

**EVALUACION DEL DESEMPEÑO DEL USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS
DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL SEMBRADOS CON
POLICULTIVOS DE ESPECIES NATIVAS PARA LA REMOCION DE METALES
PESADOS Pb Y Cd DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO “EL OJITO”
EN EL MUNICIPIO DE POPAYAN, CAUCA**

**MONICA VIVIANA GARZON POMELO
GUSTAVO ADOLFO PINO HERNANDEZ**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN-CAUCA
FEBRERO 2019**

**EVALUACION DEL DESEMPEÑO DEL USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS
DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL SEMBRADOS CON
POLICULTIVOS DE ESPECIES NATIVAS PARA LA REMOCIÓN DE METALES
PESADOS PLOMO Y CADMIO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO
“EL OJITO” EN EL MUNICIPIO DE POPAYAN, CAUCA**

**MONICA VIVIANA GARZON POMELO
Código 104911024411
GUSTAVO ADOLFO PINO HERNANDEZ
Código 104911010961**

**Informe final de trabajo de grado en modalidad de investigación, presentado como
requisito parcial para optar por el título de Ingeniero e Ingeniera Ambiental**

**DIRECTOR
PhD. JUAN CARLOS CASAS ZAPATA**

**CODIRECTOR
ING. FABIAN ALBERTO RUIZ GUZMAN**

**GRUPO DE INVESTIGACIÓN CIENCIA E INGENIERIA EN SISTEMAS
AMBIANTALES –GCISA-
UNIVERSIDAD DEL CAUCA**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN-CAUCA
FEBRERO 2019**

Nota de aceptación

Firma del director

Firma del jurado

Firma del jurado

DEDICATORIA

A nuestros padres, por su motivación en nuestro proceso de formación, por ser nuestra inspiración y por su apoyo incondicional.

A nuestros familiares, amigos y cada persona que caminaron con nosotros a través de esta etapa de nuestras vidas.

AGRADECIMIENTOS

A nuestras familias por su amor invaluable, sus impresionantes esfuerzos y apoyo.

A la Universidad del Cauca y a cada uno de los docentes que, a través de este proceso, nos brindaron sus conocimientos, experiencias e integridad profesional, para saber afrontar los impases en el camino.

A nuestro director de tesis, el Doctor Juan Carlos Casas Zapata, por su apoyo y enseñanzas.

A nuestro Codirector el Ingeniero Fabián Alberto Ruiz por su apoyo incondicional durante el proceso de investigación.

Al Doctor Carlos Madera por su guía y sus recomendaciones llenas de conocimiento y experiencia.

Al profesor Edwin Rengifo por su colaboración, aportes y conocimientos en esta investigación.

Al Ingeniero Fernando Tobar del Departamento de Infraestructura de la Alcaldía de Popayán y a SERVIASEO POPAYAN S.A. E.S.P por su gestión y por permitirnos hacer uso de las instalaciones del relleno sanitario “El Ojito”.

CONTENIDO

Pag.	
	INTRODUCCION 7
1.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA..... 9
2.	JUSTIFICACION..... 11
3.	OBJETIVOS 12
3.1	OBJETIVO GENERAL. 12
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... 12
4	MARCOTEORICO 13
4.1	LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS 13
4.2	METALES PESADOS 14
4.2.1	Plomo 15
4.2.2	Cadmio 15
4.3	MECANISMOS DE REMOCION DE METALES PESADOS PREVIOS AL HUMEDAL. ... 16
4.4	VARIABLES ESTUDIADAS QUE AFECTAN LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS. . 16
4.4.1	Potencial de Hidrogeno (pH). 16
4.4.2	Temperatura..... 17
4.5	HUMEDALES CONSTRUIDOS..... 17
4.5.1	Humedales artificiales de flujo superficial. 18
4.5.2	Humedales artificiales de flujo subsuperficial. 18
4.6	COMPONENTES DE LOS HUMEDALES..... 19
4.6.1	Plantas..... 20
4.6.2	Lecho filtrante. 20
4.6.3	Microorganismos..... 21
4.7	VEGETACION ESTUDIADA..... 21
4.7.1	Heliconia Psittacorum 21

4.7.2	Cyperus Haspan	23
4.8	MECANISMOS DE REMOCION DE METALES PESADOS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS.....	23
5	METODOLOGIA.....	26
5.1	LOCALIZACIÓN	26
5.1.1	Descripción de las condiciones del área de estudio.....	27
5.2	INTALACION DE UNIDADES EXPERIMENTALES.....	28
5.3	PREPARACION SIEMBRA Y ESTABLECIMIENTO DE LAS PLANTAS.....	29
5.4	ARRANQUE DEL SISTEMA.....	32
5.5	TOMA DE MUESTRAS.....	33
5.6	MONTAJE DE SISTEMA DE HUMEDALES.....	35
6	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	36
6.1	PLOMO.....	37
6.2	CADMIO.....	40
6.3	CO-VARIABLES DE CAMPO.....	43
6.3.1	Potencial de hidrogeno (pH).....	43
6.3.2	Temperatura.....	44
6.3.3	Oxígeno Disuelto.....	45
7	CONCLUSIONES.....	46
8	RECOMENDACIONES.....	47
9	BIBLIOGRAFIA	48

INDICE DE ILUSTRACIONES

	Pag.
Ilustración 1. Humedal subsuperficial de flujo horizontal.	19
Ilustración 2. Heliconia Psicottacorum.	21
Ilustración 3. Cyperus Haspan.	23
Ilustración 4. Proceso de biosorción en plantas.	25
Ilustración 5. Biosorción de metales pesados por microorganismos.	26
Ilustración 6. Ubicación relleno sanitario "El Ojito" Popayán, Cauca.	27
Ilustración 7. Unidades a escala piloto.	28
Ilustración 8. Sistemas instalados.	29
Ilustración 9. Plantas en condiciones de vivero.	29
Ilustración 10. Proceso de adaptación de las plantas.	30
Ilustración 11. Adecuación de los sistemas.	31
Ilustración 12. Siembra de plantas en las unidades.	31
Ilustración 13. Configuración de la siembra.	32
Ilustración 14. Configuración de siembra (vista en planta).	35
Ilustración 15. Humedal construido (vista en perfil).	35

ÍNDICE DE TABLAS

	Pag.
Tabla 1. Clasificación y características de los lixiviados acorde a la edad del relleno sanitario.	13
Tabla 2. Contenido de metales pesados en lixiviados de rellenos sanitarios.	14
Tabla 3. Materiales empleados en el diseño y construcción de humedales horizontales....	21
Tabla 4. Variables de respuesta.	33
Tabla 5. Co - variables de respuesta.	34
Tabla 6. Caracterización físico química del lixiviado proveniente de la laguna de oxidación.	36

ÍNDICE DE GRAFICOS

	Pag.
Gráfica 1. Comportamiento del plomo en el afluente y efluente de los sistemas.....	37
Gráfica 2. Comportamiento del cadmio en el afluente y efluente de los sistemas.	40
Gráfica 3. Comportamiento del pH para el afluente y efluentes de cada configuración de siembra.	43
Gráfica 4. Comportamiento de la temperatura para el afluente y efluentes en cada configuración de siembra.	44
Gráfica 5. Comportamiento del oxígeno para el afluente y efluentes de cada configuración de siembra.....	45

ÍNDICE DE ECUACIONES.

	Pag.
Ecuación 1. Calculo de caudal.	33
Ecuación 2. Cálculo de la eficiencia.....	37
Ecuación 3. Ecuación de balance de masas.	39
Ecuación 4. Cálculo de la concentración de metal en el rio Cauca después del vertimiento.	40

INTRODUCCION

Durante las últimas décadas el crecimiento poblacional, los hábitos de consumo y los cambios en la productividad han estado acompañados por una rápida generación de residuos sólidos municipales e industriales (Foo y Hameed, 2009; Ahmed y Lan, 2012), generando a nivel mundial, un mayor interés sobre la disposición de los residuos sólidos pues si no se realiza de una manera adecuada, esta crea una problemática ambiental y social.

El método para la disposición final de residuos sólidos más aceptado y utilizado es el de relleno sanitario por sus ventajas económicas, además minimiza las agresiones ambientales y otros inconvenientes, sin embargo una de las afectaciones es la producción de lixiviados los cuales se generan como consecuencia de la percolación del agua de 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).

Estos lixiviados son interceptados mediante un sistema conformado por tuberías perforadas y almacenadas en lagunas donde son tratados, o recirculados al interior del relleno (Renou *et al.* 2008). Las características de los lixiviados son muy variables, lo que puede atribuirse a la interacción de muchos factores, como son la composición y edad de los residuos, la disponibilidad de oxígeno y la humedad, el diseño y la operación del vertedero, la tasa de precipitaciones, la hidrología del lugar, la compactación, el diseño de la cobertura, los procedimientos de muestreo y la interacción entre los lixiviados y el medio ambiente (Di Iaconi *et al.* 2011, Cortez *et al.*, 2011, JICA 2005, Rastas 2002).

La selección de la tecnología para el tratamiento de los lixiviados depende de las características de este residuo y actualmente diferentes técnicas y tecnologías convencionales mediante procesos anaerobios, aerobios y sistemas de membrana se han hecho uso para su tratamiento, aun que suelen ser costosos tanto en su etapa constructiva como operativa (Yalcuk y Ugurlu, 2009).

Los humedales construidos han sido empleados en el tratamiento de aguas residuales con alto contenido de metales pesados (Lesage *et al.*, 2007; Galletti *et al.*, 2010; Soda *et al.*, 2012), así como en lixiviados de rellenos sanitarios (Mæhlum 1995; Bulc *et al.*, 1997; Bulc 2006; Nivala *et al.*, 2007; Yalcuk y Ugurlu 2009; Justin y Zupančič 2009; Kadlec y Zmarthie 2010; Lavrova y Koumanova 2010; Akinbile *et al.*, 2012). Son sistemas de tratamiento de tipo natural, los cuales, a partir de la emulación de procesos físicos, químicos y biológicos, mejoran la calidad del agua residual que fluye a través de estos (Wittgreen y Maehlum, 1997; Aluko y Sridhar, 2005); igualmente son de 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).

Nivala *et al.*, (2007) estudiaron a escala piloto un humedal construido de flujo subsuperficial instalado en el Relleno Sanitario Municipal del Condado de Jones cerca de Anamosa, Estado de Iowa, EE. UU, en agosto de 1999, demostró que el uso de humedal construido es una opción de tratamiento de bajo costo viable para los lixiviados generados en los rellenos sanitarios pequeños y rurales.

Colombia también ha sido escenario de investigaciones realizadas en este campo. Una de ellas es la realizada por Madera-Parra *et al.*, (2013), quienes emplearon *Gynerium sagittatum* (*Gs*), *Colocasia esculenta* (*Ce*) y *Heliconia psittacorum* (*He*) sembrados en humedales construidos tratados con lixiviado sintético para evaluar la acumulación de Cd (II), Hg (II), Cr (VI) y Pb (II). La remoción de metales pesados varió de 92 a 98%. Las plantas evaluadas demuestran su idoneidad para la fitorremediación de los lixiviados de rellenos sanitarios.

Este estudio se llevó a cabo en las instalaciones del Relleno Sanitario “El Ojito” ubicado en zona rural del municipio de Popayán Cauca, en el cual se encuentran 6 sistemas de humedales construidos de flujo subsuperficial a escala piloto que recibieron los lixiviados provenientes de un pre tratamiento y una laguna de oxidación con lo cual se evaluó la capacidad de remoción Pb^{2+} y Cd^{2+} . Este estudio pretende determinar la incidencia de la configuración de siembra de las plantas *Heliconia psittacorum* y *Cyperus papyrus* en la remoción de los metales pesados antes mencionados.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

La densificación poblacional y la urbanización de las regiones generan alto crecimiento en la cantidad de residuos sólidos producidos en las naciones. En América Latina y el Caribe se estima que la generación diaria de residuos sólidos urbanos es de 540.000 Ton y solo un 45% de la población cuenta con servicio de disposición final adecuada de sus residuos en rellenos sanitarios, siendo éste el principal sistema usado para disponer los residuos sólidos de forma económica y ambientalmente segura. (ONU medio ambiente, 2017).

En el caso de Colombia, el valor estimado de producción diaria de residuos sólidos es de 30.961 ton, de los cuales el 58% tiene como sitio de disposición final un relleno sanitario, 34% son plantas de tratamiento y celdas de contingencia, y el 7% son sitios de posición inadecuada; a nivel departamental se reportó en el departamento del Cauca una producción aproximada de 361 ton/ día (SSPD, 2016).

En el municipio de Popayán desde 1986 se destinó un lote para la disposición de los residuos sólidos, en un inicio no se realizó con el estricto cumplimiento de las especificaciones técnicas establecidas en el diseño respectivo. Como consecuencia de la no aplicación del Manual de Operación del Relleno Sanitario, el lote sirvió como botadero a cielo abierto sin ningún manejo técnico de control (ServiAseo Popayán S.A. E.S.P, 2014). En el año 2011 el prestador ServiAseo Popayán S.A. E.S.P empezó a operar el Relleno Sanitario El Ojito, el cual operó como relleno de carácter regional, donde se realizaba la disposición final de residuos provenientes de 7 municipios del departamento del Cauca, dicho relleno fue cerrado en septiembre de 2014. En la actualidad se encuentra en etapa de cierre, clausura y restauración, según plan aprobado por la CRC. Ahora bien, es de anotar que desde el 13 de septiembre de 2014 ServiAseo Popayán S.A. E.S.P opera el relleno sanitario denominado “Los Picachos” ubicado en la vereda “La Yunga”, a 21,4 Kilómetros del centro del municipio de Popayán. Para el año 2016 según ServiAseo Popayán S.A. E.S.P la ciudad de Popayán dispuso diariamente un aproximado de 216.16 toneladas en el relleno sanitario los Picachos.

Aunque los rellenos sanitarios presentan grandes ventajas, la formación continua de lixiviados altamente contaminantes, de composición variable y flujo cambiante, supone un problema ambiental muy serio, debido a que contaminan el suelo y las aguas subterráneas, dañando a la agricultura, deteriorando la salud humana 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, AIDIS, Y BID, 2010). Según Noguera y Olivero (2010), el tratamiento inadecuado de lixiviados representa uno de los principales problemas operativos en el contexto colombiano

En un relleno sanitario la cantidad de lixiviado producida representa entre el 10% y 25% de la precipitación media anual del lugar. (Álvarez, 2005). Generalmente, los lixiviados se

componen de una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos, que pueden ser clasificados en cuatro grupos (Kjeldsen *et al.*, 2002; Wiszniowski *et al.*, 2006; Aziz *et al.*, 2010):

- i) Materia orgánica disuelta (DQO, COT, AGV, ácidos húmicos y fúlvicos).
- ii) Macro componentes inorgánicos (Ca, Mg, Na, K, NH^{4+} , Fe, Mn; Cl, SO^4 , HCO^3).
- iii) Metales pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn).
- iv) Compuestos xenobióticos (hidrocarburos aromáticos, fenoles, alifáticos clorados, pesticidas, plastificantes).

Otros compuestos pueden estar presentes en los lixiviados (boratos, sulfuros, arsenato, selenato, Ba, Li, Hg, Co), pero, normalmente, en concentraciones muy bajas (Ramírez – Sosa *et al.*, 2013).

Los metales pesados presentes en los lixiviados reflejan gran peligrosidad debido a su toxicidad conocida, donde algunos de ellos pueden generar daño al nivel nervioso, del hígado, huesos, bloquear los grupos funcionales de enzimas vitales y en ciertos casos, se consideran carcinógenos humanos (Moore, 2012; Zhang *et al.*, 2012).

Los metales pesados presentes en el agua pueden ser removidos por diferentes mecanismos (filtración mecánica, métodos de separación iónica y métodos fisicoquímicos). Estas técnicas tienen como desventaja, los altos costos en los equipos para el tratamiento (filtros rotatorios, de discos y en algunos casos con vacío) (Perry, 1987), así como la utilización de productos químicos (soda cáustica, ácido clorhídrico, ácido sulfúrico y polímeros sintéticos) con los que se generan otra clase de residuos contaminantes a tratar (residuos de soda y algunos ácidos mencionados) y la difícil descomposición de los polímeros sintéticos, que se han utilizado por años como captadores de metales pesados (Andrew *et al.*, 1997). Además, esta tecnología ha sido desarrollada para otras realidades socioeconómicas, culturales y tecnológicas, propias de países desarrollados, lo que genera condiciones insostenibles en las ciudades donde han sido replicadas, debido a los elevados montos de inversión y costos de operación y mantenimiento (Informe Regional sobre la Evaluación 2000 en la Región de las Américas, 2001)

En el relleno sanitario El Ojito, del municipio de Popayán; se atiende el lixiviado generado mediante un sistema de tratamiento in situ que consta de sedimentadores primarios, laguna de oxidación, donde se agrega Peróxido de Hidrógeno como agente oxidante, luego pasa filtros FAFAs, donde se agrega Sulfato de Aluminio como agente coagulante y luego pasa al sedimentador secundario donde se retiran los floculos manualmente y se llevan hacia los lechos de secado; al final pasa por un filtro prensa siendo este su último tratamiento, para luego ser vertido al cauce del Río Cauca. El Relleno sanitario está en proceso de clausura y produce un lixiviado maduro, debido a la complejidad para el tratamiento de este lixiviado el sistema es costoso, a causa del gran consumo de energía que requiere el filtro prensa y el dosificador de coagulante automático, además de esto, el uso de coagulantes y floculantes contribuyen al incremento del costo del sistema actual.

2. JUSTIFICACION.

La minimización, disposición y tratamiento de los lixiviados se ha convertido en un enorme reto para la ingeniería, esto debido principalmente a la variabilidad de los contaminantes presentes en estos, a los volúmenes de producción de los mismos y, por su facilidad de percolación, a su gran potencialidad de impactar negativamente los sistemas acuáticos adyacentes. (Mosquera y Lara, 2012).

Los humedales construidos subsuperficiales en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios han sido utilizados recientemente, por ser de bajo costo, ambientalmente amigables, y presentar buenos desempeños en la eliminación global de contaminantes como lo demuestran varios estudios (Mæhlum, 1995; Bulc *et al.*, 1997; Yalcuk y Ugurlu, 2009; Akinbile *et al.*, 2012). Tienen la ventaja de la simplicidad en su operación, y pueden manejar adecuadamente muchos de los problemas que en otras tecnologías aparecen como son la acumulación de precipitados, la formación de espumas, la toxicidad a los microorganismos, y las variaciones en cargas hidráulicas y orgánicas. (Giraldo, 2001).

En los sistemas de humedales construidos se han logrado identificar diferentes procesos que permiten la remoción de los metales pesados, entre ellos: la sedimentación, adsorción, coprecipitación, intercambio catiónico, foto degradación, fito acumulación, biodegradación, actividad microbiana, absorción por la planta y adsorción por algas (cuando estan presentes).

En regiones tropicales no se han desarrollado suficientes experiencias investigativas respecto al uso de especies vegetales autóctonas en humedales construidos con el fin de determinar la incidencia que ejercen en estos sistemas las condiciones propias de la región y las características de los lixiviados, usualmente se han realizado con plantas Cosmopolitan dejando así una oportunidad de aportar nuevos conocimientos sobre los humedales construidos sembrados con especies autóctonas (Ruiz, 2017)

Por otra parte, el uso potencial de humedales construidos con policultivos de plantas, ha indicado que factores tales como una adecuada selección, diversidad y relación entre las especies vegetales, juegan un papel importante en la eliminación de los contaminantes presentes lixiviados de rellenos sanitarios (Mæhlum, 1995; Bulc, 2006), a causa de la

compensación temporal y espacial en crecimiento de la planta, la distribución de la raíz y la preferencia de nutrientes.

Estudios recientes indican que los humedales sembrados con policultivos han demostrado diferencias significativas entre las muestras de agua de flujo de entrada y las muestras de agua en la salida (Madera *et al.*, 2015). Los resultados de la investigación ayudarán a indicar la influencia o no que tienen la configuración de siembra de dos especies para la remoción de materia orgánica en un humedal construido de flujo subsuperficial a escala piloto para el tratamiento de lixiviado, además de fortalecer los estudios sobre los humedales construidos para el tratamiento de una matriz líquida tan compleja como son los lixiviados.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL.

- Evaluar el desempeño de un sistema de humedales construidos sembrado con policultivo de *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* en la remoción de los metales pesados Pb^{2+} y Cd^{2+} para el tratamiento de lixiviado en el relleno sanitario “El ojito”, Popayán Cauca, Colombia.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

- Evaluar el efecto de distribución de especies vegetales en el desempeño del humedal construido en la remoción de Pb^{2+} y Cd^{2+} .
- Determinar la capacidad de remoción de Pb^{2+} y Cd^{2+} en los humedales (FSSH) sembrados con policultivos de especies tropicales para el tratamiento de lixiviados en el relleno sanitario “El Ojito”.

4 MARCOTEORICO

4.1 LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

Los lixiviados son el subproducto líquido que se produce por la descomposición de la materia orgánica, por el contenido de agua de algunos desechos y por la percolación de las aguas lluvias, que al fluir disuelven sustancias y arrastran sólidos suspendidos. 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). Los lixiviados pueden contener grandes cantidades de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, metales pesados y sales (Uygun y Kargi, 2004; Renou *et al.*, 2008; Primo *et al.*, 2007).

Las características químicas de los lixiviados varían de manera significativa en función de numerosos factores como son: el clima, la edad del relleno, la composición de la basura, solubilidad de los desechos, procesos de conversión microbiológica y química, diseño y operación del relleno sanitario y la geología del terreno (Karadag *et al.*, 2007; Cabeza *et al.*, 2007; Peng *et al.*, 2008). A su vez, el caudal generado varía de acuerdo con el estado de avance y el tipo de operación del relleno, y la composición también varía en el tiempo. (Contreras y Suarez, 2006).

Tabla 1. Clasificación y características de los lixiviados acorde a la edad del relleno sanitario.

Característica	Joven/ reciente	Intermedio	Viejo/maduro
Edad (años)	<5	5-10	>10
pH (Und)	<6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO (mg.L ⁻¹)	>10000	4000-10000	<4000
DBO5/DQO	0.5-1.0	0.1-0.5	<0.1
Compuestos Orgánicos	80% AGV	5-30%AGV+Ácidos húmicos y fúlvicos	Ácidos húmicos y fúlvicos
N-NH3(mg.L ⁻¹)	<400	N.A.	>400
TOC/DQO	<0.3	0.3-0.5	>0.5
NTK (g.L ⁻¹)	0.1-0.2	N.A.	N.A.

Metales Pesados(mg.L ⁻¹) ¹	>2 (bajo-medio)	<2 (bajo)	<2 (bajo)
Biodegradabilidad	Alta	Media	Baja
Color ²	Café-pardo-grisáceo	-	Negro-viscoso
Potencial redox ³	Bajo	-	Alto

Fuente: adaptado de: (Foo y Hameed 2009), ¹(Kurniawan *et al.*, 2006), ²(Iván *et al.*, 2009), ³(Renou *et al.*, 2008).

4.2 METALES PESADOS

Según la tabla periódica, son elementos químicos con alta densidad (mayor a 4 g/cm³), masa y peso atómico por encima de 20, son tóxicos en concentraciones bajas, y no se puedan degradar por medios naturales, además que son peligrosos debido a que tienden a bioacumularse en el organismo (Metcalf y Eddy, 1995), citado por Cárdenas, 2012). Algunos metales pesados forman complejos solubles y son transportados y distribuidos a los ecosistemas hasta incorporarse en la cadena trófica (suelo, agua, plantas, semillas y forrajes). Por ello la importancia de estudiar el contenido de los metales pesados en los rellenos sanitarios en el mundo con respecto la edad del lixiviado, tal como se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Contenido de metales pesados en lixiviados de rellenos sanitarios.

Edad	Ubicación del Relleno	Fe ²⁺	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Cr ⁶⁺	Hg ²⁺	Referencia
J	China	59.1–679.9	0.01–0.02	1.11–7.61	NR	NR	(Ye et al. 2011)
J	Colombia	42.23-77.8	NR	0.032-0.041	0.316-0.861	NR	(Contreras et al. 2006)
J	Estambul	4.91-245.5	0.04-0.21	0.31-3.57	0.07-0.91	NR	(Inanc et al. 2000)
M	China	28.6 ± 1.1	2.1 ± 0.1	1.02 ± 0.1	1.4 ± 0.1	NR	(Wu et al. 2011)
M	Taiwán	0.26–15.3	<0.01	0.0005–0.09	0.12–0.52	NR	
V	Taiwán	0.26–5.44	<0.15	<0.02	0.01–0.18	NR	(Fan et al. 2006)
V	Taiwán	0.39–2.8	<0.01	0.02–0.18	0.04–1.26	NR	
V	Corea del Sur	NR	<0.17	<0.17	0.04-0.16	NR	(Lee et al. 2003)
V	Polonia	NR	0.022-0.13	<1.84	0.05-0.08	<0.017	(Kulikowsk a & Klimiuk

							2008)
V	China	NR	0.05	0.10	NR	NR	(Ding 2001)
V	Francia	0.91	0.10	0.46	NR	NR	(Amokrane et al. 1997)
J: joven; M: medio; v: viejo; todos los valores están en mg.L ⁻¹ . NR =No reportado							
Fuente: Cortes, 2014							

4.2.1 Plomo

En la industria, los compuestos más importantes son los óxidos y el tetraetilo de Pb que forma aleaciones con estaño, cobre, arsénico, bismuto, Cadmio y sodio. Los minerales comerciales suelen contener poco Pb (3%), lo más común es que sea del (10%), los minerales antes de fundirse pueden acumular hasta 40% o más de Pb (Rahimi, 2013).

El plomo es usado en baterías, en monitores de computadores y pantallas de televisión, joyería, latas de conserva, tintes para el pelo, grifería, pigmentos, aceites, cosmetología, aleaciones, cerámicas, municiones, soldaduras, plumadas, armamento, radiación atómica, insecticidas, etc.(Lanphear *et al.*, 2012). La mayoría de estos productos se encuentran o se disponen en rellenos sanitarios, al igual que los subproductos que se generan en el proceso de producción.

La absorción de Pb es un grave riesgo de salud pública; provoca retraso del desarrollo mental e intelectual de los niños, causa hipertensión y enfermedades cardiovasculares en adultos. La intoxicación se debe a la ingestión accidental de compuestos de Pb o a la ingestión por parte de los animales de forrajes o alimentos con Pb, procedentes de áreas ambientalmente contaminadas (ATSDR, 2011).

La absorción de Pb por vía oral es cerca al 10% en adultos y se puede incrementar hasta 50% en niños. El Pb absorbido se distribuye en riñón, hígado, encéfalo y huesos por semejanza con el calcio. El mayor depósito de Pb son los huesos hasta por 20 años; interfiere en la función del calcio, inhibe la síntesis de hemoglobina y causa daño neurológico. (ATSDR, 2016).

4.2.2 Cadmio

Es el séptimo metal pesado más tóxico según la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ASTRE) (CIS, 2003). El Cd es liberado a la atmósfera por medio de volcanes, arrastre de partículas o emisiones biogénicas, combustión fósil y por actividad antropogénicas. De acuerdo a los contenidos normales de Cd en el suelo alrededor del mundo, se puede determinar que el rango de ocurrencia de este metal está entre 0.07 y 1.1 mg.kg⁻¹ y se considera que los valores mayores a 0.5 mg.kg⁻¹ son el producto de

actividades antropogénicas (Clemens 2006). El Cd se considera un elemento no esencial en los sistemas biológicos. Es biodisponible para las plantas en la solución del suelo, debe estar en forma de iones libres hidratados o ligado a otros compuestos orgánicos o inorgánicos. La absorción de Cd ocurre a través de los mismos transportadores para minerales como K, Ca, Mg y Fe.

En las plantas, los síntomas más generales de toxicidad por Cd son atrofia y clorosis. La clorosis puede aparecer debido a una interacción directa o indirecta con el Fe, el Zn, el P y el Mn. Altos contenidos de Cd en el medio de crecimiento inhiben la absorción del Fe en las plantas (Clemens, 2006).

En comparación con otros metales o metaloides tóxicos (por ejemplo, As), el Cd tiene una mayor propensión a acumularse en distintos tejidos de las plantas. Sin embargo, normalmente hay más Cd en las raíces que en las hojas, y mucho menos en frutos y semillas (Clemens 2006).

El Cd se usa en pinturas, plásticos, pilas, baterías, abonos, soldaduras, asbestos, pigmentos, barras (reactores nucleares), farmacéutica, fotografía, vidrio, porcelana, etc. (Wasson *et al.*, 2005).

4.3 MECANISMOS DE REMOCION DE METALES PESADOS PREVIOS AL HUMEDAL.

Los mecanismos de remoción de metales pesados previos al humedal se desarrollan principalmente en la laguna de oxidación, estos procesos incluyen, sedimentación, bioadsorción, bioacumulación, biotransformación y la bioprecipitación o biomineralización.

Para que estos procesos se desarrollen los organismos presentes en la laguna interactúan con los metales toxicos de diversas formas, incluyendo reacciones redox, intercambio ionico, bioadsorción, difusión y transporte dentro de las células, unión covalente, atrapamiento de partículas, metalotioneinas, péptidos de metal gamma-glutamil cisteína, quelacion, precipitación por productos excretados y formación de complejos. (Cañizares R, 2000; Gadd y White, 1995; Lloyd y Macaskie 2000).

4.4 VARIABLES ESTUDIADAS QUE AFECTAN LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS.

4.4.1 Potencial de Hidrogeno (pH).

Se mide en una escala entre 0 y 14, siendo el rango entre 0 y 7 un indicador de acidez y el rango entre 7 y 14 un indicador de alcalinidad (Maron y Pruton, 1973). Además, tiene gran influencia en la actividad microbiológica (Sperling, M & Chernicharo, 2003).

El pH afecta en gran medida en la biosorción de metales y es probablemente el parámetro más importante que controla la extensión de la biosorción. De hecho, el pH juega un papel crucial en la definición de las propiedades químicas de los metales, la disponibilidad de grupos funcionales de biomasa y la competencia entre los iones metálicos por los sitios de adsorción (Friis y Myers-Keith 1986; Galun et al. 1987; Comte *et al.* 2008).

A medida que aumenta el pH, la eficiencia de remoción por biosorción de los metales catiónicos aumenta, aunque puede inducir precipitación de metales a un pH superior a 7,0 (Park *et al.*, 2010). Como norma general, la movilidad de los metales (concentración en solución) es alta a pH bajo, es mínima a pH neutro y vuelve a aumentar a pH alto.

4.4.2 Temperatura.

Este parámetro es importante en el tratamiento de aguas residuales pues afecta en el desarrollo de la actividad bacteriana, cuyo rango óptimo se encuentra entre 25 °C y 35 °C, y sobre la biosorción, uno de los principales mecanismos de remoción de metales pesados, que se observa en el rango de 20-35 °C (Aksu *et al.*, 1992). Cuando la temperatura se acerca a los 50 °C los procesos de digestión aerobia y nitrificación bacteriana se detienen y la integridad estructural biosorbente puede dañarse irreversiblemente (Park *et al.*, 2010). Una temperatura más alta normalmente da como resultado un mayor número de células y una mayor eficiencia de biosorción. Por otro lado, cuando la temperatura es menor a 5 °C la actividad microbiana se inhibe (Crites, 2000). Sin embargo, el impacto de otros parámetros (es decir, el pH) debe evaluarse simultáneamente (Congeevaram *et al.*, 2007).

4.5 HUMEDALES CONSTRUIDOS.

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 (Watson *et al.*, 1989; Brix, 1993).

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 depuradora (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).

4.5.1 Humedales artificiales de flujo superficial.

Los sistemas de flujo superficial 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).

4.5.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Los sistemas de flujo subsuperficial, 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: en función de la forma de aplicación de agua al sistema: humedales de flujo subsuperficial horizontal y humedales de flujo subsuperficial vertical (Delgadillo *et al.*, 2010).

4.5.2.1 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).

4.5.2.2 Humedales de flujo horizontal.

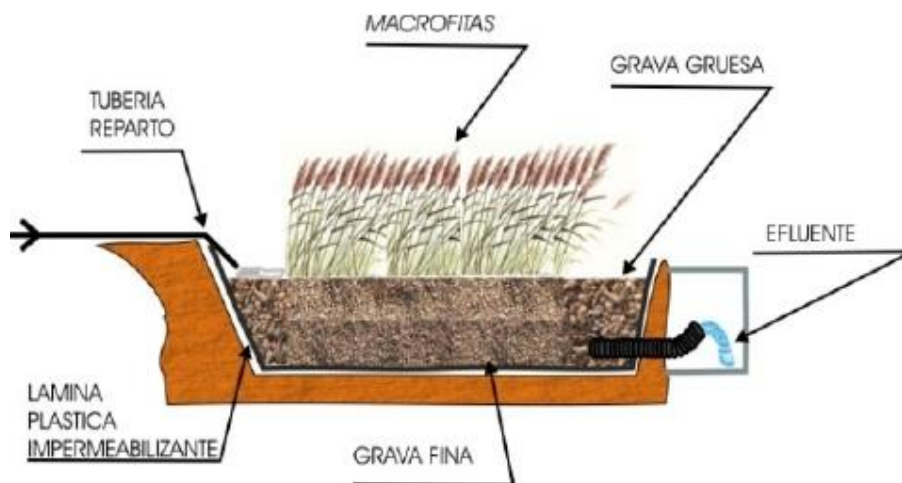
Son los sistemas más utilizados en Europa y tienen su origen en la investigación de Seidel (1967) y Kickuth (1977). El diseño de estos sistemas por lo general consiste en una cama, ya sea de tierra o arena y grava, plantada con macrófitas acuáticas (Delgadillo *et al.*, 2010).

Toda la cama es recubierta por una membrana impermeable para evitar filtraciones en el suelo (Brix en Kolb, 1998).

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 es de 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 $6 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2\text{día}^{-1}$ (García y Corzo, 2008). El agua ingresa en forma permanente y 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).

Ilustración 1. Humedal subsuperficial de flujo horizontal.



Fuente: Pidre, 2010

4.6 COMPONENTES DE LOS HUMEDALES

Los principales componentes que influyen sobre el proceso depurador que se lleva a cabo en los humedales construidos son los siguientes:

4.6.1 Plantas.

Las plantas presentan varias propiedades que las hacen ser un componente indispensable en los humedales construidos. Una de ellas es el amortiguamiento de las variaciones ambientales, impidiendo que la intensidad de la luz cause gradientes de temperatura al interior del sistema, además, gracias a sus raíces y rizomas proporcionan superficies para la formación de biopelículas bacterianas, también, facilitan la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual, permiten la transferencia de oxígeno a la columna de agua y controlan el crecimiento de algas al limitar la penetración de la luz solar. (Lara-Borrero, 1999).

La selección de las especies vegetales se debe realizar de acuerdo a la adaptabilidad de las mismas al clima local, su capacidad de transportar oxígeno desde las hojas hasta la raíz, su tolerancia a concentraciones elevadas de contaminantes, su capacidad asimiladora de los mismos, su tolerancia a condiciones climáticas diversas, su resistencia a insectos y enfermedades y su facilidad de manejo (Fernandez, 2000). En este estudio se utilizaron las macrófitas *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* ya que son especies propias de la región adaptadas a las condiciones climáticas del lugar de estudio.

4.6.2 Lecho filtrante.

Las características del medio filtrante que tienen gran influencia en la conductividad hidráulica en el interior del humedal son la porosidad y la permeabilidad. Estudios sobre la conductividad hidráulica, han encontrado que inicialmente los menores diámetros del medio producen mejores eficiencias de remoción, aunque con el tiempo se colmatan más fácilmente y representa un colapso hidráulico, por este motivo se recomienda utilizar grava como medio de soporte (García *et al.*, 2004; Akrotos y Tsihrintzis, 2007).

Las funciones principales del lecho filtrante son: eliminar los sólidos que contienen las aguas pretratadas y proporcionar la superficie donde se desarrollarán los microorganismos que se encargarán de degradar aeróbica y anaeróbicamente la materia contaminante, además de constituir el medio utilizado por las raíces de las plantas para su fijación y desarrollo (Gauss, 2006).

Tabla 3. Materiales empleados en el diseño y construcción de humedales horizontales.

Tipo de material	Tamaño efectivo D₁₀ (mm)	Conductividad Hidráulica (m³/m²/d) ks
Arena gruesa	2	100 – 1000
Arena gravosa	8	500 – 5.000
Grava fina	16	1.000 – 10.000
Grava media	32	10.000 – 50.000
Roca gruesa	128	50.000 – 250.000

Fuente: Delgadillo *et al.*, 2010

4.6.3 Microorganismos.

En los humedales se desarrolla una gran variedad de organismos que abarca desde microorganismos como bacterias y protozoos hasta pequeños animales; siendo las bacterias el grupo fundamental en el proceso depurador de las aguas residuales. Como en todo sistema de tratamiento biológico, en los humedales se requiere de un sustrato para el desarrollo de los microorganismos responsables del proceso depurador y que el agua permanezca por un tiempo para que se desarrolle esta masa microbiana, el uso de microbios para controlar la movilidad del metal en el medio ambiente ha ganado recientemente una mayor atención por parte de la comunidad científica. Entre las tecnologías de biorremediación utilizadas para la inmovilización y secuestro de metales, la biosorción ha mostrado eficiencias de eliminación prometedoras con varios metales pesados como Cd, Cu, Ni, Pb y Zn (Tsezos 2001; Pardo *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2006; Lakzian *et al.*, 2008). La biosorción es una combinación compleja de procesos destinados a atrapar una sustancia en la superficie de un organismo vivo / muerto o sustancias poliméricas extracelulares (EPS). Muchos mecanismos contribuyen al proceso global, como la adsorción, la precipitación y la acumulación intracelular de compuestos metálicos, y cada mecanismo depende significativamente de: el biosorbente utilizado, la sustancia a ser absorbida, el pH y la temperatura, presencia de metales e iones competitivos y la posible presencia de actividad metabólica (Gadd 2009).

4.7 VEGETACION ESTUDIADA.

4.7.1 *Heliconia Psittacorum*

Ilustración 2. *Heliconia Psittacorum*.



Fuente: Elaboración propia.

Las plantas del género *Heliconia* (Heliconiaceae), pertenecientes al orden Zingiberales (platanillos), son hierbas perennes, nativas de las zonas del Caribe y América central y del sur (Berry y Kress, 1991), originarias de zonas de altitud media y baja, de 0 a 1200 metros sobre el nivel del mar; en el caso de Colombia se cuenta con especies hasta los 2400 metros de altitud (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2007). Al ser plantas nativas del trópico, proveen hábitat para muchas especies de organismos que dependen de ella como alimento (Arango, 2007). El pH óptimo del suelo para el desarrollo de estas plantas tropicales varía de 5 a 7 (Akratos y Tsihrintzis, 2007).

Colombia es considerada el país más diverso en *Heliconias* con 94 especies que equivalen a aproximadamente el 50% del total de especies descritas (Madera *et al.*, 2013). En el país, las especies de este género alcanzan la mayor diversidad entre los 500 y los 1500 m.s.n.m. y tienen dos sitios altamente diversos: la vertiente Pacífica y los Andes (Kress *et al.*, 1993). Recientemente, estudios han evaluado el papel de esta especie en la remediación de aguas residuales encontrando efectos positivos en la bioremediación (Ascuntar & Toro 2007, Gomez & Segura 2008, Gutiérrez 2009a 2009b, Sandoval 2009, Peña *et al.*, 2011). Estas evidencias muestran una cierta tolerancia de la *Heliconia psittacorum* a un amplio espectro de condiciones ambientales, por lo que la hace una especie atractiva para su uso en sistemas naturales como los humedales construidos subsuperficiales (HC) para el tratamiento de aguas residuales (Brisson y Chazarenc, 2009, Maza, 2006, Madera *et al.*, 2013).

En el caso de los metales pesados, Cortes *et al.*, (2013) y Madera *et al.*, (2013) mostraron que trabajando con *Heliconia* obtuvieron gran desempeño en la eliminación de metales pesados como Cd, Pb, Hg, Cr (VI) en la matriz líquida donde se lograron porcentajes de eliminación superior al 90% y estos autores la ubican como una planta acumuladora de metales.

4.7.2 *Cyperus Haspan*

Ilustración 3. *Cyperus Haspan*.



Fuente: Elaboración Propia.

La especie *Cyperus Haspan*, conocida popularmente como “papiro”, presenta ciertas características que le permiten un buen desempeño como macrófita enraizada, al ser perenne, poseer grandes rizomas, espigas cilíndricas, tolerar temperaturas de 20 a 33°C y pH entre 6 y 8, entre otras; además de su capacidad para soportar altos niveles de insolación y su adaptabilidad a suelos arenosos altamente húmedos (Hammel, Grayum, Herrera y Zamora, 2003). Esta especie crece bien en el clima tropical y se encuentra entre las plantas más productivas de los humedales en procesos de biorremediación (Akinbile *et al.*, 2012). Además, en estudios previos como el realizado por Akinbile *et al.* (2012) se reportan altas eficiencias de remoción en cuanto a metales pesados como: hierro (Fe) de 34.9-59.0%, Magnesio (Mg) de 29.0-75.0%, Manganeseo (Mn) de 51.2-70.5%, y Zinc (Zn) de 75.9-89.4%, tratando lixiviados en el Relleno Sanitario Pulau Burung en Malasia con un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

4.8 MECANISMOS DE REMOCION DE METALES PESADOS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS.

Son variados y complejos los mecanismos mediante los cuales se degradan los metales dentro de los humedales construidos; entre ellos se incluyen procesos químicos y físicos, ya sean por intercambio iónico con los sedimentos del acuífero, por precipitación, por reacciones de óxido-reducción o por absorción por parte de la vegetación implantada y, en menor medida, por metabolismo microbiano (Kadlec y Wallace, 2009; Yalcuk & Ugurlu, 2009). El mecanismo de remoción de metales pesados depende de la movilidad y biodisponibilidad de esos en el sistema.

Para la mayoría de los metales pesados, el pH, el potencial de óxido-reducción, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y la textura del sustrato son los factores dominantes que determinan su movilidad y biodisponibilidad (Galletti *et al.*, 2010; Soda *et al.*, 2012).

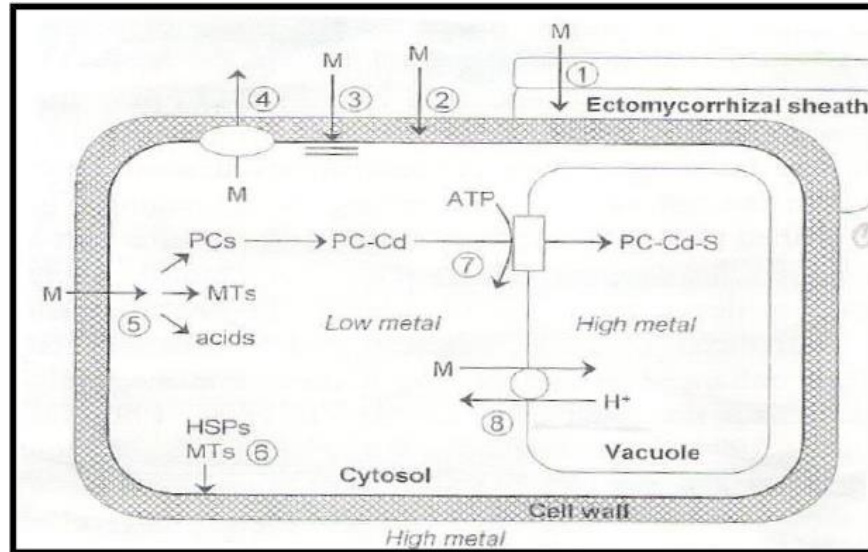
En el suelo y sedimentos, los metales pesados se pueden acumular, y esta acumulación varía dependiendo de la textura del sustrato; los sedimentos de textura fina que contienen una cantidad apreciable de materia orgánica tienden a acumular metales, mientras que los materiales de textura gruesa generalmente no están contaminados debido a su baja afinidad por metales (Lesage *et al.*, 2007).

La materia orgánica disuelta en medios líquidos juega un papel importante en la remoción de metales pesados debido a su gran afinidad; la mayor cantidad de metales en disolución se encuentran únicamente cuando están en forma de iones en un medio ácido o de complejos o quelatos formados con materia orgánica del medio (Ghosh y Singh, 2005).

Otro mecanismo de remoción de metales pesados es la absorción por las plantas, pero esta capacidad depende principalmente de las características intrínsecas de las mismas y de la proporción de metal que se halle en forma disponible. La capacidad de captación y bioacumulación de metales en los tejidos vegetales se presenta como una interesante alternativa en la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos y es denominada fitorremediación (Pilon-Smits, 2005).

Las estrategias para evitar que los metales pesados aumenten en las plantas son diversas. Primeramente, por la unión del Pb^{2+} en el mucilago de raíz. (Morel *et al.*, 1986). Extracelularmente se incluyen las micorrizas, la pared celular mediante la unión de iones de Pb^{2+} a los sitios intercambiables de la pared celular y exudados extracelulares (precipitación extracelular) principalmente en forma de carbonato de plomo depositado en la pared celular. (Jarvis y Leung, 2002). La tolerancia puede además involucrar la membrana plasmática y el citosol. Dentro del protoplasto existe una variedad de mecanismos potenciales, por ejemplo, la quelación de metales por ácidos orgánicos, aminoácidos o péptidos, o su compartimentalización a procesos metabólicos para el transporte dentro de la vacuola (Hall, 2002).

Ilustración 4. Proceso de biosorción en plantas.



Fuente: Modificado de Marschner 1995.

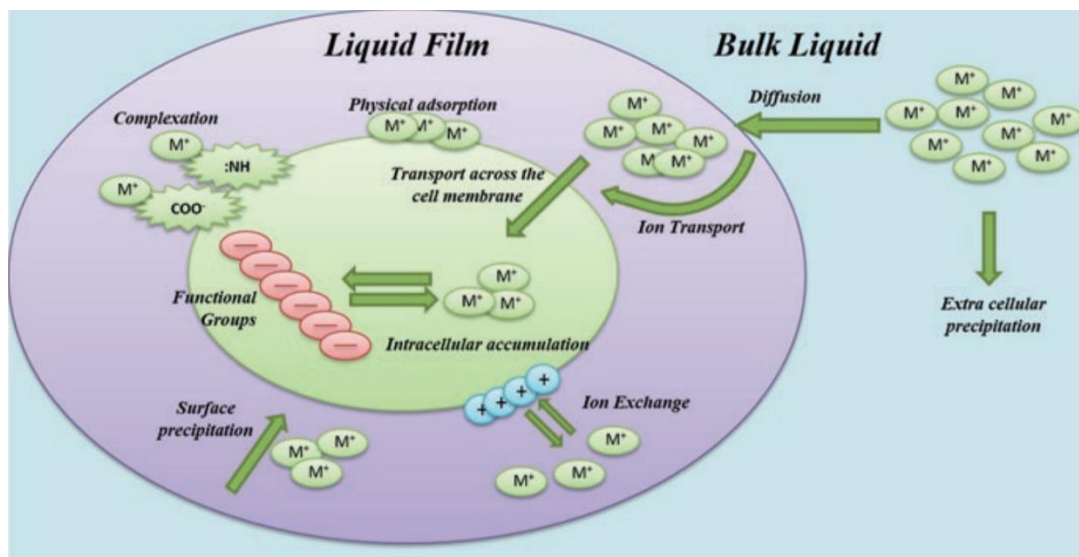
La ilustración 4 describe los potenciales procesos de la biosorción en plantas. 1. Restricción del movimiento del metal a las raíces por micorrizas. 2. Unión a la pared celular y exudados de las raíces. 3. Entrada del flujo reducido frente a la membrana plasmática. 4. Salida activa dentro del apoplasto. 5. Quelación en citosol por varios ligandos. 6. reparación y protección de la membrana plasmática bajo condiciones de tensión. 7. Transporte del complejo dentro de la vacuola.

La propensión que tienen las raíces para acumular Pb se rige en parte por factores que tienen que ver tanto con la fisiología de la raíz como con la química del Pb / suelo. En suelos con pH entre 5.5 y 7.5, la solubilidad del Pb está controlada por precipitados de fosfato o carbonato y hay muy poco disponible para las plantas, incluso si tienen la capacidad genética para acumularla. Los extremos en el pH del suelo superior a 7,5 o inferior a 5,5 disminuirán o aumentarán la solubilidad en consecuencia (Blaylock *et al.*, 1997). Por lo tanto, un factor clave para mejorar la fitoextracción de Pb es aumentar y mantener la disponibilidad de Pb en la solución del suelo.

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, sí pueden influir en su movilidad en el medio ambiente, modificando sus características físicas y/o químicas. Estudios llevados a cabo por Chua, (1999); Arican (2002); Sag, (2003) y Costley, (2001) sobre descontaminación de fluidos mediante microorganismos revelan que los metales pesados presentan gran afinidad por los flóculos microbianos, adhiriéndose a estos en cortos periodos de tiempo.

Algunos microorganismos como las bacterias y los hongos micorriza (hongos que viven en las raíces en una asociación de simbiosis), se encuentran en grandes concentraciones en la rizosfera. Estas colonias incrementan la capacidad de las raíces para tomar metales mediante varias formas. Por ejemplo, algunos catalizan las reacciones de oxidación – reducción con las que se incrementa la disponibilidad de los metales. Otros microorganismos, liberan compuestos orgánicos que funcionan como quelantes, lo que implica inmovilizar un ión metálico con ligandos de bajo peso molecular para crear un complejo o una molécula químicamente estable (Reyes y Alvares, 2007). Además, las micorrizas tienen el potencial de incrementar el área de absorción de las raíces, con lo que estimulan la adquisición de nutrientes de las plantas, incluyendo los iones metálicos.

Ilustración 5. Biosorción de metales pesados por microorganismos.



Fuente: Papirio S. *et al.* (2017)

En condiciones anaerobias, el Cd forma compuestos muy estables e insolubles como sulfuros metálicos. Pese a esto, bajo condiciones aerobias, pueden precipitarse óxidos como sulfatos ($CdSO_4$) y carbonatos sólidos ($CdCO_3$), o ser adsorbido en hidróxidos y óxidos hidratados de Al, Mn y Fe, convirtiéndose el ORP en un mecanismo clave de control importante para la solubilidad del Cd, dada su estrecha relación con el oxígeno disuelto en el agua, (Kröpfelová *et al.*, 2009).

5 METODOLOGIA

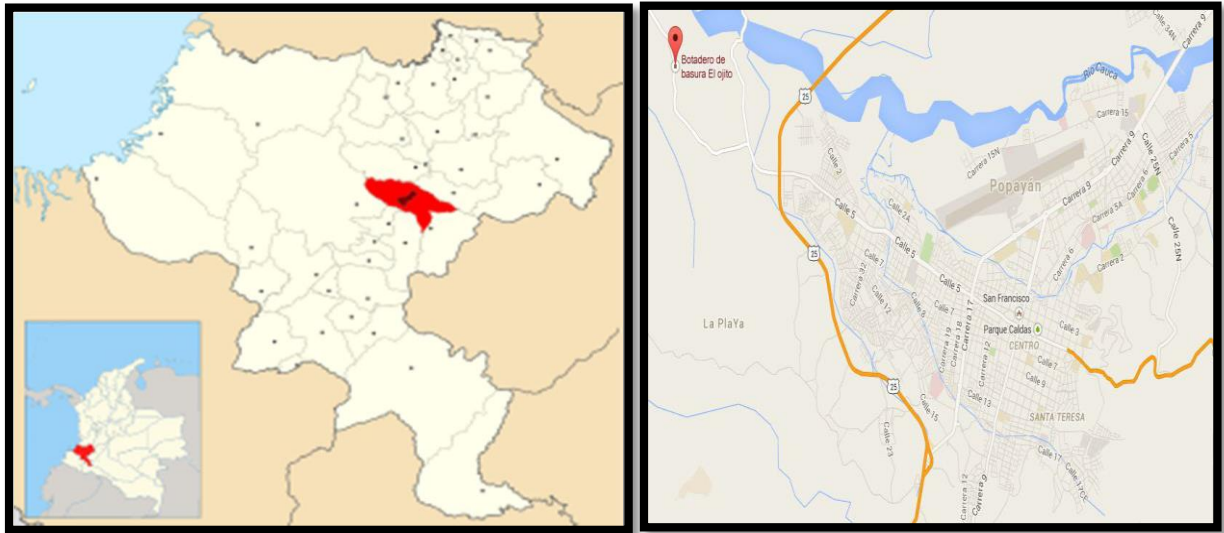
5.1 LOCALIZACIÓN

El relleno sanitario “El Ojito” está ubicado al occidente del municipio de Popayán vía a El Tambo en el departamento del Cauca, en las coordenadas $2^{\circ}46'65''$ N $76^{\circ}65'26''$ O. Posee

un área total de 13 hectáreas y actualmente se encuentra clausurado desde el mes de septiembre del 2014. Inicialmente fue operado por la alcaldía municipal desde 1986 y luego por la empresa ServiAseo S.A E.S.P. desde el año 2011.

5.1.1 Descripción de las condiciones del área de estudio

Ilustración 6. Ubicación relleno sanitario "El Ojito" Popayán, Cauca.



Google maps

Fuente:

Ilustración 7. Unidades a escala piloto.



Fuente: Elaboración Propia.

El montaje de las unidades a escala piloto se realizó en las instalaciones de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario “El Ojito” bajo condiciones ambientales del lugar, en este sitio se tiene una temperatura promedio 18.7°C, una humedad relativa que oscila entre el 70% y 83%, Radiación Solar 4-4.5 hWh/m² día.

5.2 INTALACION DE UNIDADES EXPERIMENTALES

En el lugar se encuentran instalados seis sistemas de humedales de flujo horizontal subsuperficial (HCFHSS) a escala piloto los cuales pertenecen al Grupo de Investigación Ciencia e Ingeniería en Sistemas Ambientales “GCISA” de la Universidad del Cauca. Los sistemas son de dimensiones 0,6 m de ancho, 1 m de largo y 0,6 m de altura, en fibra de vidrio, a la salida de cada humedal se cuenta con un acople que posee un tubo de PVC de 1 1/2”. Con esta tubería se garantizó un nivel del agua (23 cm), además cada unidad cuenta con dos tubos perforado de 2” de PVC sobre dos puntos centrales el cual permitió controlar el nivel del agua.

Para el sistema de alimentación del lixiviado en los humedales, se instalaron 3 canecas de 30 litros, las cuales fueron alimentadas con el lixiviado saliente de la laguna. Cada caneca distribuyó a 2 humedales a través de un sistema de válvulas de cierre lento. (Ver ilustración 8). La altura del medio de soporte (grava) fue de 30 cm para todas las unidades.

Ilustración 8. Sistemas instalados.



Fuente: Elaboración propia

5.3 PREPARACION, SIEMBRA Y ESTABLECIMIENTO DE LAS PLANTAS.

Previo a la siembra en los sistemas de humedales las plantas fueron sometidas a un proceso de adaptación al lixiviado, se inició retirando las plantas de las condiciones de vivero, después se traspasaron a un medio de soporte el cual contiene una mezcla de suelo/grava en una proporción 50/50, con el fin de adaptar las plantas al medio de soporte de los humedales, estas plantas fueron regadas por un periodo de dos semanas con una dilución 75/25 de agua y lixiviado respectivamente, las 2 semanas posteriores se realizó el cambio de las plantas a una mezcla 75/25 suelo/grava de sustrato y se regaron con dilución 50/50 agua y lixiviado respectivamente, transcurrido este tiempo las plantas fueron sembradas en grava como medio de soporte y regadas con dilución 75/25 lixiviado y agua durante una semana. (Ver ilustración 10).

Ilustración 9. Plantas en condiciones de vivero.



Fuente: elaboración Propia.

Ilustración 10. Proceso de adaptación de las plantas.



Fuente: Elaboracion propia.

Una vez terminado este proceso de adaptación, se realizó la siembra de las plantas en los humedales; previamente a esto, se llevó a cabo la adecuación de los sistemas, que consistió en el corte y retiro del material vegetal que se encontraba sembrado en los humedales, lavado y desinfección de la grava, de los sistemas de fibra de vidrio y de las canecas de distribución. (Ver ilustracion 11).

Ilustración 11. Adecuación de los sistemas.



Fuente: Elaboración propia.

Realizada la adecuación de los sistemas se procedió al sembrado de las plantas (Ver ilustración 12), se estableció para esto 3 configuraciones de siembra; cada una de ellas contó con un sistema replica para un total de 6 sistemas de humedales; Configuración 1 P-H (*Cyperus haspan* y *Heliconia psittacorum*), configuración 2 H-P (*Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*) y la configuración 3 aleatoria (*Cyperus haspan*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus haspan*, *Heliconia psittacorum*) cada replica contó con las mismas condiciones de dimensiones, pendiente del lecho, caudal y condiciones ambientales del lugar. (ver

Ilustración 12. Siembra de plantas en las unidades.



Ilustración 13).

Fuente: elaboracion Propia.

Ilustración 13. Configuración de la siembra.



Fuente: elaboracion Propia.

5.4 ARRANQUE DEL SISTEMA.

El arranque del sistema se hizo en modo Batch, siguiendo las recomendaciones de Kadlec y Wallace, (2009), proceso que duró 3 semanas; en la primera semana se realizó una dilución de 50/50 de agua y lixiviado, luego se dejó 100% de lixiviado. Finalizado el modo Batch, se procedió a dejar circular el lixiviado por el humedal, controlando entrada y salida del mismo. Esta circulación se determinó mediante la relación entre el volumen de agua útil (V) y el tiempo de retención teórico (t), cuyo resultado es el producto de la profundidad (h),

el ancho (W) y la longitud (L) afectados por la porosidad del medio (ϵ) y dividido por el tiempo de retención teórico (Kadlec y Wallace, 2009):

Ecuación 1. Calculo de caudal.

$$Q = \frac{V}{t} = \frac{\epsilon(LWh)}{t}$$

Q= Caudal $\frac{mL}{min}$

V= Volumen de agua útil m^3

h =Profundidad = 0.23 m

W= Ancho = 0.6 m

L= Longitud = 1 m

ϵ = porosidad del medio = 0,4 por estudio en laboratorio Suelo Universidad del Cauca.

t= Tiempo de retención teórico = 2 días (método Reed)

$$Q = \frac{0.4(1 * 0.6 * 0.23)}{2} = 0.0276 \frac{m^3}{dia} \text{ o } 19.17 \frac{mL}{min}$$

Durante todo el periodo de estudio se realizaron aforos diarios al caudal de entrada y salida del sistema con el fin de garantizar el flujo continuo y mantener una lámina de agua de 0,23m.

5.5 TOMA DE MUESTRAS

La toma de muestras se realizó para las variables de respuesta (Pb^{2+} , Cd^{2+}) y las co-variables (pH, Temperatura y OD) a la entrada y salida de cada uno de los sistemas de humedales y sus réplicas.

Se realizaron 5 muestreos para las variables de respuesta (Pb^{2+} , Cd^{2+}) y la co-variable (OD) con frecuencia promedio de 12 días en un periodo de 3 meses; las co-variables (pH, Temperatura) fueron medidas in situ usando un potenciómetro.

Tabla 4. Variables de respuesta.

VARIABLE DE RESPUESTA	SITIO DE MEDICIÓN	TECNICA	CODIGO Standard Methods
-----------------------	-------------------	---------	-------------------------

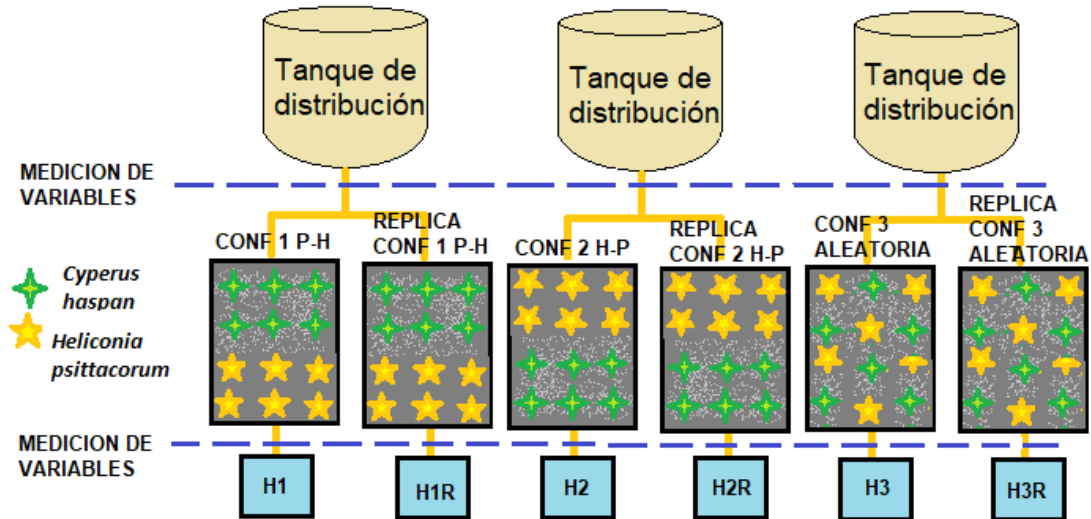
Pb²⁺	LABORATORIO	Espectrofotometría Absorción Atómica Digestión Llama Acetileno	SM 3030 F , SM 3111 B LCM:0,021 mg Pb ²⁺ /L
Cd²⁺	LABORATORIO	Absorción Atómica - Llama Aire Acetileno	SM 3030 F, SM 3111 B LCM:0,179mg Cd /L

Tabla 5. Co - variables de respuesta.

Co- VARIABLE DE RESPUESTA	SITIO DE MEDICIÓN	TECNICA	CODIGO Standard Methods
OD	IN SITU	Potenciómetro Oakton™ pH 11 Standard Portable Meter	-
pH	IN SITU	Potenciómetro Oakton™ pH 11 Standard Portable Meter	-
TEMPERATURA	IN SITU	Potenciómetro Oakton™ pH 11 Standard Portable Meter	-

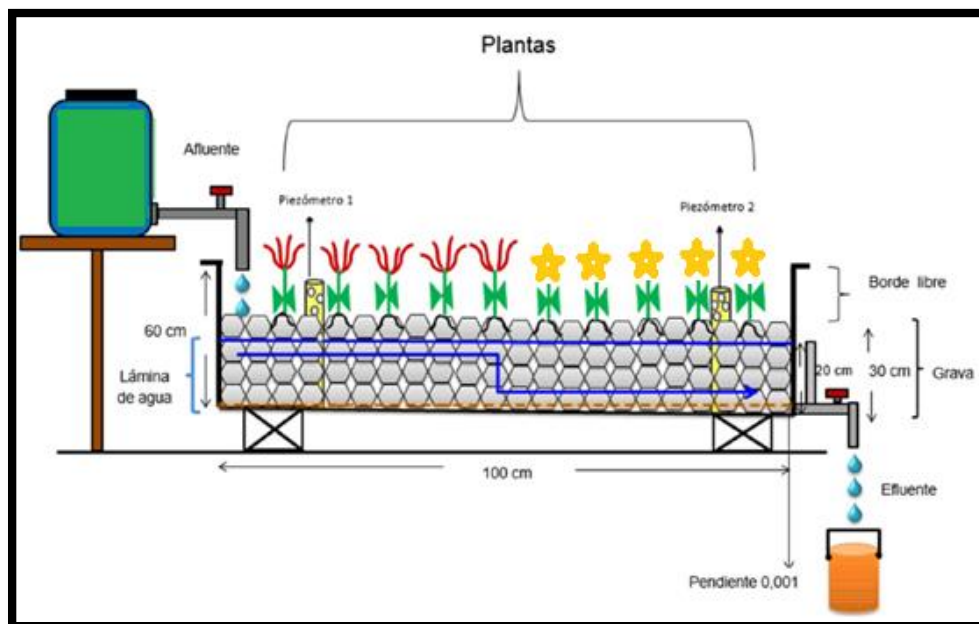
5.6 MONTAJE DE SISTEMA DE HUMEDALES.

Ilustración 14. Configuración de siembra (vista en planta).



Fuente: Elaboración propia

Ilustración 15. Humedal construido (vista en perfil).



Fuente: Fernández & Jiménez, 2015

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Se realizaron 5 muestreos con frecuencia promedio de 12 días durante la investigación al afluente y efluente de los sistemas piloto de humedales.

Se realizó una caracterización del lixiviado generado en el relleno sanitario “El Ojito” a la salida de la laguna de oxidación, mediante el monitoreo de algunos parámetros fisicoquímicos de interés como pH, OD, Pb^{2+} , Cd^{2+} de acuerdo con los objetivos de la investigación, sin que se desconozca que en la matriz del lixiviado existan otro tipo de sustancias por identificar, tal como lo plantean Oman y Junestedt (2008).

De acuerdo con lo anterior los resultados se presentan en la tabla 6.

Tabla 6. Caracterización físico química del lixiviado proveniente de la laguna de oxidación.

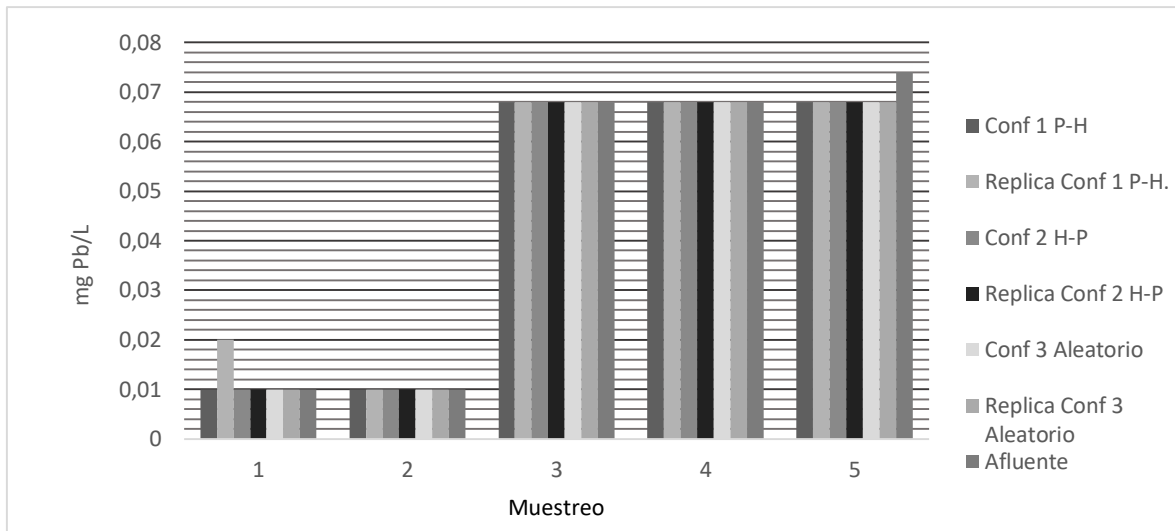
Parámetro	Tiempo (Días)				
	0	16	38	46	58
pH	8,1	8,09	8,02	8,03	8,17
Pb²⁺ (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,068	<0,068	0,074
Cd²⁺ (mg/L)	<0,021	<0,021	<0,018	<0,018	<0,018
OD(mg/L)	6,02	6,2	6,02	3,2	5,86

Como se observa en la tabla 6, el lixiviado cuenta con un pH promedio de 8.03 unidades de pH y valores bajos de metales pesados menores a 2 mg/L, además, según el estudio realizado por Guzman G. y Vernaza J. (2017), en el relleno sanitario “El Ojito”, se reporta un valor promedio de DQO a la salida de la laguna de oxidación de 547.8 mg/L, de acuerdo con estos parámetros se puede clasificar como un lixiviado maduro según diferentes autores (Kurniawan *et al.*, 2006; Renou *et al.*, 2008; Foo y Hameed, 2009; Iván *et al.*, 2009), como se muestra en la tabla 1. Lo que concuerda con la edad del relleno que comenzó su operación hace más de una década.

Las gráficas 1 y 2 muestran los resultados reportados por el laboratorio **BIOPOLÍMEROS INDUSTRIALES LTDA. BIOPOLAB**, para las variables de Pb^{2+} y Cd^{2+} .

6.1 PLOMO.

Gráfica 1. Comportamiento del plomo en el afluente y efluente de los sistemas.



La mayoría de las concentraciones de Pb^{2+} obtenidas tanto para el efluente y los afluentes, están por debajo del Límite de Cuantificación del Método (LCM) y por ello no es posible calcular ni comparar eficiencias de remoción de las tres configuraciones estudiadas. Este límite cambia en el tercer muestreo pasando de $0.01 \text{ mg } Pb^{2+}/L$ a $0.068 \text{ mg } Pb^{2+}/L$ debido al proceso de acreditación del laboratorio por el IDEAM.

Estos valores se encuentran por debajo de los obtenidos por Betancourt y Martínez (2012) en Girardot Colombia, donde se presentaron valores de Pb^{2+} menores a $0.5 \text{ mg}/L$ para el lixiviado maduro del relleno sanitario “La Recebera”. En Ibagué Colombia, las concentraciones máximas de Pb^{2+} encontradas por Flórez y Cotes (2006) fueron de $0.013 \text{ mg}/L$ y en Yucatán México el Pb^{2+} arrojó un valor de $0.03 \text{ mg}/L$, valores cercanos a los obtenidos en este estudio.

Para calcular la primera eficiencia de remoción del Pb^{2+} , se tomó el valor del LCM en el primer muestreo como la concentración del afluente y el valor de salida del humedal con la configuración 1 P-H replica como la concentración del efluente; la ecuación con la que se realizó el cálculo es la siguiente:

Ecuación 2. Cálculo de la eficiencia.

$$E = \frac{X_o - X}{X_o} * 100$$

En donde:

E: Eficiencia

X₀: Concentración de entrada

X: Concentración de salida

En el primer muestreo la configuración 1 P-H replica arroja una concentración de 0.02 mg Pb²⁺/L y el LCM es de 0.01 mg Pb²⁺/L, obteniéndose una eficiencia de -100%, el cálculo se realiza reemplazando estos valores en la ecuación 2.

$$E_1 = \frac{0,01 - 0,02}{0,01} * 100 = -100\%$$

Este aumento en la concentración de plomo a la salida del sistema, solo se observó en el humedal P-H replica sin encontrar afectaciones similares en otras configuraciones, ni siquiera en la configuración P-H, que contaba con las mismas condiciones, pues se encontraban alimentadas simultáneamente por el mismo tanque de distribución de lixiviado; lo que lleva a inferir que esta irregularidad es propia de la actividad interna en este humedal que puede deberse a que el Pb²⁺ fue consolidado en un principio en la etapa de aclimatación en la superficie de la raíz de las plantas en este humedal, mediante la unión a grupos carboxilos de los ácidos mucílagos urónicos que posteriormente pueden liberarse cuando se biodegrada el mucílago (Morel *et al.*, 1986). Conjuntamente, es bien sabido que la especiación química de Pb en soluciones acuosas depende del pH (Dean *et al.* 1972), en soluciones con pH>6 se favorece la precipitación de Pb(OH)₂, al obtener valores de pH de 7,32 unidades de pH, se presenta dicha precipitación del Pb liberado del mucilago que luego es arrastrado por el flujo del agua mostrándose en posteriores análisis.

En el último muestreo la entrada presentó un valor de 0.074mg Pb²⁺/L, único valor en el afluente por encima del LCM y con el cual se puede determinar la eficiencia mínima aproximada de remoción para el plomo, utilizando el valor máximo registrado en los efluentes, esta eficiencia fue de 8.11%, reemplazando estos dos resultados en la ecuación 2 se obtiene:

$$E_2 = \frac{0,074 - 0,068}{0,074} * 100 = 8,108\% \approx 8,11\%$$

Pueden presentarse remociones más altas debido al comportamiento de la variable y al cambio en el LCM a partir del tercer muestreo. Tomando como concentración del afluente el LCM de los dos primeros muestreos y el único valor de entrada reportada, se calculó una segunda eficiencia supuesta de 86,49%, igualmente este valor se encuentra reemplazando en la ecuación 2 como se muestra a continuación:

$$E_3 = \frac{0,074 - 0,01}{0,074} * 100 = 86,486\% \approx 86,49\%$$

Delgado y Pino (2015) evaluaron macrófitas *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* en monocultivo, donde obtuvieron una eficiencia promedio de remoción para Pb^{2+} de 5,42% y 15,76% respectivamente tratando lixiviado del relleno sanitario “El Ojito” (Popayán, Cauca).

La normatividad colombiana establece mediante la resolución 0631 de 2015, que el valor límite máximo permisible para el Pb en vertimientos puntuales de aguas residuales no domesticas de actividades de tratamiento y disposición de residuos sólidos es de 0,20 mgPb/L; si lo comparamos con el valor máximo obtenido a la salida de los sistemas utilizados que fue de 0,02 mgPb/L, todos los sistemas cumplen a cabalidad con lo establecido en la normatividad colombiana y cerca del 37% de los resultados están 98% por debajo del límite máximo permisible, indicando que no representa un riesgo para la fuente receptora ni para la salud humana.

Adicionalmente nos permitimos realizar un cálculo aproximado del impacto que puede ejercer sobre el río Cauca el vertimiento del lixiviado, respecto del Pb^{2+} , esto a través de un balance de masas, utilizando datos registrados por CRC (Formulación del POMCA de la cuenca alto río Cauca 2017) y Serviaseo S.A (Caracterización físico química -lixiviados-agua superficial-agua subterránea relleno sanitario El Ojito 2015), y como concentración de Pb^{2+} en el vertimiento se usó el valor del LCM a partir del tercer muestreo. El procedimiento se describe a continuación utilizando la ecuación de balance de masas.

Ecuación 3. Ecuación de balance de masas.

$$Q_1 C_1 + Q_2 C_2 = Q_3 C_3$$

Donde

Q_1 es el caudal del río Cauca en L/s (POMCA alto río Cauca, 2017)

C_1 La concentración de Pb^{2+} en el río Cauca antes del vertimiento (SEVIASEO S.A, 2015)

Q_2 es el caudal de lixiviados vertidos al río (SERVIASEO S.A, 2015)

C_2 es la concentración de Pb en el lixiviado vertido

Q_3 es el caudal del río Cauca después del vertimiento = $Q_1 + Q_2$

C_3 la concentración de Pb^{2+} en el río Cauca después del vertimiento

Despejando C_3 obtenemos la concentración de Pb^{2+} en el río Cauca después del vertimiento.

Ecuación 4. Cálculo de la concentración de metal en el río Cauca después del vertimiento.

$$\frac{Q_1 C_1 + Q_2 C_2}{Q_3} = C_3$$

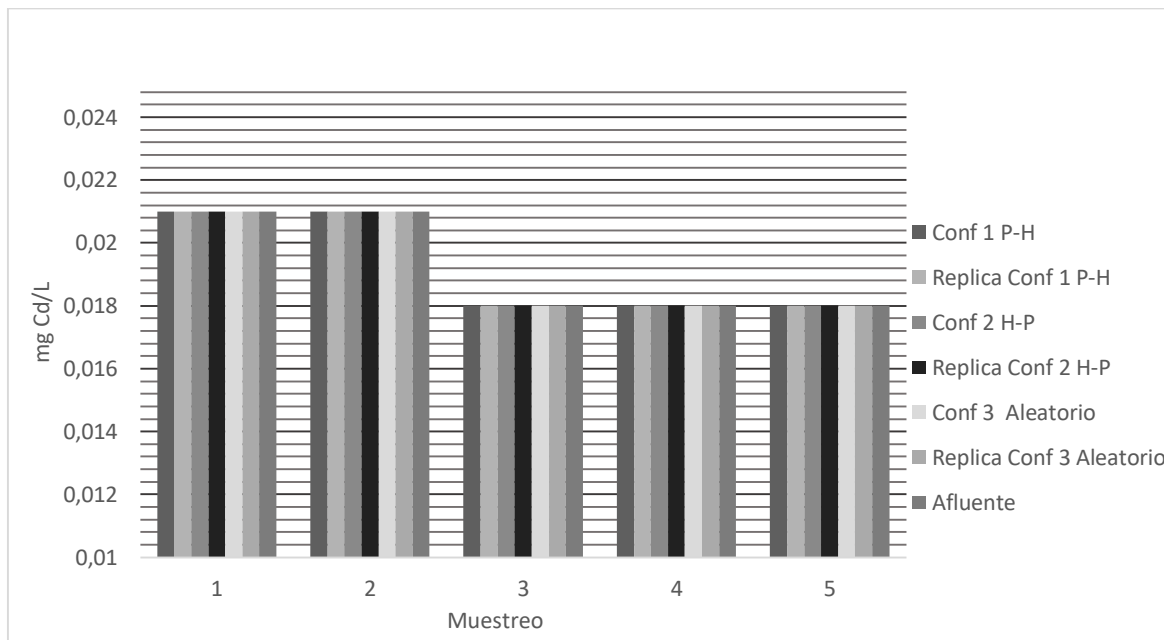
Reemplazando en la ecuación 4 obtenemos:

$$\frac{21790 \frac{L}{s} * 0.05 \frac{mg}{L} + 0.285 \frac{L}{s} * 0.068 \frac{mg}{L}}{21790.285 \frac{L}{s}} = C_3 = 0.050002 \frac{mg}{L}$$

El cálculo no evidencia un aporte significativo a la concentración de Pb^{2+} en el río Cauca, lo cual sugiere que el vertimiento no representa un alto riesgo para la contaminación del mismo. Por otra parte, el valor calculado también cumple con normativas internacionales sobre calidad de agua en Canadá (CCREM, 1987) y el Reino Unido (Mance *et al.*, 1984) donde recomiendan niveles de Pb bajos en agua de riego, menores a 0,2 mg Pb/L.

6.2 CADMIO.

Gráfica 2. Comportamiento del cadmio en el afluente y efluente de los sistemas.



En los resultados obtenidos tanto para el efluente y los afluentes, las concentraciones de Cd^{2+} están por debajo del Límite de Cuantificación del Método (LCM); A partir del tercer muestreo el LCM disminuye de 0.021 a 0.018 mg Cd/L debido también al proceso de certificación.

Los valores reportados en el afluente de los sistemas coinciden con las investigaciones de Nájera *et al.*,(2009) que reporta concentración de metales en lixiviados maduros de diferentes rellenos sanitarios de México, para Cd^{2+} se reportaron valores de 0.13 y 0.0014 mg/L para los rellenos sanitarios de Borde Poniente y Mérida respectivamente; Betancourt y Martínez (2012) en Girardot Colombia presentaron valores de Cd^{2+} menores a 0.01 mg/L; las concentraciones máximas de Cd^{2+} encontradas por Flórez y Cotes (2006) fueron de 0.457 mg/L en el municipio de Ibagué en Colombia.

Debido a las limitaciones dadas por el LMC del método en el laboratorio, para esta variable tampoco es posible identificar cual configuración es más eficiente en cuanto a la remoción de este contaminante. Aun así diferentes experiencias a nivel mundial y nacional respaldan el uso de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de aguas contaminadas con Cd, entre ellas la de Kröpfelová *et al.*, (2009), quienes observaron una disminución en la concentración en humedales construidos para Cd de 330 a 100 $\mu\text{g/L}$ (49%), también Khan *et al.*, (2009), reportaron disminuciones de 620 a 190 $\mu\text{g/L}$ (91.9%), y contrastable en las encontradas por Lesage *et al.*, (2007), en dos etapas de monitoreo, en una (500 a 400 $\mu\text{g/L}$, 19%) y la otra (600 a 200 $\mu\text{g/L}$, 70%). En Colombia Cortes, (2014), evaluó el desempeño de 4 humedales subsuperficial de flujo horizontal sembrados con policultivo de las especies nativas tropicales *Gynerium sagittatum-Gs*, *Colocasia esculenta-Ce* y *Heliconia psittacorum-He* para la eliminación de materia orgánica, nutrientes y metales pesados (Cr y Cd). Las eficiencias de eliminación en carga de Cd fueron de 54%, 50%, 27% y 59% para los HC-FSS I al IV.

Todos los resultados obtenidos en los muestreos respecto al Cd cumplen con lo establecido en la resolución 0631 de 2015 del ministerio de ambiente de Colombia donde se establece como el límite máximo permisible en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domesticas de tratamiento y disposición de residuos sólidos una concentración de 0,05 mg Cd/L y el valor máximo obtenido para la concentración de Cd a la salida de los sistemas fue de 0.021 mg/L, mostrando que el 60% de los resultados están 64% por debajo del límite máximo permisible por la normatividad colombiana.

Adicionalmente también nos permitimos realizar un cálculo aproximado del impacto que puede ejercer sobre el rio Cauca el vertimiento del lixiviado, respecto al Cd^{2+} , esto a través de un balance de masas, utilizando datos registrados por CRC (Formulación del POMCA de la cuenca alto rio Cauca 2017) y Serviaseo S.A (Caracterización físico química - lixiviados-agua superficial-agua subterránea relleno sanitario El Ojito 2015), y como concentración de en el vertimiento se usó el valor del LCM a partir del tercer muestreo. El procedimiento se describe a continuación utilizando la misma ecuación de balance de masas anterior (Ecuación 3).

$$Q_1 C_1 + Q_2 C_2 = Q_3 C_3$$

Donde

Q_1 es el caudal del rio Cauca en L/s (POMCA alto río Cauca, 2017)

C_1 La concentración de Cd^{2+} en el rio Cauca antes del vertimiento (SEVIASEO S.A, 2015)

Q_2 es el caudal de lixiviados vertidos al río Cauca (SEVIASEO S.A, 2015)

C_2 es la concentración de Cd^{2+} en el lixiviado vertido

Q_3 es el caudal del río Cauca después del vertimiento = $Q_1 + Q_2$

C_3 la concentración de Cd^{2+} en el río Cauca después del vertimiento

Despejando C_3 obtenemos la concentración de Cd^{2+} en el río Cauca después del vertimiento (Ecuación 4)

$$\frac{Q_1 C_1 + Q_2 C_2}{Q_3} = C_3$$

Reemplazando en la ecuación 7 obtenemos:

$$\frac{21790 \frac{L}{s} * 0.010 \frac{mg}{L} + 0.285 \frac{L}{s} * 0.018 \frac{mg}{L}}{21790.285 \frac{L}{s}} = C_3 = 0.0100001 \frac{mg}{L}$$

,

El cálculo, tampoco demostró influencia significativa en el aumento de la concentración de Cd^{2+} en el río Cauca, descartando el vertimiento como posible fuente altamente contaminante de dicho metal.

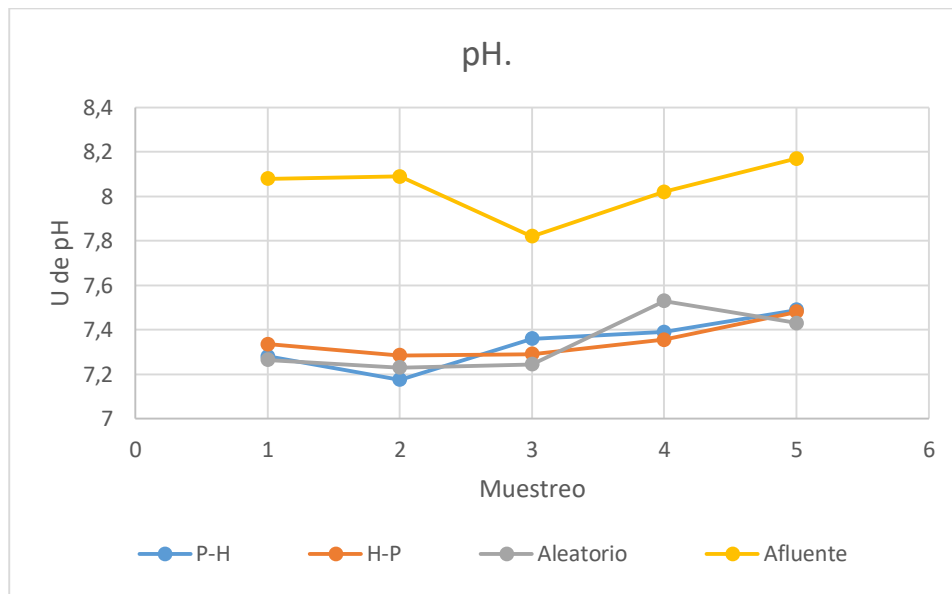
El valor de Cd^{2+} en las aguas del río Cauca se encuentra en el límite aconsejado por la organización de las naciones unidas para la alimentación y agricultura que recomienda un nivel máximo para Cd^{2+} en aguas de riego de 0,01 mg Cd^{2+} /L. (APHA/AWWA, 2005).

6.3 CO-VARIABLES DE CAMPO.

6.3.1 Potencial de hidrogeno (pH).

Los valores de pH obtenidos en el afluente y los efluentes del sistema se muestran en la gráfica 3.

Gráfica 3. Comportamiento del pH para el afluente y efluentes de cada configuración de siembra.



En el afluente el valor medio de pH obtenido fue de $8,04 \pm 0,13$ unidades de pH, valor que concuerda con la edad del vertedero según la tabla 1, donde menciona que en rellenos mayores de 10 años el pH debe ser mayor a 7.5 unidades de pH, y esto se debe a que en rellenos sanitarios maduros, se encuentran o inician la fase metanogénica, donde los ácidos grasos volátiles se transforman en metano y en dióxido de carbono, aumentando el pH y disminuyendo la disponibilidad de metales pesados (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Kurniawan *et al.*, 2006; Renou *et al.*, 2008; Kheradmand *et al.* 2010). Estos valores son similares a los reportados por Torres-Lozada *et al.*, (2014) donde analizaron lixiviados de distintos rellenos sanitarios con diferentes edades, todos ubicados en el departamento del Valle del Cauca en Colombia, y obtuvieron valores de pH en un rango de 8.18-9.58 unidades de pH para lixiviados maduros.

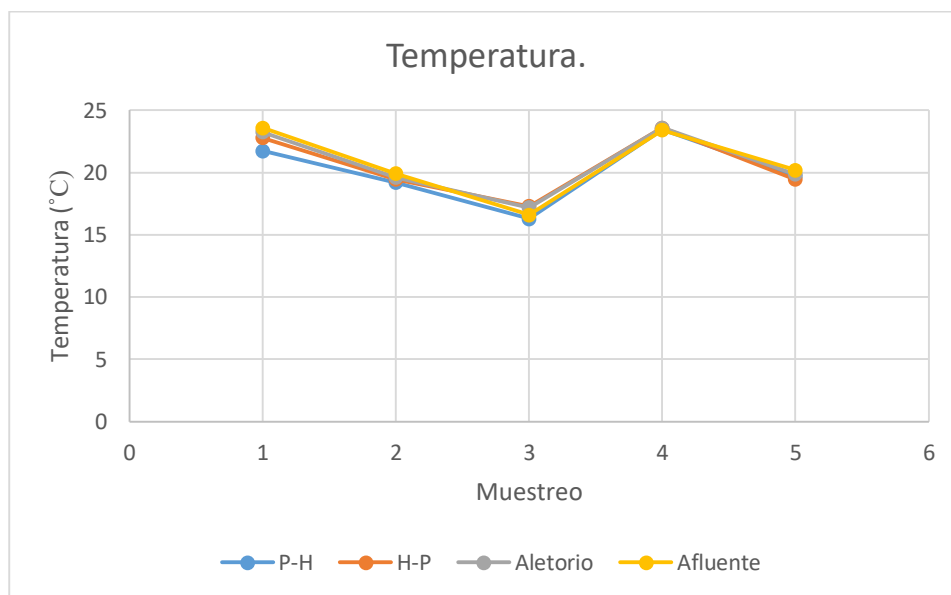
El valor medio en los efluentes de la configuración P-H fue de $7,34 \pm 0,15$ unidades de pH; para la configuración H-P fue de $7,35 \pm 0,12$ unidades de pH; y para la configuración aleatorio $7,34 \pm 0,13$ unidades de pH. Los valores de pH promedio reportados en las tres configuraciones se encuentran en el rango adecuado para el crecimiento bacteriano de 4.0-

9.5 unidades de pH (Metcalf y Eddy, 1991), lo que indica una alta actividad microbiana dentro de las tres configuraciones, favoreciendo los procesos de remoción de contaminantes.

Los valores de los efluentes tuvieron un comportamiento muy estable que puede ser explicado por la capacidad buffer que poseen estos sistemas, la actividad fotosintética de las plantas no permite que el pH disminuya drásticamente y la actividad microbiana se vea afectada, por otra parte, la grava aporta alcalinidad en forma de iones carbonato y/o bicarbonato (Mayes *et al.*, 2009).

6.3.2 Temperatura.

Gráfica 4. Comportamiento de la temperatura para el afluente y efluentes en cada configuración de siembra.

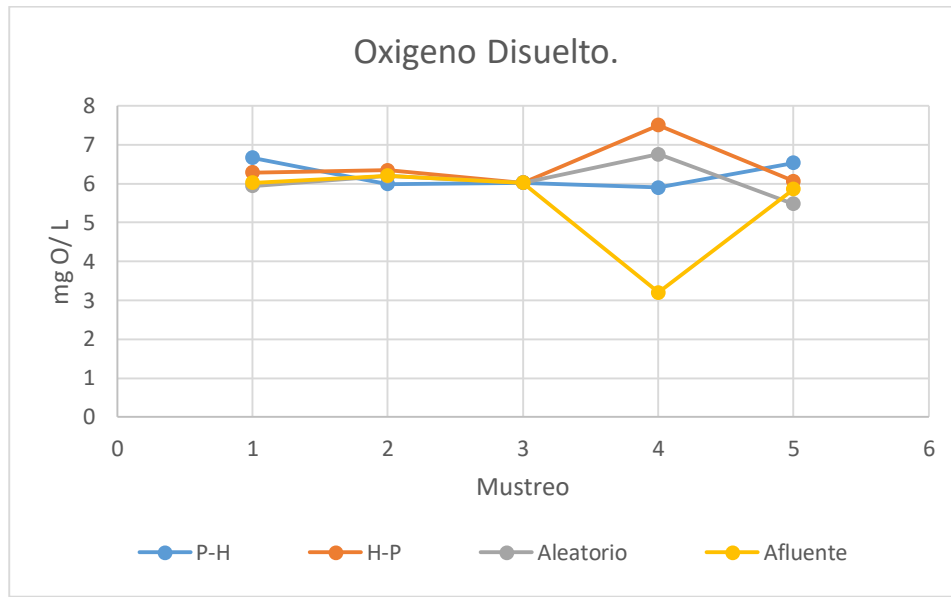


En la gráfica 4 se observa que la temperatura no tiene variaciones significativas entre los sistemas, el valor promedio para el afluente fue de $20,74^{\circ}\text{C} \pm 2,72$, para los efluentes la temperatura fue de $20,08^{\circ}\text{C} \pm 2,58$; $20,52^{\circ}\text{C} \pm 2,49$; $20,70^{\circ}\text{C} \pm 2,55$; para la configuración P-H, H-P Y Aleatoria respectivamente. La temperatura del afluente es ligeramente más alta que las temperaturas de los efluentes evidenciando la inercia térmica de la vegetación (Brix, 1994).

Los valores medios de temperaturas en los efluentes demuestran buenas condiciones para el 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. (Akratos y Tsihrintzis, 2007).

6.3.3 Oxígeno Disuelto.

Gráfica 5. Comportamiento del oxígeno para el afluente y efluentes de cada configuración de siembra.



Como se observa en la gráfica 5 el oxígeno disuelto es mayor en los efluentes de cada una de las configuraciones con respecto al afluente. Los valores promedio para P-H, H-P y aleatorio son de $6,22 \pm 0,35$ mg O/L, $6,44 \pm 0,59$ mg O/L y $6,07 \pm 0,48$ mg O/L respectivamente, mientras que el afluente registra un valor promedio menor de $5,46 \pm 1,27$ mg O/L. Este aumento en el oxígeno disuelto a través de los sistemas, sugiere, que las plantas inciden en la concentración del oxígeno presente en la matriz agua gracias a el proceso de translocación del oxígeno hacia la rizosfera (Vymazal, 2007). Esto podría mejorar la densidad, la actividad y la diversidad microbiana en las regiones de la rizósfera de las plantas de humedales de flujo subsuperficial (Faulwetter *et al.*, 2009), lo que sugiere el establecimiento de microorganismos responsables en la transformación y eliminación de los contaminantes presentes en el lixiviado.

El oxígeno disuelto es un indicador de la contaminación de una fuente hídrica, así pues, bajos valores de oxígeno disuelto indican una alta actividad microbiana que se desarrolla para degradar la materia orgánica presente en el medio acuoso, por otro lado, si los valores de oxígeno disuelto son relativamente altos, apta para flora y fauna (5-7 mgO/L), refleja bajos niveles de materia orgánica, esto último concuerda con las características del lixiviado para un relleno sanitario maduro antes mencionadas en la tabla 1.

7 CONCLUSIONES.

- Según la caracterización a la salida de la laguna de oxidación del lixiviado del relleno sanitario “El Ojito” no se encontraron altas concentraciones de metales pesados Pb^{2+} y Cd^{2+} que pudieran ser conducentes a tratamientos complejos para cumplir con la normatividad colombiana.
- El estudio no permitió determinar la incidencia de la configuración de siembra en la remoción de los metales pesados Pb^{2+} y Cd^{2+} , debido a la baja concentración de estos iones presentes en el lixiviado maduro, sin embargo, experiencias previas demuestran la viabilidad y capacidad para el tratamiento de lixiviados con humedales construidos que contengan estos metales.
- Según cálculos aproximados de las concentraciones de Pb^{2+} y Cd^{2+} aguas abajo del río Cauca, el vertimiento del lixiviado tratado no representa alerta de contaminación para el río, ni afectaciones para su uso en agricultura.
- Las especies de plantas estudiadas mostraron buena respuesta a la exposición de lixiviado, pero la especie *Cyperus haspan* se destacó frente a la *Heliconia psittacorum*, quien demostró mejor adaptación a las condiciones de los sistemas, observándose una mejor aclimatación, resistencia frente al lixiviado y mayor crecimiento.

8 RECOMENDACIONES.

- Para futuros estudios en caminados en el tratamiento de lixiviados, se recomienda tener en cuenta los contaminantes presentes en el lixiviado según la edad del relleno sanitario y los tipos de residuos que reciben.
- Es necesario prolongar el tiempo del estudio, para así analizar el comportamiento de los metales Pb^{2+} y Cd^{2+} respecto al tiempo de funcionamiento en el humedal.
- Se recomienda analizar los demás componentes del humedal (sustrato, plantas) para entender mejor el impacto y los mecanismos de movilidad y remoción que se desarrollan en cada una de estas matrices.
- Se aconseja realizar un estudio detallado de la acumulación de metales en diferentes tejidos de las plantas para tener más certeza de la eficiencia de remoción y movilidad de los contaminantes en las partes de la planta (raíz, tallo, hojas y flor) de cada una de las dos especies de plantas estudiadas.
- Para sistemas a escala real se recomienda tener en cuenta la interacción con otros factores ambientales vía la atmósfera y el suelo, como es el caso de la precipitación, la evapotranspiración y la infiltración.
- Para garantizar una igualdad en la cabeza de presión de las seis unidades, se recomienda conectar entre sí los tanques de distribución.

9 BIBLIOGRAFIA

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE CONTROL. División de Toxicología y Medicina Ambiental. Departamento de Salud y Servicios humanos de los EEUU. Washington (USA): Servicio de Salud Pública, 2011, 269 p. INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. Environmental health criteria: Copper. Geneva (Suiza): World Health Organization, 1998, 104 p.

Agencia para sustancias tóxicas y registro de enfermedades (ATSDR), (2016). Resúmenes de Salud Pública Cadmio (Cadmium), disponible en http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs5.html (visitado el 28 de diciembre del 2016).

Akinbile, C., Yusoff, M., Ahmad Z. (2012). Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by cyperus haspan. *Journalwaste management*, 32, 1387-1393

Akratos, C.S. & Tsihrintzis, V. a. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), pp.173–191.9

APHA. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed., American Public Health Association, Washington,DC.

Arango, A.M. (2007). Biosistema integral de tratamiento de aguas residuales domésticas. Diseño, construcción y evaluación. Tesis de maestría, Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. Universidad de Manizales. Manizales Colombia.

Ascúntar R., D., Toro V., A. F. (2007). Estudio del comportamiento hidrodinámico de humedales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Trabajo de Grado, Ingeniería Sanitaria. Universidad del Valle. Cali Colombia.

Aksu, Z., Sag, Y. and Kutsal, T. (1992). The biosorption of copper (II) by *C. vulgaris* and *Z. ramigera*. *Environmental Technology*, 13, 579-586.

ATSDR. (2007). Priority list of hazards substances. Us. Department of Health and Human Services, disponible <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>.

Aulestia K. (2012), Respuestas fisiológicas de tres especies vegetales nativas sometidas a tratamiento con lixiviado de relleno sanitario.

Aziz, S.Q., Aziz, H.A. Yusoff, M.S., Bashir, M.J.K., Umar, M. 2010. Leachate characterization in semiaerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. *J. Environ. Manag.* 91:2608-2614.

Betancourt R.A, Martínez J.A, (2012), Análisis de aprovechabilidad del lixiviado de un relleno sanitario en una ciudad intermedia en Colombia.

Bialowiec, A. y Wojnowska-Baryla, I. (2008). The landfill leachate evapotranspiration in soilplant system with reed *Phragmites australis*. *International Journal of Environment and Waste Management*, 2, 526-539.

Berry, F. H., Kress, W. Jhon. (1991). *Heliconia, An identification Guide*. Estados Unidos, Smithsonian Institution Press. 334p.

Borrero, J. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Instituto Catalán de Tecnología. Universidad Politécnica de Cataluña. Trabajo final Máster en Ingeniería y Gestión ambiental, Barcelona.

Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in watwe pollution control: Historical Development, Present Status, And Future Perspectives. , pp.209 – 223.

Brisson J, F. Chazarenc, (2009). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte specie selection? *Journal Science of Total Environment*, 407, 3923-3930.

Blaylock MJ, Dushenkov DE, Zakharova S, Gussman O, Kapulnik C, Ensley Y, Raskin BD (1997). Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environmental Science and Technology* 64: 489–496

Bulc, T.G. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26(4), pp.365–374.

Cabeza, A., A. Urtiaga, M. J. Rivero e I. Ortiz (2007). Ammonium Removal from Landfill Leachate by Anodic Oxidation, *Journal of Hazardous Materials*: 144 (3), 715-719.

Cañizares, R. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, San Pedro Zacatenco, México. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 42: 131-143.

Cardenas, A. (2012). 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.

Campos, I. (2000). *Saneamiento Ambiental*. Primera Edición. Editorial Universidad Estatal a Distancia Costa Rica. 133-134.

Chávez M., & Macias C. (2012). El manejo de los residuos sólidos municipales: un enfoque antropológico. El caso de San Luis Potosí, México. *ESTUDIOS SOCIALES* 20 (39), 239-256.

- Clemens, S., (2006). Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88(11), pp.1707–19.
- Collins, B. S., Sharitz, R. R., y Coughlin, D. P. (2005). Elemental composition of native wetland plants in constructed mesocosm treatment wetlands. *Bioresource Technology*, 96(8), 937–948.
- Comte S., Guibaud G., Baudu M. (2008). Biosorption properties of extracellular polymeric substances (EPS) towards Cd, Cu and Pb for different pH values.
- Congeevaram S., Dhanarani S., Park J., Dexilin M., Thamaraiselvi K. (2007). Biosorption of chromium and nickel by heavy metal resistant fungal and bacterial isolates.
- Contreras A., Suárez A., Hermógenes J.(2006). Tratamiento biológico del lixiviado generado en el relleno sanitario "El Guayabal" de la ciudad San José de Cúcuta.
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). 2007. Heliconias: compendio de experiencias investigativas sobre flores y follajes tropicales del Valle del Cauca Colombia. 148p.
- Cortes, S; Madera, P. C; Peña, M; Salamanca, E; Lens, P. (2013). Eliminación de DQO, Nitrógeno (TKN, NH₄⁺, NO₃) Y Cr (Vi) en humedales construidos con policultivos tratando lixiviados de rellenos sanitarios a escala piloto. *Conexao Academia* Revista científica sobre residuos sólidos.
- Cortés, A. (2014). 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.
- Costley S.C., Wallis F.M. (2001). *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 17: 71. <https://doi.org/10.1023/A:1016621508477>.
- Crites, R.(2000). Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Bogotá, Colombia.
- Gadd G., White C., Wilkinson S. (1995). The role of microorganisms in biosorption of toxic metals and radionuclides.
- Delgadillo O., Camacho A., Pérez L., Andrade M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba: Nelson Duran. p. 1-17.
- Delgado L. & Pino, U. (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.

Trabajo de grado. Universidad del Cauca, Facultad ingeniería civil, Programa Ingeniería ambiental. Popayan.

Di Iaconi C., Rossetti S., Lopez A. and Ried A. (2011). Effective treatment of stabilized municipal landfill leachates. *Chemical Engineering Journal*, 168. 1085-1092.

D. T. Clarkson; Marschner H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. second edition. 889pp. London: Academic Press, £29.95 (paperback). , *Annals of Botany*, Volume 78, Issue 4, 1 October 1996, Pages 527–528, <https://doi.org/10.1006/anbo.1996.0155>

Fernández, C, Jiménez, Y. (2015). Evaluación de la conductividad hidráulica en humedales piloto de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario “El Ojito” del municipio de Popayán. Universidad del Cauca.

Fernández, J. (2000). Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación. Coordinada por Jesus Fernández González. Proyecto Life. Cap 6. Disponible en: <https://www.fundacionglobalnature.org/macrophytes/Manual%20sobre%20fitodepuracion.htm>

Flórez Orjuela, Y., Cotes Cuadro, A., (2006). Bioabsorción de metales pesados por *Salvinia natans* de los lixiviados del relleno sanitario Combeima de Ibagué. *Revista Tumbaga*, 1, 89-100

Friis, N, Myers-Keith, P. (1986). Biosorption of uranium and lead by *Streptomyces longwoodensis*. *Biotechnol Bioeng* 28:8–21.

Gadd GM. (2009). Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *J Chem Technol Biotechnol* 84:13–28. doi:10.1002/jctb.1999

Galun, M, Galun E, Siegel, BZ et al. (1987). Removal of metal ions from aqueous solution by *Penicillium* biomass: kinetic and uptake parameters. *Water Air Soil Pollut* 33:359–371.

García, J; Chiva, J; Aguirre, P; Álvarez, E; Sierra, J Y Mujeriego, R. (2004). Hydraulic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. En: *Ecological Engineering*. v. 23, 3. Barcelona: Elsavier, p. 177-187.

García J. y Corzo A. (2008). Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona, España. 99 pp.

García, D., Leal D. (2006) 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.

Ghosh, S. (1992) Final Report: Removal of Heavy Metals from Hazardous Wastes by Protein Complexation for their Ultimate Recovery and Reuse. University of Utah. EPA Grant Number: R825549C018.

Ghosh, M; Singh, S. (2005). review of phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research* 3, (1).

Giraldo. E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Avances recientes. *Revista Manejo Integrado de residuos sólidos urbanos*. Universidad de los Andes. p 44-55

Gómez C, D. X., Segura S., J. (2008). Estudio de humedales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas: aplicación de modelos hidrodinámicos y macrocinéticos. Trabajo de Grado, Ingeniería Química. Universidad del Valle. Cali Colombia.

Gutiérrez M., H. (2009 a). Estimación del balance de nitrógeno en un humedal construido subsuperficial (microcosmos) plantado con *Heliconia psittacorum* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Tesis de maestría, Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle. Cali Colombia.

Gutiérrez L., C. F. (2009 b). Respuesta fisiológica de macrófitas emergentes y su relación con la eficiencia en el tratamiento de agua residual doméstica en humedales construidos. Tesis de maestría, Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle. Cali Colombia.

Hammel, B., Grayum, M., Herrera, C. y Zamora, N. (2003). Manual de plantas de Costa Rica. Missouri Botanical Garden. INBio, Museo Nacional de Costa Rica. Estados Unidos.

Hoorweg, D., & Bhada-Tata, P. (2012). What a waste: a global review of solid waste management. World Bank Urban development series, knowledge papers 15.

International programme on chemical safety. (1998). Environmental health criteria: Copper. Geneva (Suiza): World Health Organization, 104 p.

Jha, A., Singh, S., Singh, G., & Gupta, P. (2011). Sustainable municipal solid waste management in low income group of cities: a review. *Tropical Ecology* 52 (1), 123 – 131.

Karadag, D. *et al.*, (2007). Ammonium removal from Sanitary Landfill Leachate using Natural Gördes Clinoptilolite, *Journal of Hazardous Materials*. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.08.019.

Kheradmand, S., Karimi-Jashni, A., Sartaj, M.. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Manag.* 30:1025-1031.

Kickuth, R., 1977. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions. In: Utilization of Manure by Land Spreading. Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London, UK, pp. 335–343

Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. Crit. Rev. Env. Sci. Tec. 32, 297-336.

Kolb, P. 1998. Design of a constructed wetland (pilot plant) for the reclamation of the river Besós, Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur, Universität für Bodenkultur.

Kurniawan, T.A.; LO, W.H.; Chan, G. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. J. Hazard Mat. 129, 80-100.

Lakzian A, Berenji AR, Karimi E, Razavi S (2008) Adsorption capability of lead, nickel and zinc by exopolysaccharide and dried cell of *Ensifer meliloti*. Asian J Chem 20, 6075–6080.

Lanphear S., Yeoh B., Woolfenden S., Ridley G.F., Livingstone N., (2012). Household interventions for preventing domestic lead exposure in children.

Lara, J. (1999) Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Trabajo final, máster en ingeniería y gestión ambiental, universidad politécnica de cataluña, Barcelona.

Lara, J., & Mosquera, Y. (2012). Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revisión del estado del arte. Rev. Tumbaga 7, 74 – 99.

Leung, W.C., Chua, H., Lo, W. (2001) Biosorption of heavy metals by bacteria isolated from activated sludge. Applied Biochemistry and Biotechnology 93:171-184.

Lloyd, J.R., Macaskie, L.E., (2000). Bioremediation of radionuclidecontaining wastewaters. In: Lovley, D.R. (Ed.), Environmental Microbe –Metal Interactions. Am. Soc. Microbiol, Washington, pp. 277 – 327.

Madera, P. C; Peña S, E; Solarte, S. J. (2013). Efecto de la concentración de metales pesados en la respuesta fisiológica y capacidad de acumulación de metales de tres especies vegetales tropicales empleadas en la fitorremediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. Revista ingeniería y competitividad 16 (2).

Madera, P. C, Peña-Varón M.R, Peña S E.J, Lens J.P.N. (2013). Phytoremediation of landfill leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerium sagittatum* and *Heliconia psittacorum*

in constructed wetlands. *International journal of Phytoremediation*. DOI: 10.1080/15226514.2013.828014

Madera, P. C, Peña S E.J, Sanchez, J.M, Medina, J. (2013). Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: caso heliconia psittacorum (heliconiaceae). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Vol. XXXVII, No. 145. p. 469-481

Maine, M.A., Suné, N., Hadad, H.R., Sanchez, G., Bonetto, C. (2007). Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere*. 68, 1105-1113.

Mæhlum, T. (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 32(3), pp.129–135.

Marchand, L. et al. (2010). Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 158(12), pp.3447–61.

Maron, S. H, Prutton, C. F. (1973). *Fundamentos de Físico-química*. Editorial Limusa-Wiley, S.A. México. 899 p.

Marshall, R., & Farahbakhsh, K. (2013). Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management* 33, 988–1003.

Maza, V. (2006). Cultivo, cosecha y poscosecha de Heliconias y flores tropicales. *Jardín Botánico "Joaquín Antonio Uribe" 1aedi*. Medellín, Colombia. 220pp.

McLaughlin, M. (2005). *Encyclopedia of Soil Science*. Segunda edición. Editorial RattanLal – CRC Press.

Méndez F. Efectos de la exposición ambiental a plomo y cadmio en la ocurrencia de bajo peso al nacer (BPN) y restricción del crecimiento intrauterino (RCIU) en una cohorte de mujeres gestantes de la ciudad de Cali. Cali: Universidad del Valle; 2011.

Mendez, F., Isaza, C., de Plata, C., Peña, M., Benitez, N., & Zarante, I. (2009). Factores ambientales asociados a la ocurrencia de Malformaciones Congénitas en la ciudad de Cali. Informe Técnico Final, Presentado a Colciencias: Programa Nacional de Salud., Facultades de Salud, Ingeniería, y Ciencias Naturales y Exactas., Universidad del Valle, Cali.

Nájera et al. (2009), Caracterización y tratamiento fisicoquímico de lixiviados maduros producidos en el sitio de disposición final de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México., Simposio iberoamericano de ingeniería de residuos

Nivala, J. et al. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *The Science of the total environment*, 380(1-3), pp.19–27.

Noguera, K. M. & Olivero, J. T. (2010): los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso Colombiano. *Acad. Colomb. Cienc.* 34 (132), 347-356.

Papirio S. et al. (2017) Heavy Metal Removal from Wastewaters by Biosorption: Mechanisms and Modeling. In: Rene E., Sahinkaya E., Lewis A., Lens P. (eds) Sustainable Heavy Metal Remediation. *Environmental Chemistry for a Sustainable World*, vol 8. Springer, Cham

Pardo R, Herguedas M, Barrado E, Vega M. (2003). Biosorption of cadmium, copper, lead and zinc by inactive biomass of *Pseudomonas Putida*. *Anal Bioanal Chem* 376:26–32. doi:10.1007/s00216-003-1843-z

Park S., Baker J.O., Himmel M.E., Parilla P.A., Johnson D.K. (2010). Cellulose crystallinity index: measurement techniques and their impact on interpreting cellulase performance. *Biotechnol. Biofuels*.

Peng *et al.*, (2008). Organic Removal by Denitritation and Methanogenesis and Nitrogen Removal by Nitritation from Landfill Leachate, *Water Research*: 42(4-5), 883-892.

Peña, E. J., Rengifo, A. L., Benitez, N. (2011). Detoxification mechanisms of heavy metals by algal-bacteria consortia. Cap. 28, p. 441-452. En: Se-Kwon Kim (Ed.), *Handbook of marine macroalgae: biotechnology and applied phycology*. Wiley-Blackwell. 592p.

Primo, O., Rivero, M., Ortiz, I. (2007). Photo-Fenton Process as an Efficient Alternative to the Treatment of Landfill Leachates, *Journal of Hazardous Materials*.

Rahimi, E. (2013). Lead and cadmium concentrations in goat, cow, sheep, and buffalo milks from different regions of Iran. *Food Chemistry*, p. 389–391.

Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., and Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493.

Ruiz, F. (2017). Uso de humedales construidos subsuperficiales de flujo horizontal sembrados con policultivos de especies nativas para la eliminación de DBO, DQO, NO₃- y metales pesados de lixiviados de relleno sanitario. Anteproyecto 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

Sag, Y., Tatar, B., Kutsal, T. (2003) Biosorption of Pb(II) and Cu(II) by activated sludge in batch and continuous-flow stirred reactors. *Bioresources Technology* 87:27-33.

Sanchez, M. (2010). Contaminación por metales pesados en el botadero de basuras de Moravia en Medellín: transferencia a flora y fauna y evaluación del potencial fitorremediador de especies nativas e introducidas. Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Programa de posgrado. Bogotá

Sandoval, J. J. (2009). Evaluación del desempeño de humedales subsuperficiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas: aplicación de algunos modelos existentes. Tesis de Maestría, Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle. Cali Colombia.

Seidel K. (1965). New methods for groundwater recharge in Krefeld– Part 2: hydrobotanical treatment method, in German. p. 831-833.

Serviaseo Popayán S.A. E.S.P. (2014) Plan de cierre, clausura y post clausura del relleno sanitario “el ojito” del municipio de Popayán.

Sperling, M. y Chernicharo, C. (2003). Biological wastewater treatment in warm climate regions.

SSPD (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios). (2013). Situación de la Disposición Final de Residuos Sólidos en Colombia. Bogotá D.C., Colombia.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1994). Gestión integral de residuos sólidos. Ciudad de México. McGraw-Hill/ Interamericana de España S.A. p.471.

Tsezos M. (2001). Biosorption of metals. The experience accumulated and the outlook for technology development. Hydrometallurgy 59:241–243. doi:10.1016/S0304-386X(99)00056-0

Torres-Lozada, P., Barba-Ho, L.E., Ojeda, C., Martínez, J., Castaño, J. (2014). Influencia de la edad de lixiviados sobre su composición físico-química y su potencial de toxicidad. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 17(1): 245-255.

Uygun, A. Kargi, F. (2004). Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor.

Vargas, R., (2005). Eliminación de metales pesados de aguas subterráneas mediante sistemas de lechos sumergidos: estudio microbiológico de las biopelículas. Tesis doctoral, Universidad de Granada, instituto del agua. Editorial de la Universidad de Granada. ISBN: 84-338-3363-4.

Vergara, S.E., & Tchobanoglous, G. (2012). Municipal solid waste and the environment: a global perspective. (37) 277–309.

Vymazal, J. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Water Science and Technology*, 32, 357-364.

Vymazal J; Brix H; Coope P, F; Green, M, B; Y Haberl R. (1998). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, the Netherlands.

Vymazal J. & Kröpfelová L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *The Science of the total environment*, p 391-22.

Vymazal, J., Masa M. (2003), Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), pp.478-490.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the total environment*, 380(1-3), pp.48-65.

Vymazal, J. (2009). The use of constructed wetlands with horizontal subsurface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35, 117.

Wang J, Chen C. (2006). Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: a review. *Biotechnol Adv* 24:427-451. doi:10.1016/j.biotechadv.2006.03.001

Wasson, S.J., Linak, W.P., Gullett, B.K., King, C.J., Touati, A., Huggins, F.E., Chen, Y., Shah, N. and Huffman, G.P. (2005). Emission of chromium, copper, arsenic and PCDD's/Fs from open burning of CCA-treated wood. *Environmental Science Technology*, 3(5), p. 8865-8876.

Watson, J.; Choate, K. y Steiner, R. (1989). Performance of constructed wetland treatment systems at benton, hardin and pembroke, kentucky during the early vegetation establishment phase. In b. Cooper, f. Y findlater (ed.), *Oxford constructed wetland in water pollution control*, 171-182.

Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J.V. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environ. Chem. Lett.* 4:51-61.

Wittgren, H. B. y Maehlum, T. (1997). Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Water Science and Technology*, 35, 45-53.

Yalcuk, A. & Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, 100, 2521-2526