), dónde se utilizaron las mismas especies de plantas en policultivo, reportando eficiencias de remoción alrededor del 50% tratando lixiviado del relleno sanitario de Presidente (San Pedro-Valle del Cauca) a escala piloto para un tiempo de retención hidráulico de 7 días, igualmente Cárdenas (2012) evaluó estas tres macrófitas en monocultivo, obteniendo una eficiencia promedio de remoción de DQO del 69% tratando lixiviado sintético a escala de microcosmos para un tiempo de retención hidráulico de 3 días, Akinbile *et al.* (2012) utilizaron *Cyperus haspan* reportando eficiencias de remoción de DQO entre el 60.8-78.7% tratando lixiviado del relleno sanitario de Pulau Burung, en Penang, Malasia a escala piloto.

### 7.3.2 Nitratos



**Figura 12. Comportamiento del porcentaje de remoción de  $\text{N-NO}_3^-$**

En la Figura 12 se muestra el comportamiento del porcentaje de remoción de nitratos para los HCFSSH-*H.p* y los HCFSSH-*C.h*, se puede observar que las réplicas de ambos sistemas presentan comportamientos diferentes hasta la semana cinco, y en la última semana la remoción disminuye para cinco de los seis humedales, sin embargo, no se manifiesta una tendencia clara del porcentaje de remoción a aumentar o disminuir en el tiempo, además contrario a lo encontrado para la DQO, no se percibe una posible diferencia en la eficiencia de remoción de  $\text{N-NO}_3^-$  entre los HCFSSH-*H.p* y los HCFSSH-*C.h*. El humedal con mayor eficiencia de remoción fue el H1-*C.h* con un promedio de 49,75 %, y el H5-*H.p* fue el de menor rendimiento con un valor medio de 41,75% (Anexo 2).

El porcentaje de remoción promedio para nitratos fue mayor en los HCFSSH-*C.h* con un valor de  $(48,17 \pm 6,20)$  % contrastado con el  $(45,33 \pm 5,30)$  % obtenido para los HCFSSH-*H.p*, sin embargo esta diferencia no resultó ser estadísticamente significativa ( $P$ -valor  $> 0.05$ ) (Tabla 5), lo que podría indicar que en estos sistemas, la remoción de nitratos estaría relacionada más con el proceso de desnitrificación que con la asimilación por las plantas, pues solo una pequeña fracción del Nitrógeno total puede ser eliminada por esta vía (Lara, 1999).

La desnitrificación, se ve favorecida por condiciones anóxicas, presencia de materia orgánica y pH entre 7 y 8 (Vera *et al.*, 2010; García y Corzo, 2008). Durante el periodo de estudio el pH se mantuvo entre 8,32 y 8,83, valores que no se encuentran dentro del rango óptimo, sin embargo las concentraciones de Oxígeno Disuelto fueron muy bajas y se cuenta con suficientes fuentes de carbono, favoreciendo el mecanismo de desnitrificación.

Las eficiencias de remoción de  $N-NO_3$  obtenidas son inferiores a las reportadas por Cárdenas (2012), que utilizando las plantas *Gynerium sagittatum*, *Colocasia esculenta* y *Heliconia psittacorum* en monocultivo, obtuvo una eficiencia media del 76% tratando lixiviado sintético en HCFSSH a escala de microcosmos para un tiempo de retención hidráulico de 3 días. Sin embargo, los resultados son superiores a los reportados por Cortés (2014), dónde utilizando las mismas plantas en policultivo, se obtuvieron eficiencias de remoción medias de 3.9 y 16% y eficiencias negativas de -29 y -12.3% tratando lixiviado real en HCSSH a escala piloto para un tiempo de retención hidráulico de 7 días.

### 7.3.3 Ortofosfatos

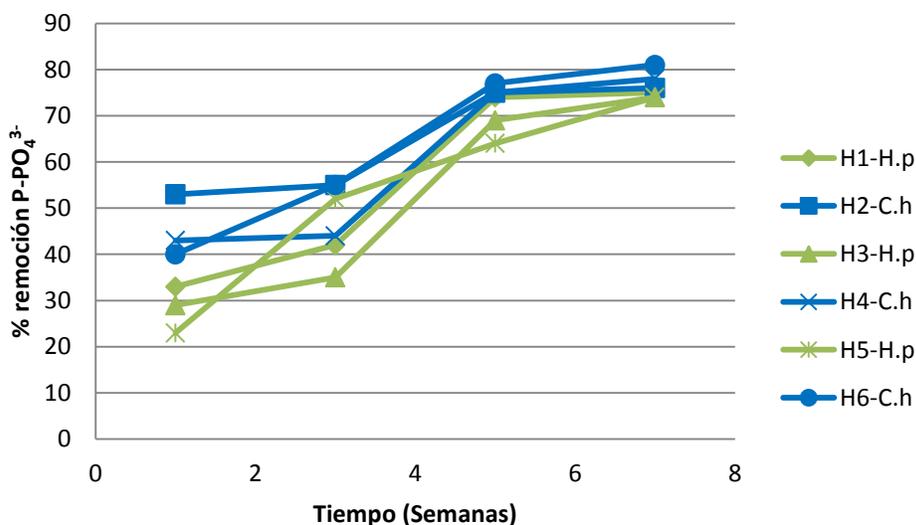


Figura 13. Comportamiento del porcentaje de remoción de  $P-PO_4^{3-}$

Como se puede observar en la Figura 13, las réplicas tanto de los HCFSSH-*H.p* como de los HCFSSH-*C.h* tienen comportamientos similares, presentando una tendencia creciente en la eficiencia de remoción, además se puede notar que las eficiencias obtenidas para los HCFSSH-*C.h* son mayores que para los HCFSSH-*H.p*. El humedal con mejor porcentaje de remoción de  $P-PO_4^{3-}$  fue el H2-*C.h* con un valor medio de 64,75 % y el de menor desempeño fue el H3-*H.p* con un valor de 51,75% (Anexo 2).

Al igual que para la DQO,  $N-NO_3^-$  y  $Pb^{2+}$ , el mayor porcentaje de remoción promedio para  $P-PO_4^{3-}$  se presentó en los HCFSSH-*C.h* ( $62,67 \pm 9,99$  %), que comparado con el ( $53,67 \pm 12,85$  %) de los HCFSSH-*H.p* presenta una diferencia estadísticamente significativa ( $P$ -valor  $\leq 0.05$ ) (Tabla 5), la cual está estimada de 5 hasta 13 puntos porcentuales con un 95% de confiabilidad (Anexo 5), esta diferencia sugiere que *Cyperus haspan* podría presentar una mayor capacidad de asimilación de Fósforo que *Heliconia psittacorum*.

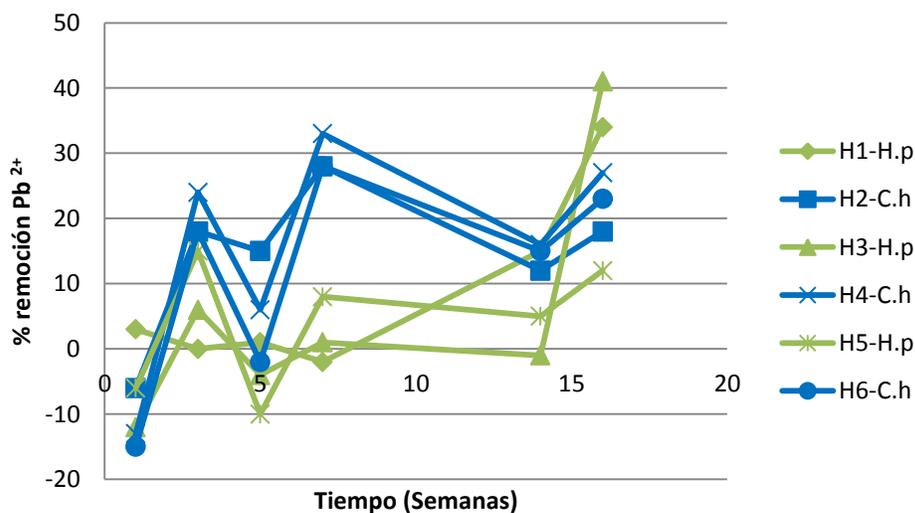
Los mecanismos principales para la remoción del fósforo son: la adsorción, la formación de complejos, la precipitación y la toma por las plantas (Silva, 2002). Las nuevas plantas

que crecen en un humedal recién plantado captarán más fósforo que un humedal maduro, que tendrá la lixiviación del fósforo de las plantas muertas (senescentes), así como la absorción por el cultivo de las plantas. Además, los suelos o medios recién colocados tendrán una mayor capacidad de adsorción de fósforo que un sistema maduro que contará con la mayoría de los sitios de adsorción ya saturados (EPA, 2000).

El sistema de humedales es nuevo al igual que el medio de soporte (grava), por lo que después de la puesta en marcha del sistema, las plantas aún se encuentran en crecimiento y el medio de soporte tiene alta capacidad de adsorción, por lo cual los resultados obtenidos indicarían que la remoción de  $P-PO_4^{3-}$  por la absorción de las plantas podría ser significativa, al igual que la adsorción asociada al medio de soporte limpio.

Las eficiencias medias de remoción de  $P-PO_4^{3-}$  son ligeramente mayores a las reportadas por Cortés (2014), que al evaluar sistemas de HCFSSH a escala piloto sembrados con *Gynerium sagittatum*, *Colocasia esculenta* y *Heliconia psittacorum* en policultivo para el tratamiento de lixiviado real, obtuvieron eficiencias alrededor del 50% para un tiempo de retención hidráulico de 7 días, Cárdenas (2012) trabajó con las mismas plantas en monocultivo para el tratamiento de lixiviado sintético en HCFSSH a escala de microcosmos y un tiempo de retención hidráulico de 3 días, obteniendo una eficiencia media del 80%, la cual es comparable con las eficiencias de remoción obtenidas para la semana 7, las cuales se encuentran entre el 74 y 81% (Figura 13).

### 7.3.4 Plomo



**Figura 14. Comportamiento del porcentaje de remoción de  $Pb^{2+}$**

En la Figura 14 se muestran los resultados obtenidos para la eficiencia de remoción de  $Pb^{2+}$ , se puede observar que tanto para los HCFSSH-*H.p* como para los HCFSSH-*C.h* se obtuvieron valores negativos de remoción, lo que indica que la concentración es mayor en el efluente que en el afluente, esto se debe probablemente al fenómeno de desorción que

incorpora nuevamente el metal a la columna de agua, favoreciendo su movilización que suele producirse como consecuencia de una caída en el potencial de óxido reducción y pH acompañado de un déficit de oxígeno, lo cual incrementa la competitividad entre los metales y los iones de hidrógeno por llenar espacios, además de producirse una disolución de los complejos metal-carbonato, liberándose los iones del metal en el agua (Marchand *et al.*, 2010, citado por Cortes, 2014), igualmente los diferentes procesos fisicoquímicos de remoción de metales como lo son el intercambio catiónico y formación de quelatos con el sustrato o con los sedimentos, la unión con materiales húmicos y la precipitación de sales insolubles como sulfatos o carbonatos, conducen a una acumulación en el fondo del humedal, y por tanto, a la separación de los metales del flujo de agua, por lo que si los sedimentos o el sustrato del humedal se remueven puede ocurrir la resuspensión de los metales y ocasionalmente su solubilización (Fernández *et al.*, 2004).

La grava contiene iones silicio, calcio, sodio, aluminio, hierro y magnesio que propician la precipitación del  $Pb^{2+}$  (Márquez, 2013). El pH en los sistemas fue superior a 8.3, se ha reportado que el Pb precipita como hidróxido de plomo a valores de pH superiores a 7.5 (Labastida *et al.*, 2012, citado por Márquez, 2013). La capacidad de intercambio catiónico, el PH, la materia orgánica y el nivel de Fósforo disponible, pueden afectar directamente a la capacidad del sustrato de eliminar el Pb de la solución (Rojas y Vargas, 2009).

Debido a los valores negativos obtenidos en las eficiencias de remoción de  $Pb^{2+}$ , la eficiencia media de los sistemas se calculó en base al valor medio de la concentración de  $Pb^{2+}$  en el afluente (0.122 mg  $Pb^{2+}/L$ ) y los valores medios en los efluentes de los sistemas de HCFSSH-*H.p* (0,115 mg  $Pb^{2+}/L$ ) y HCFSSH-*C.h* (0,104 mg  $Pb^{2+}/L$ ), obteniendo una eficiencia media de remoción del 5,74% y 14,75% respectivamente.

Las eficiencias de remoción de  $Pb^{2+}$  fueron afectas por las bajas concentraciones en el afluente, sin embargo, la diferencia entre los valores medios de concentración en los afluentes de HCFSSH-*H.p* y HCFSSH-*C.h*, resultó ser estadísticamente significativa (P-valor  $\leq 0.05$ ) (Tabla 5), favoreciendo a los HCFSSH-*C.h*, lo que sugiere que *Cyperus haspan* podría presentar mayor capacidad de asimilación de  $Pb^{2+}$  que *Heliconia psittacorum*. Suñe *et al.* (2007) han explicado que los mecanismos de adsorción, quelación e intercambio de iones son diferentes entre las especies vegetales y se explican por translocación biológica, procesos químicos (precipitación de metales en la raíz de la planta), diferencias de concentración y propiedades químicas de cada metal pesado (Márquez, 2013).

En la Tabla 6 se presenta un resumen de los valores medios de eficiencia de remoción para los HCFSSH-H.P y los HCFSSH-C.H, se puede observar que para todos los parámetros analizados los humedales plantados con *Cyperus haspan* presentaron mayor eficiencia de remoción promedio que los humedales plantados con *Heliconia psittacorum*, se espera que estas eficiencias aumenten para ambos sistemas pues las plantas aun no cubrían por completo el área superficial del humedal.

**Tabla 6. Eficiencias de remoción promedio para los HCFSSH-H.P y los HCFSSH-C.H.**

Parámetro	Eficiencia de remoción %	
	HCFSSH-H.p	HCFSSH-C.h
DQO	51,67	64,00
Nitratos N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	45,33	48,17
Fosfatos P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	53,67	62,67
Plomo Pb <sup>2+</sup>	5,74	14,75

## 8 CONCLUSIONES

Los sistemas de HCFSSH, sembrados con las plantas nativas tropicales *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*, mostraron ser una alternativa factible para el tratamiento secundario de lixiviados de rellenos sanitarios maduros, presentando un buen potencial de remoción de DQO (51,67% y 64,00%), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (45,33% y 48,17%) y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (53,67% y 62,67%) respectivamente, con un tiempo de retención hidráulico de 4 días.

Las eficiencias de remoción de plomo fueron afectadas por las bajas concentraciones en el afluente, obteniendo valores medios de 5,74% y 14,75% para HCFSSH-*H.p* y HCFSSH-*C.h* respectivamente, sin embargo, el sistema tendía a estabilizarse en las últimas semanas, presentando remociones hasta del 41%.

El sistema de HCFSSH-*C.h* fue el más eficiente, los valores medios de remoción en estos sistemas siempre fueron superiores a los obtenidos por HCFSSH-*H.p*, presentándose diferencias estadísticamente significativas (P-valor ≤ 0.05) en la eficiencia de remoción de DQO, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y Pb<sup>2+</sup>. El tipo de planta no resultó ser significativa para la remoción de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

*Cyperus haspan* fue la especie que se adaptó más fácilmente a las condiciones del tipo de sistemas evaluado, esto posiblemente por sus características de especie invasiva, mientras que *Heliconia psittacorum*, presentó síntomas de posibles daños en su fisiología, factores que seguramente influyeron en las diferencias encontradas para este tipo de plantas.

Teniendo en cuenta que las especies sembradas aún no cubrían por completo el área superficial de los humedales, se espera que las eficiencias de remoción aumenten, pues habrá mayor población vegetal para la asimilación de contaminantes y mayor superficie para el crecimiento microbiano en las raíces y rizomas de las nuevas plantas, además el sistema de humedales es nuevo, por lo que transcurrido el tiempo la biopelícula que crece adherida al medio granular estará mejor establecida incrementando la depuración, igualmente, el medio de soporte aún presenta alta capacidad de adsorción.

No es clara una tendencia de las eficiencias de remoción a aumentar o disminuir en el tiempo, por lo que para estimar el efecto del tiempo en la eficiencia de los sistemas es necesario realizar mediciones con mayor frecuencia y por un periodo de estudio más prolongado, operando los sistemas con diferentes tiempos de retención y cuando estén mejor aclimatados.

## 9 RECOMENDACIONES

Se deben realizar investigaciones complementarias como un estudio de trazadores, para estimar el tiempo de retención hidráulico real y de esta manera poder realizar los respectivos ajustes en los factores que pueden influir en la eficiencia de los sistemas.

Para poder determinar un patrón de comportamiento de las eficiencias de remoción respecto al tiempo, se requiere de mediciones con diferentes tiempos de retención, de mayor frecuencia y por periodos más prolongados.

Se requiere de estudios complementarios y un mayor tiempo de operación del sistema para llegar a conclusiones más contundentes

Se recomienda tener en cuenta la evaluación de otros parámetros importantes como DBO, NTK,  $\text{NH}_4^+$ , Hg y otros metales pesados con el fin de determinar el comportamiento de estas variables en los sistemas de humedales, lo que en la presente investigación no se llevó a cabo debido al bajo presupuesto.

## BIBLIOGRAFÍA

AKINBILE C., YUSOFF M., AHMAD Z. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. En: Journal Waste Management. 2012. Vol 32, p. 1387-1393

ARIAS O. Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial. Trabajo de grado. Catalunya: universidad politécnica de Catalunya. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental. 2004.

AULESTIA K. Respuestas fisiológicas de tres especies vegetales nativas sometidas a tratamiento con lixiviado de relleno sanitario. Trabajo de grado. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Programa Académico de Biología. Santiago de Cali, 2012.

BERNAL F., MOSQUERA D., MAURY H., GONZÁLEZ D., GUERRA R., POMARE A., SILVA M. Humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales en la Corporación Universitaria de la Costa. Seminario Internacional sobre métodos naturales para el tratamiento de Aguas Residuales. 2003. p. 149-155.

CARDENAS A. Evaluación del desempeño de humedales construidos con plantas nativas tropicales para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Proyecto fin de Master. Sevilla: Universidad de Sevilla. 2012.

CHIEMCHAISRI C., CHIEMCHAISRI W., JUNSOD J., THREEDEACH S., WICRANARACHCHI P. Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland. En: Bioresource Technology. 2009. Vol. 100, No. 16, p. 3808-3814.

CONTRERAS. A., SUÁREZ. J. Tratamiento Biológico de Lixiviados de Rellenos Sanitarios. Revista Respuestas. Universidad María de Paula Santander. Julio, 2006. Año 11. No 1, p. 24-32. .

CORTÉS A. Evaluación del desempeño de humedales construidos subsuperficial de flujo horizontal sembrados con especies nativas tropicales para la eliminación de Cr (VI) y Cd (II) de lixiviado de relleno sanitario. Trabajo de grado. Universidad del Valle, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Posgrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Santiago de Cali, 2014.

CORTÉS A., MADERA C. Eliminación de DQO, Nitrógeno (TKN,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3$ ) y Cr (VI) en humedales construidos con policultivos tratando lixiviados de rellenos sanitarios a escala piloto. 2013.

C.R.C. (Corporación Autónoma Regional del Cauca) Informe visita de seguimiento al sitio del Relleno Sanitario "El Ojito" de la ciudad de Popayán. Mayo, 2012.

CRITES R., TCHOBANOGLOUS G. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. Water Resources and Environmental Engineering. 1998.

DELGADILLO O., CAMACHO A., PÉREZ L., ANDRADE M. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba: Nelson Duran, 2010. p. 1-17.

DORADO A., CERÓN R. Identificación de áreas potenciales para ubicar el futuro sistema de disposición final de residuos sólidos del municipio de Popayán. SERVIASEO Popayán S.A. E.S.P. Julio, 2012.

EPA (United States Environmental Protection Agency). Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio. 2000. p. 12- 97.

ESTRADA I. monografía sobre humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales. Trabajo de grado. Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, 2010.

FERNÁNDEZ J., BESCOECHEA E., MUÑOZ J., FERNÁNDEZ M. Manual de Fitodepuración. Editado dentro del Programa Life por el Ayuntamiento de Lorca, la Obra Social de Caja Madrid, la ETSIA de la UPM y la Fundación Global Nature. 2004.

GALLETTI A., VERLICCHI P., RANIERI E. Removal and accumulation of Cu, Ni and Zn in horizontal subsurface flow constructed wetlands: contribution of vegetation and filling medium. En: The Science of the total environment. 2010. Vol 408, No 21, p.5097–5105.

GARCÍA D., LEAL D. Desarrollo de un humedal artificial piloto con especies no convencionales para mitigar la contaminación generada por el vertimiento de aguas residuales provenientes del centro de visitantes del Parque Nacional Natural Amacayacu – Amazonas. Trabajo de grado. Universidad de La Salle Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá D.C., 2006

GARCÍA J., CORZO H. Sistemas naturales de depuración. En: Depuración con humedales construidos: guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Catalunya: Universidad Politécnica De Catalunya, 2008.

GARCÍA J., MORATÓ J., BAYONA J. Depuración con sistemas naturales: humedales construidos. 2005

GIRALDO E. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. En: Revista de Ingeniería. 2001. Vol. 14, p. 44-55.

GONZÁLEZ O., DEAS G. Metodología para el diseño de humedales de flujo horizontal subsuperficial horizontal: Ingeniería Hidráulica y Ambiental. La Habana Cuba. 2011. Vol. 32, No 1, p. 61-70.

HOFFMAN H., PLATZER C., WINKER M., VON MUENCH E. Desarrollo histórico. En: Revisión técnica de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas. Echsborn: GIZ-ECOSAN, 2011.

KADLEC R., WALLACE S. Treatment Wetlands, Second Edition. Boca Raton, FL: CRC Press. 2009.

KADLEC R., ZMARTHIE L. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. En: Ecological Engineering. 2010. Vol. 36, No. 7, p. 946-957.

KRÖPFELOVÁ L., VYMAZAL J., ŠVEHLA J., ŠTÍCHOVÁ J. Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. En: Environmental pollution. 2009. Vol. 157, No 4, p.1186–1194.

KURNIAWAN T., LO W., CHAN G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. En: Journal of Hazardous Materials. 2006. Vol. 129, p. 80-100.

LAHORA A. Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: La EDAR de los Gallardos (Almería). 2002.

LARA J. Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Trabajo final, máster en ingeniería y gestión ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.1999

LEI Y., SHEN Z., HUANG R., WANG W. Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electro-oxidation. En: Water Research. 2007. Vol. 41. P. 2417 – 2426.

LONDOÑO L., MARÍN C. Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. Trabajo de grado. Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, 2009.

MADERA C., PEÑA E., PEÑA M., ROUSSEAU D., LENS P. Phytoremediation of landfill leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in constructed wetlands. En: International Journal of Phytoremediation. October, 2013. p. 1–31.

MADR (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural). Proyecto: desarrollo de capacidades en el uso seguro de aguas residuales para agricultura. Reporte nacional. Santafé de Bogotá, octubre 31 de 2011.

MAINE M., SUÑE N., PANIGATTI M., SÁNCHEZ G., HADAD H. Wetland piloto para tratamiento de un efluente metalúrgico. Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS, Argentina.2002. Vol. 64. P. 72–77.

MÁRQUEZ J. Desarrollo, optimización e integración de tecnologías sustentables a base de un biorreactor empaçado de flujo ascendente y un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de agua contaminada con Cromo y Plomo. Trabajo de grado. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas. San Nicolás de los Garza, Nuevo León. Noviembre, 2013.

MARTELO J., LARA J. Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte. En: Ingeniería y Ciencia. Junio, 2012. Vol. 8, No. 15, p. 221-243.

MARTÍNEZ A., PADRÓN W., RODRÍGUEZ O., CHIQUITO O., ESCAROLA M., HERNÁNDEZ J., ELVIRA E., MÉNDEZ G., TINOCO J., MARTÍNEZ J. Alternativas actuales del manejo de lixiviados. En: Avances en Química. Abril, 2014. Vol. 9, No. 1, p. 37-47.

MENA J., RODRÍGUEZ L., NÚÑEZ J., VILLASEÑOR J. Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos. Noveno Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible CONAMA 9. Comunicación técnica. Castilla, España. 2009.

MÉNDEZ R., CASTILLO E., SAURI M., QUINTAL C., GIÁCOMAN G., JIMÉNEZ B. Comparación de cuatro Tratamientos Físicoquímicos de lixiviados. En: Revista Internacional de Contaminación Ambiental. Enero, 2009. Vol. 25, No. 3, p. 133-145.

MONTOYA J., CEBALLOS L., CASAS J., MORATÓ J. Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. En: Revista EIA Escuela de Ingeniería de Antioquia. Diciembre, 2010. Vol. 7, No. 14, p. 75-84.

MOSQUERA J., LARA J. Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revisión estado del arte. En: Revista Tumbaga. Junio, 2012. Vol. 1, No. 7, p. 73-99.

NOGUERA K., OLIVERO J. Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso colombiano. En: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Septiembre, 2010. Vol. 34, No. 132, p 347-356.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). Informe regional sobre la evaluación 2000 en la región de las Américas: agua potable y saneamiento, estado actual y perspectivas. Washington D.C., Septiembre de 2001.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). Informe de la evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Washington D.C., 2005.

OPS (Organización Panamericana de la Salud), AIDIS (Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental), BID (Banco Interamericano de Desarrollo). Informe de la evaluación regional de residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe, 2010.

OSNAYA RUIZ, Maricarmen. Propuesta de diseño de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales en La Universidad de La Sierra Juárez. Trabajo de grado Licenciado en Ciencias Ambientales. Oaxaca: Universidad De La Sierra Juárez. 2012.

PEÑA M., VAN GINNEKEN M., MADERA C. Humedales de flujo subsuperficial: una alternativa natural para el tratamiento de aguas residuales domesticas en zonas tropicales. En: Ingeniería y Competitividad. Octubre, 2003. Vol. 5, No. 1, p. 27-35.

- PETTRI M., JEJER C., BARBOZA O., RUSSO H., KRUZOLEK C., SMORZCEWSKI M., ACUÑA M. Tratamiento de lixiviados por humedales construidos -ensayos preliminares. En: Revista de Ciencia y Tecnología. 2008. No. 10, p. 54-58.
- RENOU S., GIVAUDAN J., POULAIN S., DIRASSOUYAN F., MOULIN P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. En: Journal of Hazardous Materials. 2008. Vol. 150, No.3, p. 468-493.
- RODRIGUEZ J., PIDRE J., SANCHEZ L. Humedales artificiales. En: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Andalucía: CENTA, 2007.
- RODRIGUEZ PEREZ DE AGREDA, Cecilia. Humedales construidos. Estado del arte (I y II). En: Ingeniería Hidráulica y Ambiental. 2003, Vol. 24, No. 3, p. 35-48.
- ROJAS T., VARGAS A. Diseño de un sistema a nivel piloto para la remoción de Plomo y Zinc por debajo de la concentración letal media (CL<sub>50-48</sub>) para *Daphnia pulex*. Trabajo de grado. Universidad de la Salle, Facultad de Ingenierías, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá D.C, 2009.
- SANDOVAL J., PENA M. Análisis del desempeño de un humedal artificial de flujo subsuperficial en zonas tropicales basado en modelos hidráulicos y una cinética de primer orden. Conferencia Latinoamericana de saneamiento LATINOSAN 2007. Cali – Colombia. 2007
- SERVIASEO POPAYÁN S.A. E.S.P. Plan de cierre, clausura y post clausura del Relleno Sanitario “El Ojito” del municipio de Popayán. Octubre, 2014.
- SILVA J. Humedales Construidos. Universidad del Valle, Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente. Evento Gestión Integral de Aguas Residuales (capítulos de memoria). Lima – Perú. 2002.
- SSPD (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios). Presente y Futuro de la Disposición Final de residuos en Colombia. Bogotá, D.C., 2013.
- SUÑE N., SÁNCHEZ G., CAFFARATTI S., MAINE M. Cadmium and chromium removal kinetics from solution by two aquatic macrophytes. En: Environ. Pollut. 2007. Vol. 145, p. 467–473.
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). Agua para todos, agua para la vida: informe de las naciones unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo. Marzo, 2003.
- VERA A., ANDRADE C., FLORES E., NÚÑEZ M., CÁRDENAS C., MORALES E. Remoción de nutrientes y materia orgánica en un humedal construido en función del desarrollo de la macrófita *Typha Dominguensis* Pers. En: Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia. 2010. Vol. 33, No. 2, p. 145 -152.

VYMAZAL J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. En: Ecological Engineering. 2005. Vol. 25, p. 478–490.

WOJCIECHOWSKA E., GAJAWSKA M., OBARSKA H. Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: there case studies. En: Polish J. of Environ. Stud. 2010. Vol. 19, No. 3, p. 643-650.

YALCUK A., UGURLU A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. En: Bioresource Technology. 2009. Vol. 100, No. 9, p. 2521-2526.

## ANEXOS

### Anexo 1. Resultados parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras.

Parámetro	Semana	Afluente	Efluente HCFSSH					
			1-H.p	2-C.h	3-H.p	4-C.h	5-H.p	6-C.h
pH (Unidad de pH)	1	8,61	8,52	8,69	8,42	8,32	8,51	8,46
	3	8,65	8,76	8,63	8,67	8,59	8,69	8,63
	5	8,78	8,56	8,54	8,58	8,43	8,83	8,5
	7	8,55	8,62	8,55	8,6	8,66	8,62	8,68
	14	8,73	8,74	8,65	8,81	8,64	8,78	8,61
	16	8,53	8,73	8,65	8,71	8,57	8,8	8,66
Temperatura (°C)	1	20,3	20,1	19,9	20	20,2	19,9	20,1
	3	21,8	20,8	21,5	21,7	21,1	21	21,7
	5	20,7	20,3	20,2	19,9	20,2	19,9	20,6
	7	22,4	21,3	22,1	22	21,9	21,4	22,3
	14	21,2	20,8	21,1	20,6	21,2	20,5	20,7
	16	22,9	21,6	22,6	22	21,8	21,8	23,1
Oxígeno Disuelto (mg/L)	1	0,44	0,46	0,85	0,46	0,58	0,42	0,58
	3	0,4	0,85	1,0	0,9	1,52	1,98	1,96
	5	0,3	0,78	1,1	1,15	1,4	1,8	1,9
	7	0,25	0,65	0,95	0,94	1,45	1,78	1,87
Conductividad eléctrica ( $\mu$ S/cm)	1	18820	11300	7810	10970	8680	11540	8850
	3	13340	3070	4130	3230	3140	3560	2140
	5	14260	3520	3960	3100	2960	3480	2260
	7	12860	3640	3820	3760	3259	3340	2710
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	1	2382	1432	909	1589	1184	1467	1060
	3	1792	575	312	599	454	383	360
	5	1321	662	460	543	484	640	439
	7	1539	611	353	581	642	396	542
	14	1002	579	489	726	450	725	502
	16	927	442	367	419	287	524	307
Nitratos (mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	1	183	108	74,2	128	101	110	84,4
	3	104	45,7	44,1	47,1	52,7	63,2	70,2
	5	109	46,5	71,2	52,6	50,9	56,5	39,8
	7	96,6	53,2	60,6	57,4	54,1	57,7	50,3
Ortofosfatos (mg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	1	9,1	6,1	4,3	6,5	5,2	7	5,5
	3	7,7	4,5	3,5	5	4,3	3,7	3,5
	5	14	3,7	3,5	4,3	3,5	5,1	3,2
	7	18,5	4,7	4,4	4,9	4,1	4,8	3,6
Plomo (mg Pb <sup>2+</sup> /L)	1	0,108	0,105	0,115	0,121	0,122	0,114	0,124
	3	0,11	0,11	0,09	0,103	0,084	0,094	0,09
	5	0,107	0,106	0,091	0,111	0,101	0,118	0,109
	7	0,152	0,155	0,109	0,15	0,102	0,14	0,109
	14	0,153	0,13	0,134	0,155	0,129	0,145	0,13
	16	0,101	0,067	0,083	0,06	0,074	0,089	0,078

## Anexo 2. Resultados eficiencia de remoción

Parámetro	Semana	% remoción HCFSSH					
		1-H.p	2-C.h	3-H.p	4-C.h	5-H.p	6-C.h
DQO	1	40	62	33	50	38	55
	3	68	83	67	75	79	80
	5	50	65	59	63	52	67
	7	60	77	62	58	74	65
	14	42	51	28	55	28	50
	16	52	60	55	69	43	67
Promedio		52	66,33	50,67	61,67	52,33	64
Nitratos N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1	41	59	30	45	40	54
	3	56	58	55	49	39	33
	5	57	35	52	53	48	63
	7	45	37	41	44	40	48
Promedio		49,75	47,25	44,5	47,75	41,75	49,5
Ortofosfatos P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1	33	53	29	43	23	40
	3	42	55	35	44	52	55
	5	74	75	69	75	64	77
	7	75	76	74	78	74	81
Promedio		56	64,75	51,75	60	53,25	63,25
Plomo Pb <sup>2+</sup>	1	3	-6	-12	-13	-6	-15
	3	0	18	6	24	15	18
	5	1	15	-4	6	-10	-2
	7	-2	28	1	33	8	28
	14	15	12	-1	16	5	15
	16	34	18	41	27	12	23
Promedio*		7,93	14,91	4,24	16,28	4,24	12,45

\*Debido a que se obtuvieron algunos valores negativos en la eficiencia de remoción de Pb<sup>2+</sup>, el promedio para este parámetro se determinó en base a la concentración media en el afluente y las concentraciones medias en los efluentes de cada uno de los humedales.

## Anexo 3. Validación supuesto de normalidad de los parámetros fisicoquímicos analizados en las muestras (Prueba de Shapiro-Wilk)

Parámetro	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
DQO	0,950	18	0,419
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,935	12	0,432
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,941	12	0,511
Pb <sup>2+</sup>	0,954	18	0,485

#### Anexo 4. Estadísticos de muestras relacionadas

Parámetro	Planta	Media (%)	N	Desviación típ.	Error típ. de la media
DQO	<i>H.p</i>	51,67	18	15,247	3,594
	<i>C.h</i>	64,00	18	10,094	2,379
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<i>H.p</i>	45,33	12	8,337	2,406
	<i>C.h</i>	48,17	12	9,759	2,817
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<i>H.p</i>	53,67	12	20,227	5,839
	<i>C.h</i>	62,67	12	15,721	4,538
Pb <sup>2+</sup>	<i>H.p</i>	0,115*	18	0,027	0,006
	<i>C.h</i>	0,104*	18	0,018	0,004

\* Los análisis estadísticos para Pb<sup>2+</sup> se expresan en mg/L debido a que se obtuvieron resultados negativos en las eficiencias de remoción, por lo que para calcular la eficiencia media de los sistemas se tomó el valor medio de la concentración Pb<sup>2+</sup> en el afluente (0.122 mg Pb<sup>2+</sup>/L) y los valores medios en los efluentes de los sistemas de HCFSSH-*H.p* (0,115 mg Pb<sup>2+</sup>/L) y HCFSSH-*C.h* (0,104 mg Pb<sup>2+</sup>/L), obteniendo una eficiencia media de remoción del 5,74% y 14,75% respectivamente.

#### Anexo 5. Prueba de muestras relacionadas (T pareada)

Parámetro	Par	Diferencias relacionadas					t	gl	Sig. (bilateral)
		Media	Desviación típica.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia				
					Inferior	Superior			
DQO	<i>H.p-C.h</i>	-12,333	9,689	2,284	-17,152	-7,515	-5,400	17	4.8x10 <sup>-5</sup>
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<i>H.p-C.h</i>	-2,833	11,953	3,450	-10,428	4,761	-0,821	11	0,429
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<i>H.p-C.h</i>	-9,000	6,353	1,834	-13,036	-4,963	-4,907	11	4.7x10 <sup>-4</sup>
Pb <sup>2+</sup>	<i>H.p-C.h</i>	0,0111	0,0189	0,004	0,0016	0,0204	2,485	17	0,024