



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL-AGUA

**ACUMULACIÓN POR Pb Y Cd EN LOS COMPONENTES ECOLÓGICOS
DURANTE EL ARRANQUE DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL PARA MANEJO DE
RESIDUOS**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:
BIÓL. DIANA RODRÍGUEZ BRAVO

TUTOR PRINCIPAL
DRA.ANA ELISA SILVA MARÍNEZ, FACULTAD DE INGENIERÍA, UNAM.

COMITÉ TUTOR:
DRA. MARÍA TERESA ORTA LEDESMA, INSTITUTO DE INGENIERÍA-UNAM
DRA. ALMA C. CHÁVEZ MEJÍA, INSTITUTO DE INGENIERÍA-UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD.MX., FEBRERO DE 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. ENRIQUE CÉSAR VALDEZ
Secretario: DRA. MA. TERESA ORTA LEDESMA
1 er. Vocal: DR. RAFAEL MAGAÑA LÓPEZ
2 do. Vocal: DRA. ALMA C. CHÁVEZ MEJÍA
3 er. Vocal: DRA. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ

Lugar donde se realizó la tesis:

LABORATORIO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL (LISA), Facultad de Ingeniería,
UNAM, Ciudad de México.

TUTOR DE TESIS:

DRA. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ

FIRMA

(Segunda hoja)



Contenido

RESUMEN	10
ABSTRACT.....	12
CAPÍTULO I. PLANTEAMIENTO.....	14
1.1 Introducción	14
1.2 Justificación	15
1.3 Hipótesis	16
1.4 Objetivo general	16
1.5 Objetivos específicos	17
1.6 Alcances y limitaciones	17
1.7 Estructura del trabajo	17
CAPÍTULO 2: MARCO DE REFERENCIA.....	19
2.1. Problemática de metales	19
2.1.1. Antecedentes.....	19
2.1.2. Metales pesados en el suelo.....	24
2.1.3 Bioacumulación	24
2.1.4. Descarga de aguas residuales a nivel internacional y nacional	25
2.1.5 Tratamiento de aguas residual en México.....	27
2.1.6. Tratamiento de metales en aguas residuales.....	29
2.1.7. Descargas de metales pesados en México	31
2.1.8 Riesgo de salud por metales (Pb y Cd).....	31
2.1.9 Propiedades del plomo y del cadmio.....	36
2.1.9.2. Normatividad en México	38
2.2 Humedales artificiales	41
2.2.1. Caracterización general de diferentes tipos de humedales.....	42
2.2.2 Mecanismos depurativos de contaminantes.....	56
2.2.3 Uso de especies vegetales para la remoción de metales	64
CAPÍTULO 3: Metodología.....	77
3.1 Humedal piloto.....	78
3.1.1 Sitio de proyecto.....	78
3.1.2 Criterios de diseño de humedal piloto y materiales	84
3.1.3 Construcción	85
3.1.3.1 Contenedores y tubería	85
3.1.3.2 Determinación de parámetros de materiales de empaque.....	89
3.1.4 Operación	98
Aclimatación biológica.....	102
3.2 Acumulación de metales	107



3.2.1	Adición de metales (Pb y Cd)	107
3.2.2	Análisis de Laboratorio	108
3.2.3	Balance de masa	111
3.2.4	Disposición final	112
3.3	Diseño experimental	112
3.3.1	Prueba de hipótesis	112
3.3.2	Análisis estadístico	113
	<i>CAPÍTULO 4: Análisis de resultados</i>	<i>114</i>
4.1	Habilitación de la PTAR-CBR-DICyG	114
4.1.2	Evaluación de parámetros de calidad de agua	116
4.2	Acumulación de metales	126
4.2.1	Análisis previo	126
4.2.2	Análisis de metales durante la operación	127
4.3	Balance de masa	137
4.3.1	Calidad de agua	137
4.3.2	Metales	139
4.4.1	Prueba de hipótesis	153
	<i>CAPITULO 5: Conclusiones y recomendaciones.</i>	<i>155</i>
5.1	Conclusiones.....	155
5.2	Recomendaciones	157
	<i>ANEXO I: Técnicas de caracterización física y fisicoquímica de los materiales empleados.....</i>	<i>159</i>
	<i>ANEXO II Preparación de muestras del componente vegetal y lodos para detección de metales.....</i>	<i>162</i>
	<i>ANEXO III. Resumen del análisis estadístico.....</i>	<i>164</i>
	<i>REFERENCIAS.....</i>	<i>181</i>
	<i>AGRADECIMIENTOS.....</i>	<i>197</i>

Figura 2. 1. Ejemplos de fuentes de exposición a plomo	22
Figura 2. 2. Vías de contaminación de metales pesados al suelo	24
Figura 2. 3. Ejemplo de acumulación de Cd en una cadena trófica	25
Figura 2. 4 Número de plantas de tratamiento por proceso	29
Figura 2. 5 Esquema de HA subsuperficial de flujo horizontal.....	42
Figura 2. 6 Clasificación de HA	43
Figura 2. 7 Influencia del pH sobre la adsorción de algunos metales a diferentes pH,	48
Figura 2. 8 Arreglo de humedales de acuerdo con el flujo y ordenamiento de material de empaque	49
Figura 2. 9 Formas de vida de la vegetación en HA	52
Figura 2. 10 Hidrófitas en HA a) <i>Cyperus papyrus</i> b) <i>Callitriche</i> sp. c) <i>Potamogeton</i> sp. d) <i>Eichornia crassipes</i>	53
Figura 2. 11 a)-e) Mecanismos depurativos de metales pesados en los HA.....	57
Figura 2.12 Captación de partículas de metales pesados por estructuras vegetales.	58
Figura 2. 13 Corte longitudinal del 1) xilema y 2) floema	59
Figura 2. 14 a y b. Captación foliar, radicular y transporte en el tallo de los metales pesados.....	61
Figura 2. 15 Mecanismo celular de los metales pesados en la célula vegetal.	63
Figura 2. 16 a) HA en zona rural de México, b) Ecoducto, Río de la Piedad, CdMx	67
Figura 2. 17 a) Cestería con tule, b)techo de carrizo y c) flores de ornato.	69
Figura 2. 21 Componentes del balance de energía en un HA	76
Figura 3. 1 Resumen de la metodología del proyecto de investigación	77
Figura 3. 2 Ubicación del proyecto en Ciudad Universitaria, UNAM, Ciudad de México	79
Figura 3. 3 a) Vista lateral de la PTAR CBR DICyG, b) Vista desde el Circuito Exterior	80
Figura 3. 4 Climograma, temperatura media mensual y precipitación.....	81
Figura 3. 5 Bomba RXm 2/20 VORTEX instalada en cárcamo	82
Figura 3. 6 Cambio de válvulas y mantenimiento de PTAR-CBR-DICyG	83
Figura 3. 7 a) Adecuación tubería b) Ajuste y colocación en base de tanque vacío	83
Figura 3. 8 a) Perforación de cajas, b) corte y ajuste de tapas de cajas.....	86
Figura 3. 9 Unidad secuencial con dimensiones en perspectiva.....	87
Figura 3. 10 Unidad secuencial con dimensiones en perspectiva en corte lateral	87
Figura 3. 11 Conjunto de unidades secuenciales denominado “sistema”	88
Figura 3. 12 Ubicación y denominación del componente vegetal en el sistema	88
Figura 3. 13 Material de empaque a) tezontle, b) andesita y c) tezontle	89
Figura 3. 14 a) Prueba de densidad, b) material de empaque en permeámetro	89
Figura 3. 15 a) Tamizado de grava, b) lavado de grava durante el riego del jardín	90
Figura 3. 16 a) Empaque horizontal del estrato de tezontle, b) empaque de andesita	91
Figura 3. 17 <i>Arundo donax</i>	91
Figura 3. 18 <i>Arundo donax</i> L.: A. rizoma; B. culmo e inflorescencia; C. espiguilla; D. flósculo	93
Figura 3. 19 Sitio de colecta de material vegetal	94



Figura 3. 20 Sitio de colecta de elementos vegetales	95
Figura 3. 21 Resumen de las fases del componente vegetal	96
Figura 3. 22 Colecta de lodo de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella	96
Figura 3. 23 a) Colocación de reja, techo y malla sombra, b) lecho de cal	97
Figura 3. 24 Tren de tratamiento de la PTAR-CBR-DICyG con el HA	99
Figura 3. 25 Vista en planta de las unidades de la PTAR-CBR-DICyG y ubicación del HA	100
Figura 3. 26 Plano de perfil de la PTAR-CBR-DICyG y HA	101
Figura 3. 27 a) Vista de perfil de tren de tratamiento completo b) HA	102
Figura 3. 28 Recipiente de distribución de agua pretratada.....	103
Figura 3. 29 Cambio de cubierta deteriorada por el agua y sol	103
Figura 3. 30 Sitios de muestreo para el componente agua	104
Figura 3. 31 a) Preparación de muestras de DBO, b) Incubación a 20°C durante 5 días	106
Figura 3. 32 Perfil del sistema de adición de solución de metales.....	107
Figura 3. 33 Procedimiento de análisis de metales.....	108
Figura 3. 34 a) muestras aclaradas, b) filtración con bomba de vacío.....	110
Figura 3. 35 Etiquetado de muestras para su refrigeración.....	110
Figura 3. 36 Equipo de espectrometría de absorción atómica del LISA.....	111
Figura 4. 1 Conductividad eléctrica con respecto a la distancia y tiempo	118
Figura 4. 2 Turbiedad (UTN) con respecto a la distancia y tiempo	119
Figura 4. 3 Sólidos suspendidos totales en con respecto a la distancia y el tiempo.....	121
Figura 4. 4 Sólidos disueltos totales con respecto a la distancia y el tiempo	122
Figura 4. 5 Sólidos totales con respecto a la distancia y al tiempo.....	123
Figura 4. 6 DBO ₅ respecto a la distancia y al tiempo.....	124
Figura 4. 7 DQO respecto a la distancia y al tiempo	125
Figura 4. 8 Comparación de Pb y Cd con respecto a la NOM-127-SSA1-1994.....	130
Figura 4. 9 Altura del componente vegetal respecto a la distancia y al tiempo	132
Figura 4. 10 Número de tallos respecto a la distancia y al tiempo	133
Figura 4. 11 Número de hojas respecto a la distancia y al tiempo	134
Figura 4. 12 Vista de general de HA en la etapa previa a la adición de metales.....	134
Figura 4. 13 Vista de HA después de la adición de metales	135
Figura 4. 14 Vista del componente vegetal en las unidades secuenciales.....	135
Figura 4. 15 Tendencia de la acumulación de turbiedad con respecto al tiempo	144
Figura 4. 16 Tendencia de la acumulación de sólidos suspendidos totales en el tiempo.....	145
Figura 4. 17 Tendencia de la acumulación de conductividad eléctrica en el tiempo	146
Figura 4. 18 Tendencia de la acumulación de sólidos suspendidos totales en el tiempo.....	146
Figura 4. 19 Tendencia de la acumulación de sólidos totales con respecto en el tiempo.....	147
Figura 4. 20 Tendencia de la acumulación de DBO ₅ con respecto al tiempo.....	148
Figura 4. 21 Tendencia de la acumulación de DQO con respecto al tiempo	149
Figura 4. 22 Tendencia de la acumulación de Pb y Cd respecto al tiempo	150
Figura 4. 23 Acumulación de Pb con respecto al tiempo y componentes	151

Figura 4. 24 Acumulación de Cd con respecto al tiempo y componentes 151

Tabla 2. 1. Elementos y oligoelementos presentes en el cuerpo humano	19
Tabla 2. 2. Casos de intoxicación a nivel global por exposición a metales pesados	20
Tabla 2. 3. Metales asociados a procesos industriales y contaminación que genera	23
Tabla 2. 4 Puntos de descarga de aguas residuales sin tratamiento por tipo de receptor.....	26
Tabla 2. 5 Principales parámetros removidos en la etapa de tratamiento correspondiente	27
Tabla 2. 6 Técnicas de remoción de Pb y Cd y parámetros.....	30
Tabla 2. 7 Concentraciones de Cd y Pb de diferentes descargas industriales	31
Tabla 2. 8 Vías de ingesta de Pb y Cd en humanos	36
Tabla 2. 9 Propiedades de los metales de interés: Pb y Cd.....	37
Tabla 2. 10 Normatividad mexicana que incluye Pb y Cd.	39
Tabla 2. 11 Comparación de sistemas de HA de acuerdo al tipo de flujo.....	44
Tabla 2. 12 Parámetros de diseño típicos para HA de flujo subsuperficial.....	45
Tabla 2. 13 Intervalo de valores recomendados de la calidad de influente	46
Tabla 2. 14 Tamaño de diámetro del tezontle respecto a la profundidad.....	50
Tabla 2. 15 Tipo de organismo de acuerdo con su fuente de energía y carbono	54
Tabla 2. 16 Microorganismos usados para biosorción de plomo y cadmio	55
Tabla 2. 17 Principales mecanismos depurativos en HA.....	56
Tabla 2. 18 Especies vegetales representativas por factor de transporte de metales.	65
Tabla 2. 19 Acumulación de Pb y Cd en el componente vegetal	66
Tabla 2. 20 Remoción de parámetros de contaminación en HA.....	74
Tabla 3. 1 Dimensiones de cada unidad secuencial	84
Tabla 3. 2 Resultados de pruebas del material de empaque.....	90
Tabla 3. 3 Puntos de muestreo respecto al componente y sección de distancia	104
Tabla 3. 4 Métodos de prueba para la calidad de agua	105
Tabla 3. 5 Etapas para el análisis de Pb y Cd en los meses de análisis del ensayo	108
Tabla 3. 6 Métodos para la adecuación de muestras de metales.....	109
Tabla 4. 1 Composición típica de agua residual doméstica cruda	114
Tabla 4. 2 Composición de agua de la PTAR-CBR-DICyG en los años de operación.....	116
Tabla 4. 3 Presencia de cadmio en el análisis previo	126
Tabla 4. 4 Presencia de plomo en el análisis previo.....	127
Tabla 4. 5 Presencia de cadmio en el análisis durante la adición	128
Tabla 4. 6 Presencia de plomo en el análisis durante la adición.....	129
Tabla 4. 7 Acumulación de turbiedad (unidad: UTN) en el HA conforme a la distancia	137
Tabla 4. 8 Acumulación de SST (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia	137
Tabla 4. 9 Acumulación de conductividad eléctrica (unidad: mS/s) en el HA conforme a la distancia	138



Tabla 4. 10 Acumulación de SSD (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia	138
Tabla 4. 11 Acumulación de ST (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia.....	138
Tabla 4. 12 Acumulación de DBO ₅ (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia	139
Tabla 4. 13 Acumulación de DQO (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia.....	139
Tabla 4. 14 Resumen de distribución y acumulación Cd y Pb en el sistema.....	140
Tabla 4. 15 Acumulación de Cd y Pb en agua conforme a la distancia	142
Tabla 4. 16 Acumulación de Cd y Pb en lodos conforme a la distancia	142
Tabla 4. 17 Acumulación de Cd y Pb en estructuras inferiores del componente vegetal conforme a distancia	142
Tabla 4. 18 Acumulación de Cd y Pb en estructuras superiores del componente vegetal conforme a la distancia.....	143
Tabla 4. 19 Porcentaje de acumulación respecto a las semanas de adición	149

ANEXO III

Tabla III. 1 Comparación de la temperatura respecto a la distancia y tiempo	164
Tabla III. 2 Comparación de la temperatura del influente con respecto al efluente	164
Tabla III. 3 Comparación de la temperatura en temporada de lluvias y seca.....	165
Tabla III. 4 Comparación del pH del influente con respecto al efluente.....	165
Tabla III. 5 Comparación del pH del influente con respecto a la unidad 121-180 cm	166
Tabla III. 6 Comparación de la conductividad eléctrica respecto a la distancia.....	166
Tabla III. 7 Comparación de la turbiedad respecto a la distancia	167
Tabla III. 8 Comparación de sólidos suspendidos totales respecto a la distancia.....	167
Tabla III. 9 Comparación de sólidos disueltos totales respecto a la distancia	168
Tabla III. 10 Comparación de sólidos disueltos totales respecto al tiempo.....	168
Tabla III. 11 Comparación de sólidos totales respecto a la distancia.....	169
Tabla III. 12 Comparación de DBO ₅ del influente y la unidad secuencial 121-180 cm.....	169
Tabla III. 13 Comparación de DBO ₅ respecto de a los meses de operación.....	170
Tabla III. 14 Comparación de DQO respecto a las unidades secuenciales.....	170
Tabla III. 15 Comparación de cadmio en la distancia con respecto a la normatividad	171
Tabla III. 16 Comparación de plomo en la distancia con respecto a la normatividad	171
Tabla III. 17 Comparación de altura total del componente vegetal en la distancia.....	172
Tabla III. 18 Comparación de altura total del componente vegetal respecto al tiempo	172
Tabla III. 19 Comparación del número de tallos en la distancia	173
Tabla III. 20 Comparación de tallos de las distancias 61-120 cm vs 181-240 cm.....	173
Tabla III. 21 Comparación del número de tallos respecto al tiempo	174
Tabla III. 22 Comparación del número de hojas en la distancia.....	174
Tabla III. 23 Comparación de hojas en las distancias 61-120 cm vs 181-240 cm.....	175
Tabla III. 24 Comparación del número de hojas respecto al tiempo	175
Tabla III. 25 Acumulación de metales respecto a la distancia.....	176
Tabla III. 26 Comparación de Cd en estructuras inferiores y superiores	176

Tabla III. 27 Comparación de Pb en estructuras vegetales inferiores y superiores	177
Tabla III. 28 Comparación de la adición de Pb y Cd	177
Tabla III. 29 Diferencia de porcentaje de acumulación en el tiempo de detección.....	178
Tabla III. 30 Diferencia de la acumulación de plomo en las semanas de adición	178
Tabla III. 31 Comparación de la acumulación de Pb en los componentes detectados con respecto al tiempo	179
Tabla III. 32 Diferencia de la acumulación de cadmio en las semanas de adición.....	179
Tabla III. 33 Comparación de la acumulación de Cd en los componentes detectados con respecto al tiempo	180



RESUMEN

Los metales pesados además de encontrarse en la naturaleza y como parte de los elementos esenciales, algunos como Cd, Hg y Pb, no están asociados a las vías metabólicas, son persistentes y acumulables, por lo que al incorporarse a las cadenas tróficas generan daños ambientales y a la salud; además su presencia está relacionada con las actividades humanas en aumento, como en las descargas de aguas residuales sin tratamiento, por lo que en la búsqueda de alternativas para la remoción de estos y otros contaminantes, están los Humedales Artificiales, que persisten ante las condiciones climáticas y remueven mediante mecanismos del componente vegetal y microorganismos

En este trabajo de investigación se realizó el diseño y construcción de un humedal piloto para el tratamiento de agua residual con particular seguimiento a la remoción de metales pesados (Pb y Cd) partiendo de una concentración que simula una descarga industrial similar a la presente en los ríos Atoyac y Alseseca, Puebla, México (Cd: 0.110 mg/L y Pb: 0.465 mg/L), que fue adicionada de manera artificial, para asegurar las condiciones de entrada al sistema, y así lograr un mejor seguimiento del organismo en cuanto a su acumulación y a su manejo posterior empleando como parámetro la acumulación de los metales en cuestión en las partes superiores o inferiores del componente vegetal.

Para su diseño, construcción y suministro de agua pretratada, se rehabilitó la planta piloto de tratamiento de contactor biológico rotatorio del edificio de oficinas de la DICyG de la Facultad de Ingeniería, UNAM (PTAR-CBR-DICyG). El humedal construido planteado fue de por flujo subsuperficial con alimentación horizontal que para contenerlo se utilizaron cuatro cajas plásticas ajustadas al material de empaque (tres estratos horizontales de tezontle de $\frac{1}{4}$ " , andesita $\frac{1}{2}$ " y tezontle de $\frac{3}{4}$ " -1", con espesor de 10, 10 y 6 cm, para cada una de ellos), y con los acrílicos de difusión tuvieron un área de: 0.60 x 0.40 x 0.26 m., denominando así a cada elemento como "unidad secuencial", las cuales en conjunto de acuerdo a la distancia recorrida en el sistema correspondieron a 0-60 cm para la primera, y de manera sucesiva 61-120 cm, 121-180 cm y 181-240 cm de manera subsecuente para el resto de ellas. El conjunto de las cuatro unidades se denominó "sistema" en el presente estudio, el cual presentó una relación de tamaño de 6:1 en total. De manera adicional dentro de cada unidad secuencial se sembró seis elementos del componente vegetal de la especie *Arundo donax* unificadas a un tamaño de 15 a 20 cm, con un tallo y con un promedio de seis a ocho hojas, empleando como condición de operación continua un gasto 6 L/d.

Para evaluar el funcionamiento del humedal se llevaron a cabo pruebas de calidad de agua de manera semanal a partir del 1 de julio de 2019 durante 20 semanas, se midieron los siguientes parámetros: conductividad eléctrica, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y demanda química de oxígeno (DQO), pH, sólidos disueltos totales (SDT), sólidos



suspendidos totales (SST), sólidos totales, temperatura, y turbiedad. Para conocer el efecto de la acumulación de los metales, las concentraciones simuladas se adicionaron durante las últimas cinco semanas, por lo que se realizó un análisis previo y durante la adición en: agua, lodos y estructuras de componente vegetal: raíz, tallo y hojas inferiores y superiores y se detectaron el Pb y Cd mediante el análisis de espectrofotometría de absorción atómica, también se evaluaron las características físicas del componente vegetal como: altura total, número de tallos y de hojas. Dicho análisis se efectuó en función de la distancia y el tiempo de duración del ensayo.

Los resultados presentaron un pH neutro básico, además, remociones de materia orgánica medida como DBO₅ 42%, de DQO de 50%, sólidos totales de 75%, de los cuales los SST de 26 % relacionados con la turbiedad que tuvo remoción de 91%, de SDT de 13% en relación con la conductividad eléctrica de 12.5%, para la remoción de los componentes excepto los de SDT y conductividad eléctrica la remoción más significativa fue en la distancia 4:1 y de estos exceptuados en la de 6:1 que fungió como tratamiento terciario, para el caso de los metales la mayor acumulación fue antes de la 3:1. Por lo que se concluye que el sistema funcionó en la remoción de los contaminantes analizados y de acuerdo al diseño se logró una acumulación del 7.07% de Cd y 0.035% de Pb, donde el primero se acumuló en la siguiente relación: lodos>componente vegetal (raíz> hoja inferior)>agua>tallo inferior y para plomo: agua> hoja inferior, además si existió una remoción en función de la distancia y las estructuras de la porción inferior de los elementos del componente vegetal fueron diferentes significativamente que los de la superior, tal como lo refleja el estudio estadístico realizado, además los resultados con respecto al funcionamiento en el tiempo mostraron que será necesario presentar condiciones constantes para determinar la relación de los parámetros en la remoción de metales. La determinación de un reúso requiere continuar con la experimentación para el análisis de la biopelícula del material de empaque, así como el efecto de acumulación en todo el componente vegetal en un tiempo mayor a las 14 adiciones cada 48 h, con el objetivo de promover una legislación más estricta debido al grado de toxicidad que representan estos metales a cualquier concentración.

ABSTRACT

Heavy metals, to being found in nature and as part of the essential elements, some such as Cd, Hg and Pb, are not associated with metabolic pathways, they are persistent and accumulative, so when they are incorporated into trophic chains they generate environmental damage and to health; Furthermore, their presence is related to increasing human activities, such as untreated wastewater discharges, so in the search for alternatives for the removal of these and other pollutants, there are Wetlands, which persist in the face of climatic conditions. and remove through mechanisms of the vegetable component and microorganisms.

In this research, the design and construction of a pilot wetland for wastewater treatment was carried out with particular monitoring of the removal of heavy metals (Pb and Cd), starting from a concentration that simulates an industrial discharge similar to that present in the Atoyac and Alseseca Rivers, Puebla, Mexico (Cd: 0.110 mg / L and Pb: 0.465 mg / L), which was added artificially, to ensure the conditions of entry to the system, and thus achieve a better monitoring of the organism in terms of its accumulation and its subsequent management using as a parameter the accumulation of the metals in question in the upper or lower parts of the vegetable component.

For its design, construction and supply of pretreated water, the rotating biological contactor treatment pilot plant of the office building of the DICyG of the Faculty of Engineering, UNAM (PTAR-CBR-DICyG) was rehabilitated. The constructed wetland proposed was by subsurface flow with horizontal feeding. Four plastic boxes adjusted to the packing material were used to contain it (three horizontal strata of ¼ " tezontle, ½ " andesite and 6 / 4-1 " tezontle. , with a thickness of 10, 10 and 6 cm, for each one of them), and with diffusion acrylics they had an area of: 0.60 x 0.40 x 0.26 m., thus calling each element a "sequential unit", which altogether, according to the distance traveled in the system, they corresponded to 0-60 cm for the first, and successively 61-120 cm, 121-180 cm and 181-240 cm subsequently for the rest of them. The set of the four units was called "system" in the present study, which presented a size ratio of 6: 1 in total. Additionally, within each unit, six elements of the vegetable component of the *Arundo donax* were planted unified at a size of 15 to 20 cm, with a stem and an average of six to eight leaves, using as a condition of continuous operation a hydraulic flow of 6 L / d.

To evaluate the functioning of the wetland, water quality tests were carried out weekly starting on July 1, 2019 for 20 weeks, the following parameters were measured: electrical conductivity, biochemical oxygen demand (BOD5) and chemical demand of oxygen (COD), pH, total dissolved solids (TDS), total suspended solids (TOS), total solids, temperature, and turbidity. To know the effect of the accumulation of metals, the simulated concentrations

were added during the last five weeks, for which a previous and during at the addition in: water, sludge and structures of plant component: root, stem and lower and upper leaves, and Pb and Cd were detected by atomic absorption spectrophotometry analysis, the physical characteristics of the plant component were also evaluated, such as: total height, number of stems and leaves. This analysis was carried out as a function of the distance and the duration of the test.

The results presented a basic neutral pH, in addition, removals of organic matter measured as BOD5 42%, COD of 50%, total solids of 75%, of which the TSS of 26% related to turbidity that had removal of 91% , of SDT of 13% in relation to the electrical conductivity of 12.5%, for the removal of the components except those of SDT and electrical conductivity the most significant removal was in the 4: 1 distance and of these excepted in the 6: 1 distance which served as a tertiary treatment, in the case of metals the highest accumulation was before 3: 1. Therefore, it is concluded that the system worked in the removal of the pollutants analyzed and according to the design, an accumulation of 7.07% of Cd and 0.035% of Pb, where the first accumulated in the following relationship: sludge> vegetable component (root> lower leaf)> water> lower stem and for lead: water> lower leaf, in addition if there was a removal as a function of distance and the structures of the lower portion of the elements of the plant component were significantly different than those of the upper , as reflected in the statistical study. Also, the results with respect to the operation time showed that it will be necessary to present constant conditions to determine the relationship of the parameters in the removal of metals. However, the determination of a reuse requires continuing with the experimentation for the analysis of the biofilm of the packaging material, as well as the effect of accumulation in the whole plant component in a time greater than 14 additions every 48 h, with the objective to promote stricter legislation due to the degree of toxicity that these metals represent at any concentration.



CAPÍTULO I. PLANTEAMIENTO

1.1 Introducción

Los metales pesados provenientes de minerales, rocas o emisiones volcánicas en general son necesarios para el desarrollo de los seres vivos. De hecho, algunos elementos son micronutrientes o participan en funciones catalíticas, pero siempre deben presentarse en niveles traza, ya que si se encuentran en concentraciones superiores representan un problema de contaminación, siendo así perjudiciales para el medio ambiente y ser humano (Del Olmo, 2017).

Cuando los drenes que funcionan como receptores de descargas de comunidades rurales y urbanas, descargas industriales, de agricultura o minería, que desembocan en bahías, manglares, esteros, ríos, contienen componentes tóxicos que se incorporan finalmente a vegetales, animales y alimentos, alteran la cadena trófica. Ello provoca riesgos potenciales en la naturaleza que originan serios problemas en la salud humana y animal (García *et al.*, 2011; Waisberg *et al.*, 2013). Las concentraciones de metales se relacionan con las zonas donde existe un aumento de las actividades humanas que utilizan estas áreas como vertederos en ecosistemas, lo cual agrava el problema, por lo que el estudio de los mecanismos de acumulación de los metales pesados en las cadenas tróficas cada día tiene más importancia (Irvine *et al.*, 2009). En términos ambientales, el plomo (Pb) y el cadmio (Cd) se encuentran entre los metales pesados más perjudiciales, por no estar asociados a rutas metabólicas dentro del organismo. (Baird, 2002 *in* Guerra *et al.*, 2012; Rodríguez, 2017), y con ello es posible visualizar la problemática a la cual ello se asocia.

Los procesos como la precipitación química, intercambio iónico, adsorción en carbón activado, separación de membrana (como ósmosis inversa y electrodiálisis) han sido aplicados para separar los metales pesados de las aguas naturales contaminadas, siendo ellos muy costosos. Otros métodos eficientes para remover los metales presentes en las aguas residuales son la adsorción sobre la materia orgánica, absorción en microorganismos para retener los iones de metal (Rebollo, 2012) y la fitorremediación, que utiliza un componente vegetal para extraer y acumular metales del suelo o de medios acuáticos. De hecho, ello puede ocurrir en los humedales artificiales, que son una opción prometedora y eficiente para el tratamiento de diversos contaminantes, no obstante, se ha identificado que los metales pesados quedan absorbidos dentro del sistema, por lo cual es de importancia su estudio debido, su naturaleza persistente y acumulable e inclusive su posible impacto dentro de las cadenas tróficas (Lara, 1999; Queirolo *et al.*, 2000).

En la operación y mantenimiento de los humedales se suele descuidar el retiro de las hojas y tallos que se desprenden, las cuales sumergirse o degradarse dentro del sistema, o bien

en su zona limítrofe, e inclusive algunas de ellas son consumidas por la fauna asociada al lugar, convirtiéndose en un potencial medio que promueve el crecimiento de bacterias y otros organismos indeseados (Lara, 1999), agotando con ello el oxígeno disuelto en su descomposición, y en otras ocasiones impactando de manera negativa al proceso. Con el objeto de contrarrestar dichas prácticas, el manejo de los restos vegetales puede reusarse de diversas maneras, tal como: en manufactura de artesanías, construcción, con fines medicinales, la alimentación de ganado y de peces, o también producción de composta. Dado que ello implica un contacto directo con el humano, es necesario considerar el riesgo que ello representa, tanto indirecto, como directo de su incorporación a la cadena trófica. Ello puede ocurrir principalmente en tres vías, por el agua, por el componente vegetal e inclusive por los lodos, por lo cual ninguno de ellos debe ser desvinculado, asumiendo con ello su evaluación y riesgo de su manejo y disposición (CONAGUA, 2016). No obstante, a pesar de que la normatividad es muy precisa, la realidad prevalente en materia de usos y costumbres de los elementos que pueden ser “sumideros” dista mucho de acatarla. Es por ello por lo que es indispensable conocer de manera precisa el comportamiento de sustancias nocivas dentro de cada uno de los componentes, para posteriormente identificar el riesgo potencial que implica para la población.

1.2 Justificación

El efluente de los humedales artificiales ha resultado eficiente para proporcionar una disminución en la DBO₅, macronutrientes (fósforo, potasio y nitrógeno), en microorganismos patógenos (Rico y Rivas, 1992), así como para otros contaminantes, tal como farmacéuticos, plaguicidas y metales pesados (Lara, 1999), entre otros. Lo anterior lo perfila como un sistema con potencial utilidad para regular la carga contaminante con diversas aplicaciones, que aunada a la sencillez y baja inversión en comparación con otros sistemas similares lo dotan de una amplia versatilidad de aplicaciones. Si bien, algunos elementos contaminantes, tal como los metales son retirados del agua, éstos son transferidos al componente vegetal, donde ellos eventualmente no pueden ser degradados, sino solo son disueltos por agentes físicos y/o químicos y así ser lixiviados (García *et al.*, 2011; Londoño *et al.*, 2016; Del Olmo, 2017).

Pulido (2017), efectúa un análisis de agua residual industrial con contenido de metales pesados y patógenos, en el cual compara agua residual sin tratamiento y otra no tratada adecuadamente para la depuración de contaminantes disueltos, en dicho estudio concluye que cuando se utilizan este tipo de agua por periodos extendidos (de décadas) es posible presentar acumulación de metales pesados en los suelos. Su movilidad los orienta hacia las partes comestibles del componente vegetal (tal como los frutos o las hojas), uniéndose así a macromoléculas en los seres vivos e incorporándose con ello en las cadenas tróficas



(Segura, 2014). Lo anterior implica así un deterioro en los ecosistemas al originar la pérdida en su calidad, con un impacto en la flora y fauna silvestre (Bojórquez y Amaro, 2003). En particular los metales pesados más perjudiciales son aquellos que no están asociados a rutas metabólicas dentro del organismo (Rodríguez, 2017), tal como el plomo y el cadmio, donde el uso de plantas forrajeras con dicho contenido conlleva al eventual riesgo de acumularse en los animales que la consumen, y con ello posteriormente al consumirlos ocurre su transferencia a los humanos.

Por ello, en el caso de los humedales artificiales, la disposición de los residuos que puedan implicar acumulación después de ser utilizados dentro del sistema es de gran importancia. De hecho, Carrión *et al.*, (2012), propone que el componente vegetal después de un tiempo debe separarse adecuadamente para no trasladar de una manera significativa el problema de contaminación por metales a otro lugar, sugiriendo para ello su incineración, o bien como mejorador de suelos controlado, no sin antes haber evaluado primero su aportación de metales a otra matriz.

1.3 Hipótesis

El presente trabajo tiene como hipótesis que en los restos vegetales (como *Arundo donax*) de un humedal alimentado con aguas residuales contaminadas con metales pesados, (plomo y cadmio), debido a su alto peso específico quedarán retenidos en mayor proporción en las partes inferiores (hojas y tallos inferiores y raíces), mientras que en las altas (hojas y tallos superiores) se encontrarán en concentraciones menores a las que ocasionan toxicidad al hombre y al ambiente, por lo que estos últimos pueden ser utilizados para fabricación de artesanías o elementos de construcción como pérgolas y otros usos que no impliquen un potencial riesgo de acumulación por consumo, estableciendo así las siguientes hipótesis experimentales:

H0= La distribución y acumulación del Pb y Cd es uniforme en las unidades secuenciales del sistema y en las partes superiores e inferiores del componente vegetal respecto a la distancia.

H1= La distribución y acumulación del Pb y Cd es diferente en las unidades secuenciales del sistema y en las partes superiores e inferiores del componente vegetal respecto a la distancia.

1.4 Objetivo general

Determinar la acumulación de Pb y Cd en las estructuras vegetales de *Arundo donax*, agua y lodos de un humedal artificial a nivel piloto, que permita tomar decisiones fundamentadas sobre el manejo sostenible de los residuos durante su arranque.



1.5 Objetivos específicos

- a) Evaluar el desempeño de un humedal piloto con aguas residuales pretratadas del edificio de oficinas de la División de Ingenierías Civil y Geomática (DICyG), Facultad de Ingeniería, UNAM mediante las pruebas de calidad de agua.
- b) Determinar la acumulación de Pb y Cd aplicados artificialmente en el arranque del humedal, en las estructuras de vegetales (raíces, tallos y hojas), agua, y lodos a través de la determinación de su reúso.
- c) Establecer el manejo adecuado de los materiales utilizados mediante un balance de masa de metales en el humedal artificial.

1.6 Alcances y limitaciones

1. En el humedal a nivel piloto se analizó una sola especie de planta (*Arundo donax*), colectada en el canal de Chalco (agua residual) en la alcaldía Xochimilco, Ciudad de México (CdMx).
2. Se estudiaron dos metales pesados (Pb y Cd) a una concentración adicionada promedio de 0.465 mg/L de Pb y 0.110 mg/L de Cd que corresponde a un valor promedio de descargas de zona industrial en los ríos Atoyac y Alseseca, Puebla, México.
3. El influente del humedal provino de las aguas residuales del edificio de oficinas de la DICyG de la Facultad de Ingeniería pretratadas mediante una planta piloto de tratamiento de contactor biológico rotatorio (PTAR-CBR-DICyG).
4. Este trabajo estudió solamente el humedal en sus primeros meses, es decir, durante su arranque.
5. No se exploró la propuesta de manejo de residuos debido a la situación de la emergencia sanitaria derivada del virus SARS CoV-2, pero no se descarta para futuras investigaciones

1.7 Estructura del trabajo

- a) CAPITULO I: Se presenta una Introducción del trabajo, justificación, hipótesis, objetivo principal y específicos, además de los alcances y limitaciones.
- b) CAPITULO II: Comprende el marco de referencia, dentro del cual se aborda la descripción de las generalidades de la problemática de generación de aguas residuales a nivel internacional y en México, metales principales, transporte y control en aguas residuales, así como sus efectos de salud y ambiente. Adicionalmente además la definición, descripción y características de los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales,



aspectos generales de la problemática en manejo de humedales, el manejo de residuos vegetales posterior al humedal, y el uso de humedales en la remoción de metales pesados.

c) CAPITULO III: Se presenta la metodología en las etapas principales, respecto a la evaluación del funcionamiento del humedal, acumulación de metales y determinación del reúso respecto al balance, además de los métodos de prueba utilizados,

d) CAPÍTULO IV: Contiene el Análisis de resultados,

e) CAPÍTULO V se presentan las conclusiones y recomendaciones, seguidas de las referencias bibliográficas,

e) ANEXOS: Contienen las técnicas de caracterización física y fisicoquímica de los materiales empleados, procedimientos de adecuación y digestión del componente vegetal y lodos y el resumen del análisis estadístico.

CAPÍTULO 2: MARCO DE REFERENCIA

2.1. Problemática de metales

Se considera metal pesado aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g/cm³ cuando está en forma elemental y cuyo número atómico es superior a 20. Dentro de este grupo se incluyen los metales alcalinos, alcalinotérreos, así como elementos esenciales para las plantas y animales como Cu, Fe, Mn, Zn y Co, Cr o Ni, respectivamente (García y Dorronsoro, 2005; Peris, 2006). Se encuentran originalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos. Algunos elementos son esenciales para los humanos, desde los esenciales “CHONPS” como los macroelementos (primarios), secundarios, que se requieren para las funciones metabólicas y minoritarios (traza u oligoelementos) pueden ser esenciales y no esenciales para funciones específicas (Ramírez *et al.*, 2015), donde estos últimos pueden ser peligrosos a altos niveles de exposición. La clasificación de estos elementos se presenta en la Tabla 2.1.

Tabla 2. 1. Elementos y oligoelementos presentes en el cuerpo humano

Elementos		Oligoelementos	
Presentes en cantidades mayores al 0.1% del peso del cuerpo		Se requieren en cantidades menores al 0.1% del peso del cuerpo	
Primarios	Secundarios	Esenciales	No Esenciales
C, H, O, P, N, y S	Ca, Cl, K y Na	Co, Cu, Cr, F, Fe, I, Mo, Mn, Ni, Se, Si, V y Zn	As, B, Bi, Cs, Li, Pt, Rb, Sn, Sr y V

Tomado de: Ramírez *et al.*, (2015)

Los elementos que no poseen funciones metabólicas específicas para los seres vivos son el Cd, Cr, Hg y Pb, otros considerados como tóxicos son el Be, Ta y Tl (Ramírez *et al.*, 2015). El As y Se, se clasifican como metaloides, pero por su efecto contaminante destacan y se incluyen en el grupo de los metales pesados. Los metales no pueden ser degradados o destruidos de forma natural o biológica (Miranda *et al.*, 2008; García *et al.*, 2011; Tchounwou *et al.*, 2012 y Londoño *et al.*, 2016).

2.1.1. Antecedentes

La exposición a metales pesados nocivos desde la antigüedad representa uno de los primeros riesgos ambientales descritos en la historia de la humanidad. Estudios realizados en la capa de hielo de Groenlandia sugieren que hubo contaminación ambiental por plomo durante el imperio romano y el Renacimiento (Robles y Sabath, 2014) derivado de la

extracción de plata que representaba una de las formas más frecuentes de exposición al plomo, pues la galeana es un mineral con contenido de plomo y plata, además de la extracción para su uso en vasijas, tubería y otros utensilios. Por lo que la humanidad ha estado expuesta por medio de fuentes naturales y de desechos industriales. De hecho, la exposición crónica continúa siendo un problema de salud pública y debido al potencial daño que pueden ocasionar, donde dichos elementos metálicos se consideran tóxicos sistémicos al inducir daño a múltiples órganos (cerebro, corazón, hígado, riñón, entre otros) que pueden ser irreparables en la salud humana y animal, tan graves como efectos teratogénicos y/o carcinogénicos e incluso ocasionar la muerte (Sabath y Robles, 2012; Tchounwou *et al.*, 2012; Londoño, 2016 y Rodríguez, 2017). Algunos casos de intoxicación de gran relevancia a nivel mundial desde el siglo pasado son por los siguientes metales, As, Cd, Hg y Pb, el lugar, año, caso y personas afectadas se resumen en la Tabla 2.2.

Tabla 2. 2. Casos de intoxicación a nivel global por exposición a metales pesados

Año	Sitio	Metal	Caso	Muertos	Sintomáticos
1900	Manchester, Inglaterra	As	En la fabricación de cerveza entró glucosa proveniente de la sacarificación de las materias amiláceas por medio de ácido sulfúrico arsenical, lo que causó nefritis periférica por la ingestión (Schaefer, 1904)	70	6000
1945	Japón	Cd	En la fabricación de cerveza entró glucosa proveniente de la sacarificación de las materias amiláceas por medio de ácido sulfúrico arsenical, lo que causó nefritis periférica por la ingestión (Schaefer, 1904)	300	> 1,000
1960	Tailandia, India, Bangladesh, Taiwán	As	En la fabricación de cerveza entró glucosa proveniente de la sacarificación de las materias amiláceas por medio de ácido sulfúrico arsenical, lo que causó nefritis periférica por la ingestión (Schaefer, 1904)	SR	> 70 millones

Año	Sitio	Metal	Caso	Muertos	Sintomáticos
1956	Bahía Minamata, Japón	Hg	En la fabricación de cerveza entró glucosa proveniente de la sacarificación de las materias amiláceas por medio de ácido sulfúrico arsenical, lo que causó nefritis periférica por la ingestión (Schaefer, 1904)	3000	> 10,000
1968	Irak	Hg	En la fabricación de cerveza entró glucosa proveniente de la sacarificación de las materias amiláceas por medio de ácido sulfúrico arsenical, lo que causó nefritis periférica por la ingestión (Schaefer, 1904)	10000	100000
1970	Japón	Cd	En la fabricación de cerveza entró glucosa proveniente de la sacarificación de las materias amiláceas por medio de ácido sulfúrico arsenical, lo que causó nefritis periférica por la ingestión (Schaefer, 1904)	180	7000
1975	E.U.A.	Pb	En la fabricación de cerveza entró glucosa proveniente de la sacarificación de las materias amiláceas por medio de ácido sulfúrico arsenical, lo que causó nefritis periférica por la ingestión (Schaefer, 1904)	200	800 daño cerebral > 40,0000

SR: sin registro. Adaptado de: Londoño *et al.*, (2016)

Los metales pesados pueden unirse a compuestos orgánicos para formar sustancias lipófilas que a menudo son altamente tóxicas y que pueden ser almacenadas en las reservas de grasas de los animales y humanos (Segura, 2014). Dicha situación afecta a los humanos cuando ingresan al cuerpo por inhalación o por contacto, ya sea por exposición a los gases (humos o vapores), por consumo, cuando se ingieren en alimentos o bebidas contaminados, donde, su absorción gastrointestinal varía en gran medida según el estado nutricional del hospedero y la forma química específica del metal (Rodríguez, 2017). Una vez que éste se

ha absorbido, se transporta en primera instancia por la sangre, donde su movimiento depende de su capacidad de difusión, unión a proteínas, sus tasas de transformación, la disponibilidad de ligandos intracelulares y otros factores. Los huesos y algunos órganos (por ejemplo, hígado y riñones) almacenan metales (en términos relativos, durante años). La mayor parte de dichos elementos se excretan por vía renal o gastrointestinal y también cierta cantidad también se elimina a través de la saliva, la transpiración, la exhalación, la lactancia, la exfoliación cutánea y la pérdida de cabello, uñas, así como por contacto (Jameson, 2016). La exposición a los metales pesados forma parte de las actividades cotidianas como es el caso del plomo que continúa siendo una fuente de contaminación, en las diferentes matrices ambientales (aire, agua y suelo), algunas fuentes de exposición a este metal son: la industria, mediante productos, descargas de agua y agricultura, se mantienen en constante movimiento hasta llegar al ser humano, tal como se ejemplifica en la Fig. 2.1.

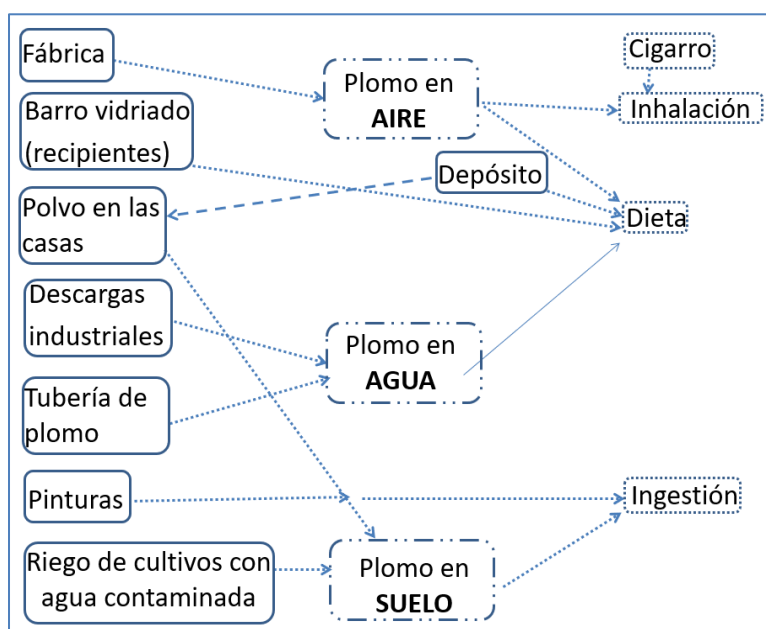


Figura 2. 1. Ejemplos de fuentes de exposición a plomo
Adaptado de: Rodríguez, 2017

El uso de metales asociados a procesos industriales ha sido la principal fuente de emisión, además de que la toxicidad de éstos depende de su movilidad en el medio, especiación química, persistencia y tendencia de acumulación (Caviedes, *et al.*, 2015). Las personas más cercanas a estos procesos son las involucradas en los oficios que tienen contacto con los productos de la industria como galvanoplastia, minería, pintura, plomería y reparación de

baterías, por mencionar algunas. De hecho, existe una relación entre las intoxicaciones por metales pesados con respecto a la ocupación debido a la contaminación derivada de la industria (Rodríguez, 2017) como se relaciona en la Tabla 2.3.

Tabla 2. 3. Metales asociados a procesos industriales y contaminación que genera

Industria	Metales	Contaminación derivada
Minería de metales ferrosos	Cd , Cu, Cr, Co, Ni, Zn	Drenaje ácido de mina, jales, tepetateras
Extracción de minerales	As, Cd , Cu, Ni, Pb , Zn	Presencia en menas como en los subproductos
Fundición	As, Cd, Pb , Tl	Procesado del mineral para obtención de metales
Metalúrgica	Cr, Cu, Mn, Pb , Sb, Zn	Procesado térmico de metales.
Aleaciones y aceros	As, Cd , Cu, Mo, Ni, Pb , Te, U, Zn	Fabricación, eliminación, reciclaje de metales, jales y escoriales
Gestión de residuos	Cd , Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb , Zn	Incineración de residuos o en lixiviados
Corrosión metálica	Co, Cr, Fe, Ni, Pb , Zn	Inestabilidad de los metales expuestos al medio ambiente
Galvanoplastia	Cr, Ni, Zn, Cu	Los efluentes líquidos de procesos de recubrimiento
Pinturas y pigmentos	As, Ba, Cr, Pb , Ti, Zn	Residuos acuosos procedentes de la fabricación y el deterioro de la pintura vieja
Baterías	Cd , Hg, Ni, Pb , Sb, Zn	Fluido de la pila de residuos, la contaminación del suelo y aguas subterráneas
Electrónica	As, Au, Cd , Cr, Hg, Mn, Ni, Pb , Pl	Residuos metálicos en estado acuoso y sólido desde el proceso de fabricación y reciclaje
Agricultura y Ganadería	As, Cd , Cr, Cu, Mo, Mn, Pb , U, V, Zn	Contaminación de escorrentía, aguas superficiales y subterráneas, la bioacumulación en la planta

Adaptado de: Caviedes *et al.*, (2015).

2.1.2. Metales pesados en el suelo

Después de la incorporación de metales por descarga de aguas residuales, se presenta la acumulación de estos en los suelos y la salinidad se incrementa, por lo que pueden volverse suelos improductivos. Dichos mecanismos de la incorporación de los metales pesados al suelo pueden seguir cinco diferentes vías según García y Dorronsoro, (2005):

- 1) Quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la fase acuosa del suelo u ocupando sitios de intercambio;
- 2) Específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo asociados con la materia orgánica del suelo;
- 3) Precipitados como sólidos puros o mixtos;
- 4) Pueden ser absorbidos por las plantas o consumidores de materia orgánica y
- 5) Pasar a la atmósfera para ser movilizados a las aguas superficiales o subterráneas.

Dichas vías se ilustran en la Fig. 2.2

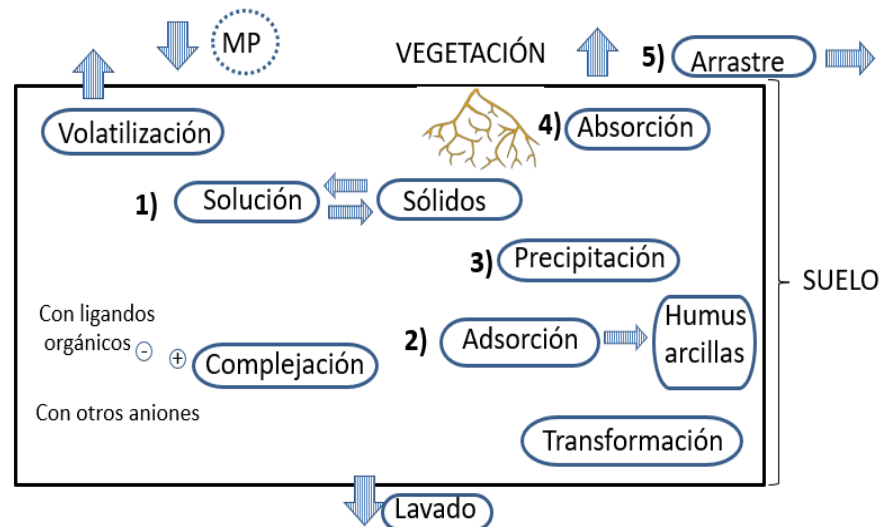


Figura 2. 2. Vías de contaminación de metales pesados al suelo

MP: metal pesado, Elaboración propia

2.1.3 Bioacumulación

El grado de toxicidad de los metales pesados depende principalmente de la cantidad a la cual se es expuesta y a la frecuencia posición a la cual se está sujeta, lo cual también tiene un impacto directo en la cadena trófica, así como donde, a medida que se escala dentro de ella se incrementa la cantidad presente de ellos en el organismo en cuestión. Lo anterior quiere decir, que los microorganismos y plancton acumulan menores concentraciones, a diferencia de los consumidores secundarios y terciarios (como depredadores o humanos), en quienes se produce acumulación y concentración (Del Olmo, 2017). Algunas especies de

plantas como: *Alyssum* spp., *Amaranthus hybridus*, *Azolla pinnata*, *Berkheya coddii*, *Corrigiola telephifolia*, *Eleocharis* sp., *Euphorbia cheiradenia*, *Isatis pinnatiloba*, *Pteris* spp., *Ricinus communis*, *Rorippa globosa*, *Schima superba*, *Solanum photeinocarpum*, entre otras (Ortiz *et al.*, 2009; Ali *et al.*, 2013) han logrado desarrollar una tolerancia hacia los metales, lo cual ha sido utilizado como herramienta ecológica para retirar metales pesados de los suelos contaminados sin afectar al ecosistema microbiano que los habita (Del Olmo, 2017). En la Fig. 2.3 se representa un ejemplo de la acumulación del Cd en una cadena trófica tanto en el medio terrestre como en el acuático.

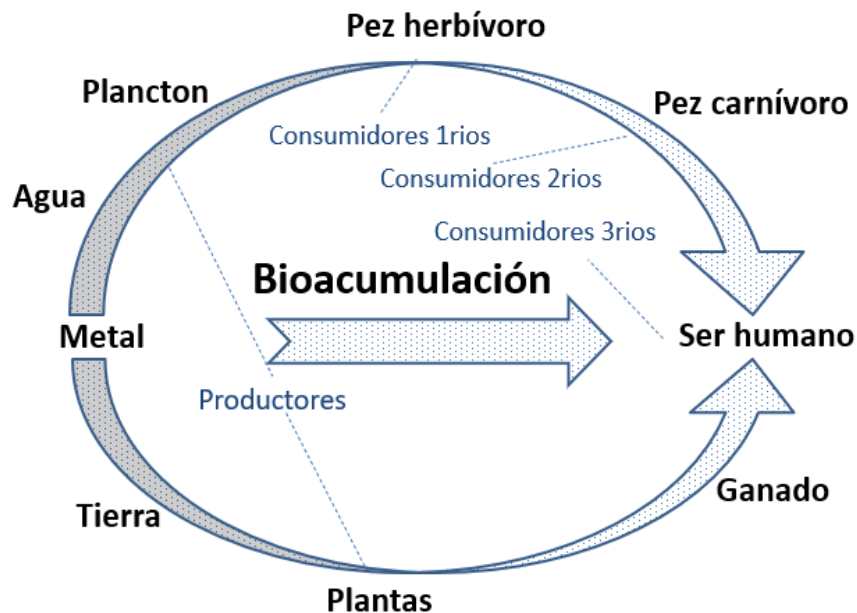


Figura 2. 3. Ejemplo de acumulación de Cd en una cadena trófica
Adaptado de: Del Olmo, (2017)

2.1.4. Descarga de aguas residuales a nivel internacional y nacional

En áreas urbanas, algunos de los contaminantes derivados de las descargas emitidas a las cuales se les da seguimiento son: grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total, fósforo total, metales pesados, cianuros y contaminantes patógenos y parasitarios, los cuales en conformidad con el sitio de descarga se encuentran en la NOM-001- SEMARNAT -1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996 y con fines de reúso la NOM-003-SEMARNAT-1997.

A nivel global, 2,400 millones de personas carecen de acceso a servicios básicos de saneamiento, tales como baños o letrinas, lo que provoca que el 32% de las aguas residuales de actividades humanas se descarguen en ríos o vayan directo al mar sin ningún tratamiento (United Nations, 2016). En 2012 se registraron más de 800,000 muertes en el mundo a causa

del consumo de agua potable contaminada, mientras que en Europa se trata el 71% de las aguas residuales municipales e industriales, en los países de América Latina y el Caribe se trata solo el 20%, donde se estima que se encuentran las zonas más urbanizadas del mundo. De hecho, el 80% de la población vive en zonas urbanas, lo que aumenta los vertidos de aguas residuales, y siendo la actividad agrícola la principal usuaria de agua para dichas regiones, especialmente en zonas áridas y semiáridas (United Nations, 2016; UNESCO, 2017). En México el volumen de descargas de aguas residuales municipales sin tratamiento fue de 0.107 miles de m³/s en el año 2014, siendo los principales puntos de descarga ríos o arroyos, seguidos de suelo o barrancas y canales o drenes, los cuales se desglosan en la Tabla 2.4 (INEGI, 2015).

Tabla 2. 4 Puntos de descarga de aguas residuales sin tratamiento por tipo de receptor

Punto de descarga	Mar	Lago o laguna	Río o arroyo	Presa	Canal o dren	Suelo o barranca	Gran colector	Otro cuerpo receptor	NE
Total	8	249	2461	40	594	972	150	401	12

NE: No especificado. Adaptado de: INEGI, (2015).

De las descargas de tipo industrial (214.64 m³/s), solo reciben tratamiento el 35.6% (75.9 m³/s), por lo que 138.74 m³/s se vierten a cuerpos de agua y otros puntos de descarga de forma inadecuada o sin tratamiento alguno y terminan siendo reutilizadas directamente para el riego agrícola (CONAGUA, 2017b; De Anda, 2017). Un ejemplo de descarga de aguas residuales es la ocurrida en el Valle de México, que tiene más de 20 millones de habitantes, equivalente al 17% de la población nacional, por lo que la producción de aguas residuales fue de 3.98X10⁵ millones de m³/s en 2013. Su capacidad instalada de tratamiento de aguas urbanas fue de 8.65 m³/s y solamente se procesaron 4.35 m³/s (CONAGUA,2013).

De acuerdo con Ontiveros *et al.*, (2013), la mayor parte de las descargas residuales han sido utilizadas sin tratamiento previo por alrededor de 100 años para regar aproximadamente más de 85,000 hectáreas de cultivo en el valle del Mezquital. Por su parte, en Siebe, (1994), quien en esta zona analizó los efectos de la irrigación con agua residual con los siguientes metales: Pb, Cd, Cr, Cu y Zn en suelo y en cultivos de la zona (alfalfa y maíz) menciona, que la disponibilidad de cada metal se incrementa conforme el tiempo de riego y la naturaleza del suelo de acuerdo con el contenido de materia orgánica que puede inmovilizar a los metales. En consiguiente concluye que, el riego con agua residual no debe practicarse por tiempo ilimitado debido a la acumulación de estos metales en la capa arable de los suelos y la adsorción por los cultivos.

2.1.5 Tratamiento de aguas residual en México

En el tratamiento de aguas residuales existen diferentes operaciones y procesos, por lo que es común hablar de pretratamiento, tratamiento, primario, secundario y terciario o avanzado. A continuación, se mencionan los parámetros removidos en cada uno de estos y los principales tratamientos usados en la Tabla 2.5:

Tabla 2. 5 Principales parámetros removidos en la etapa de tratamiento correspondiente

Tratamiento	Proceso u operación	Parámetro de remoción
Pretratamiento	Retira físicamente los sólidos a través de procesos como el cribado y materiales flotantes	sólidos suspendidos totales u organismos patógenos
Primario	Sedimentación principalmente o tratamiento primario avanzado	sólidos suspendidos totales y materia orgánica
Secundario	procesos de tipo biológico que puede ser aerobio o anaerobio y variar de acuerdo con la suspensión o adhesión de la biomasa respecto al reactor	DBO ₅ soluble y sólidos suspendidos totales (materia orgánica)
Terciario y avanzado	Intercambios de iones, adsorción, ultrafiltración, ósmosis inversa, oxidación, entre otros.	Nitrógeno, fósforo y la materia inorgánica disuelta

Adaptado de: De la Vega, (2012)

En México, así como en otros países de América Latina se hacen grandes esfuerzos por la construcción y operación de instalaciones para el tratamiento de las aguas residuales municipales. Sin embargo, después de algún tiempo de constatar que los recursos municipales son insuficientes para operarlos se decide cancelarlos, así como su operación y con el tiempo terminan siendo abandonadas (De Anda, 2017). En 2011 en 11 estados del país se alcanzó o sobrepasó la meta de tratar el 60% de las aguas residuales que son los siguientes: (Aguascalientes, 100%; Baja California, 99.7%; Baja California sur, 60.9%; Durango, 71.2%; Guerrero, 82.4%; Nayarit, 79.1%; Nuevo León, 100%; Quintana Roo 67.1%; San Luis Potosí, 60.5%, Sinaloa, 76.6% y Tamaulipas 84.6%), ubicando la mayoría de los Estados al norte, donde los recursos hídricos son escasos, por lo que el tratamiento del agua para su reúso resulta primordial (De la Peña *et. al*, 2013).

Respecto al número de plantas de tratamiento para 2019, el estado con el mayor número de éstas en operación fue Sinaloa con 279, seguido de Durango con 228, y Chihuahua con 191. Sin embargo, dichos números no son coincidentes con los estados que tienen una mayor capacidad instalada, en cuanto al caudal tratado, ya que los que presentan los

mayores valores son: Hidalgo que trata 27 434.3 L/s, Nuevo León con 12 590.4 L/s y Jalisco 10 721.0 L/s (CONAGUA, 2019). El mayor caudal tratado del país corresponde al agua residual y pluvial del valle de México, la cual es llevada hacia el túnel emisor central, siendo el destino la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, Atotonilco en el municipio del mismo nombre en Hidalgo, México (con inicio de operación en diciembre de 2017 y recibe el 60% de las aguas residuales mencionadas). De hecho, es considerada la instalación más grande del mundo construida en una sola fase y la tercera más grande en capacidad con 50 m³/s, después de Chicago (63 m³/s) y de Boston (37 m³/s), aunque hasta 2019 solo trataba un gasto promedio de 35 m³/s debido a la obra inconclusa del Túnel Emisor Oriente. La anterior se divide en dos líneas generales, dos trenes de tratamiento, uno de tratamiento biológico (lodos activados) nombrado: Tren de Proceso Convencional y el otro, Tren de Proceso Químico (empleado solo para la época de lluvia), además de un tren de tratamiento de lodos. El agua tratada se envía a los distritos de riego 03-Tula, 100-Alfajayucan y 112-Ajacuba, en el estado de Hidalgo y el excedente desemboca en la presa Endhó (ATVM, 2018).

Los principales tratamientos de las plantas en México son: lagunas de estabilización (792), seguida de lodos activados (761) y anaerobio (158), por lo que se enfocan generalmente hasta la remoción de tipo de tratamiento secundario (materia orgánica y sólidos suspendidos totales), sin llegar a remover contaminantes específicos como nitrógeno, fósforo y metales pesados, a continuación, se muestra el número de plantas por tipo de proceso en la Fig.2.4.

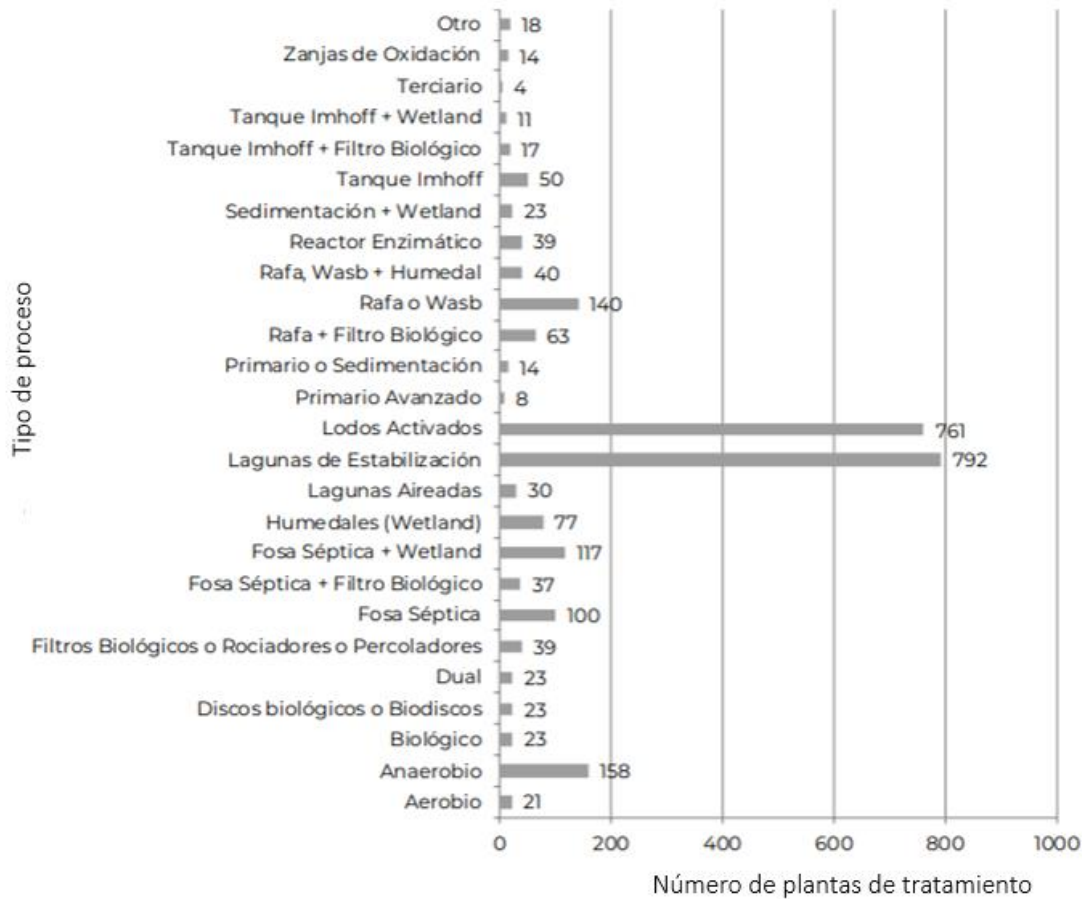


Figura 2. 4 Número de plantas de tratamiento por proceso
Tomado de: CONAGUA, (2019).

2.1.6. Tratamiento de metales en aguas residuales

Para tratar los metales pesados, los métodos de tratamiento recomendables corresponden a un tratamiento terciario, tal como: precipitación, membrana, como ósmosis inversa, electrodiálisis o nanofiltración, tal como lo sugieren Tchobanoglous *et al.*, (2003) y Caviedes *et al.*, (2015). Dichos autores recopilaron diferentes trabajos de técnicas de remoción de metales pesados en medios hídricos, las cuales dividen en tratamientos convencionales y no convencionales, siendo los primeros correspondientes a las técnicas que habitualmente se emplean para la remoción de estos contaminantes, mientras que las no convencionales, aquellas que corresponden a procesos innovadores. En la comparación de las diferentes técnicas para Pb y Cd pueden variar de acuerdo a : la especie, pH, temperatura, tiempo de retención que para cada una de acuerdo a la eficiencia variará el porcentaje de remoción en intervalos hasta del 90%, excepto: carbón activado, flotación y fotocatalisis, en los métodos convencionales y en los no convencionales los que remueven más hasta el 90%

son: adsorbentes de bajo costo y nuevos adsorbentes e hidrogeles, y otra técnica que llega al 90% es la fitoremediación sin llegar a la remoción total (Tabla 2.6).

Tabla 2. 6 Técnicas de remoción de Pb y Cd y parámetros

Técnicas	Especie	pH	t _{TR}	Temperatura °C	Eficiencia de remoción (%)
CONVENCIONALES					
Nanofiltración	Pb ²⁺ , Cd ²⁺	5, 8	10h	25	98.5, 96
Ultrafiltración	Cd ²⁺	6.5	2.5 h	20	>95
Intercambio Iónico	Pb ²⁺ , Cd ²⁺	4,5	4 h	25	60-90
Carbón Activado	Pb ²⁺	4	6h	20	50%
Precipitación química (PQ) PQ de sulfuros	Pb ²⁺ , Cd ²⁺	1	1h	20	>99.9
	Pb, Cd	4	5 min	20	95-99
PQ de hidróxidos	Pb y Cd	7.5-8.5, 9.5-10	-	-	95-99
Electrocoagulación	Pb ²⁺ , Cd ²⁺	1 a 7	0-10 min	20	98.3, 96.8
Electro floculación	Pb, Cd	11, 7, 3	30 min, 5 min	20, 50	95.5, 100
Flotación	Pb, Cd	1 a 3; 10 a 12	2h	20	84.6, 90.1
Fotocatálisis en la degradación de metales pesados	Pb ²⁺	10	20 min	30	10.5
NO CONVENCIONALES					
Adsorbentes de bajo costo y nuevos adsorbentes	Pb ²⁺	3.86	2 h	20	98.38
	Pb	6 a 7	2 h	20	67.917
Fitorremediación	Pb ²⁺ , Cd ²⁺	5	12 h	20	>90, 75
Biopolímeros	Pb ²⁺ , Cd ²⁺	5.5 a 6.5	30 min	25 a 30	46 y 48
Hidrogeles	Pb ²⁺ , Cd ²⁺	7	2 h	20	99.8, 94.5
Ceniza volante	Pb ²⁺	3	5 h	20	34

t_{TR}: tiempo de retención; Adaptado de: Caviedes *et al.*, (2015) y Brbootl *et al.*, (2011).

2.1.7. Descargas de metales pesados en México

En algunos casos, las aguas residuales municipales contienen cantidades variables de diversos metales, entre los principales están: Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb y Zn, entre otros (Segura, 2014). La presencia de metales pesados que sobrepasan los límites permisibles de la normatividad en el ambiente contribuye en aumentar los índices de los problemas en la salud humana y animal (Londoño *et al.* 2016).

En el trabajo de Saldaña *et al.*, (2002) se presentaron resultados de las concentraciones de diferentes descargas industriales (alimenticia, curtiduría, metalúrgica y textil) de los ríos Atoyac y Alseseca, estado de Puebla, México, encontrando que el giro que rebasa los demás es el de la industria metalúrgica. Por su parte Bonilla *et al.*, (2014) determinaron las concentraciones de los metales pesados totales: Cd, Cr, Fe, Ni, Pb y Zn en aguas residuales escasa o nulamente tratadas vertidas por los parques industriales (PI) 5 de mayo y Puebla. Se consideraron las siguientes industrias que usan metales pesados en sus procesos: curtiduría, farmacéutica, metalmecánica, química, textil, entre otras y son transportados por las aguas residuales arrojadas de forma clandestina a las barrancas cercanas y finalmente se incorporan a los ecosistemas de ríos. En este trabajo cabe mencionar que el Cd sobrepasa los límites permisibles de descarga en México, dentro de la en la Tabla 2.7 se muestran las concentraciones de Cd y Pb de diferentes descargas industriales en los ríos Atoyac y Alseseca, estado de Puebla, México.

Tabla 2. 7 Concentraciones de Cd y Pb de diferentes descargas industriales

Descarga/Metal	Pb	Cd	Referencia
Textil	0.45	SR	
	175	0.11	
Metalúrgica	0.28	SR	Saldaña <i>et al.</i> , 2002
Alimenticia	0.26	SR	
Curtiduría	0.21	SR	
Parque industrial 5 DE MAYO	0.47	4.49	
Parque industrial PUEBLA 2000	1.12	3.73	Bonilla <i>et al.</i> , 2014

SR: sin registro

2.1.8 Riesgo de salud por metales (Pb y Cd)

Para el caso de los humanos, los niños menores de 6 años son más susceptibles, dado que, en relación con su masa inhalan más aire e ingieren mayores cantidades de suelo que los adultos. De manera adicional, la interacción mano-boca, tan común durante la infancia

coadyuva a la ingesta de polvo (IPCS, 2006 y Tamayo *et al.*, 2016), ya que está documentado que las poblaciones que viven cerca de las minas de plomo tienen niveles altos de plomo en la sangre, así como los resultados de salud derivados (Flores *et al.*, 2012).

Para México, los estudios de riesgo de plomo y cadmio son escasos, por lo que una referencia del análisis de la distribución de los metales pesados en la cadena trófica y el riesgo a la salud humana infantil por la ingesta de otros animales, se describe en la investigación de Lorenzo *et al.*, (2016) quien utilizó para Cd, Cr y Mn como guía el método determinístico descrito en la “*Metodología de identificación y evaluación de riesgo para la salud en sitios contaminados de la Organización Panamericana de la Salud*” (Díaz, 1999), el cual usa como modelo el tejido muscular del pescado *Pterygoplichthys* spp. (plecos), representada en la Ecuación 1.

$$\text{Dosis} = \frac{\text{Conc.} * \text{TI}}{\text{PC}} * \text{FE}$$

Ecuación 1

Dónde:

Dosis = Dosis estimada de exposición (mg/kg-día).

Conc. = Concentración ambiental del contaminante en el medio analizado (mg/kg).

TI = Tasa de ingesta diaria del elemento del medio contaminado (tejido muscular de *Pterygoplichthys* spp. (mg/kg))

PC = Peso corporal de la población receptora (kg).

FE = Factor de exposición = 1, máximo riesgo.

Para plomo, la Agencia de Protección al Ambiente de EUA (USEPA, por sus siglas en inglés), propone el modelo biocinético de exposición integral al plomo conocido como IEUBK (por sus siglas en inglés: *Integrated Exposure Uptake Biokinetic*), para la caracterización del riesgo no cancerígeno, que relaciona una posible distribución de la concentración de plomo en sangre de acuerdo con presente en el suelo. Además, se consultaron los datos de TI y PC en el manual de Factores de Exposición Específicos para niños (USEPA, 2008), en este caso para infantes de 36 a 60 meses.

Por último, se calculó el cociente de riesgo (CR), que expresa la relación de la dosis resultante de la exposición a los medios contaminados de un sitio con la dosis de seguridad. Dicho cociente se obtiene de dividir cada dosis estimada de exposición entre la dosis de



referencia (RfD), la cual se obtiene a partir de la dosis de exposición en la que se presenta el primer efecto adverso y se genera a partir del banco de datos IRIS (banco de información de la EPA), para obtener CR se utilizó la Ecuación 2.

$$CR = \frac{\text{Dosis de exposición}}{\text{RfD}}$$

Ecuación 2

Donde:

CR= Cociente de riesgo (%)

Dosis de exposición= Dosis estimada de exposición (mg/kg-día).

RfD= Dosis de seguridad en la cual no debe haber efecto alguno

La probabilidad del desarrollo de los efectos crónicos tóxicos tiende a aumentar con el CR, la interpretación del nivel de riesgo se basa en que un $CR > 1$ significa que la exposición estimada para un individuo supera los límites de seguridad propuestos para el contaminante de interés (RfD) (Pb: 0.15 mg/kg/d y Cd: 0.0005 mg/kg/d) por lo que hay un riesgo de exposición bajo en consecuencia la posibilidad de ocurrencia de un efecto adverso en la población es mínima.

La estimación del porcentaje de población cuya exposición a Cd superó la dosis de referencia por ingesta del tejido muscular del pescado en caso de la subcuenca Grijalva, donde el cociente de riesgo fue de 1.63%. Por otro lado, respecto al Pb, la población infantil tendría concentraciones superiores a 10 $\mu\text{gPb/dL}$ de sangre con un IEUBK para la subcuenca Grijalva de 2.792 $\mu\text{gPb/dL}$ y para la Usumacinta de 7.254 $\mu\text{gPb/dL}$. Ello implica que las concentraciones ambientales de los metales analizados fueron suficientes para integrarse a las redes tróficas y generar una exposición potencialmente nociva para las poblaciones humanas. Se propone entonces que, para el caso del plomo, además del organismo de ingesta, evaluar otras fuentes de exposición que podrían alterar las concentraciones en sangre infantil, como son el esmalte utilizado en la fabricación de barro vidriado que se emplea tradicionalmente en México para cocinar, almacenar y servir alimentos.

En organismos de mayor tamaño (como el ganado) pueden ser transmitidos a personas que consumen la carne, y así convertirse en un peligro para la salud pública. En Bustamante *et al.*, (S.A.) se realizó una investigación en la que para la Unión Europea la concentración



máxima permisible de Pb para la especie bovina, en hígado es de 0.5 mg/kg, músculo (0.1 mg/kg), piel (0.5 mg/kg), riñón (0.5 mg/kg) y sangre (0.5mg/kg) y de Cd la concentración máxima permisible en hígado (0.5 mg/kg), músculo (0.05 mg/kg), piel (0.05mg/kg), riñón (1.0 mg/kg) y sangre (0.05 mg/kg) , los animales muestreados estarían por encima de este valor, en hígado (85%), músculo (60%), piel (45%), riñón (78%) y sangre (66%). Ello evidencia que éstos superan los límites permitidos por la norma, indicando así, que el ambiente del cual provienen estos animales promueve un efecto contaminante para este metal. Así, ello permite concluir que el consumo de carne y vísceras de los bovinos que pastorean en las zonas del Magdalena Medio Colombiano y de Tibú pueden representar un grave riesgo para la salud humana por su alto grado de contaminación con metales pesados, y quizá ello pueda estar influenciado por la cercanía a la industria petroquímica.

Otro producto animal bovino que puede estar contaminado por metales pesados la conforma la leche, la cual se contamina como consecuencia del uso de materiales durante la ordeña, almacenamiento y transporte, así como el suelo contaminado, los alimentos y el agua que consumen. Todos los factores antes mencionados, y en combinación afectan la calidad de este producto (leche cruda), sobre el cual Reynoso, (2010) efectuó un trabajo de gran relevancia por evidenciar una situación normativa carente en el país dentro de un sector de suma relevancia. En dicho trabajo efectuado en la Comarca Lagunera menciona, que en México no existe una normatividad para metales pesados en leche cruda, por lo cual comparó sus resultados (para plomo) con la norma de Rumania, que establece un máximo de 0.10mg/kg) o con las normas de la Unión Europea y la FAO que establecen un máximo de 0.02mg/kg, a lo que su trabajo sobrepasó estos límites (oscilan entre 4.53 y 0.937 mg/kg) (Rodríguez *et al.*, 2005). Generalmente sus efectos tóxicos del cadmio en la alimentación animal aparecen a dosis mayores que 5mg Cd/kg y la absorción por vía digestiva del Cd depende de:

- 1) Concentración a la que el cadmio se encuentra en el alimento.
- 2) Especie animal (rumiantes 1%, humanos 3-7%).
- 3) Duración y frecuencia de la exposición.
- 4) Edad o estadio del desarrollo.
- 5) Estado nutricional (aumenta en deficiencias de hierro y calcio).
- 6) Exposición a la vez que otros elementos y sustancias (ácido ascórbico, colecalciferol, ácido fólico, fitasa microbiana, cinc, cobre, calcio y hierro). (Real Decreto 465, 2003).



En México la Norma Oficial Mexicana NOM-010-ZOO-1994, determinación de cobre, plomo y cadmio en hígado, musculo y riñón de bovinos, equinos, porcinos, ovinos y aves, por espectrometría de absorción atómica, era utilizada para estos fines de análisis. No obstante, las facultades fueron sustituidas por leyes, instituciones y la actualización de las metodologías de laboratorio por lo que fue cancelada en 2014. A continuación, se resumen los principales puntos de la derogación:

- La publicación de la Ley Federal de Sanidad Animal en 2007 que establece las medidas en disposiciones de sanidad animal,
- Dentro de las facultades de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación se establecen los límites máximos permisibles de residuos de antibióticos, compuestos hormonales, químicos tóxicos y otros productos equivalentes, en mercancías reguladas y recursos acuícolas y pesqueros destinados para consumo humano, así como el tiempo de retiro de esas sustancias en animales.
- El cumplimiento de uno de los objetivos del Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018 de modernizar y simplificar el marco normativo e institucional para impulsar el sector agroalimentario.
- Establecimiento de medidas de mayor certeza a la inocuidad de alimentos que regule la presencia de residuos y contaminantes.
- La consideración de adoptar u homologar los criterios en materia de métodos y técnicas de laboratorio de organismos internacionales de manera continua.
-

2.1.8.1. Efectos en la salud del plomo y cadmio

Para el caso específico del plomo, que corresponde a la intoxicación ocupacional por metales corresponde a un control médico de los empleados. Dicho trabajo, realizado por Rodríguez, (2017), consistió en el análisis de pruebas clínicas de los niveles de este elemento en la sangre y orina. Con un control de este tipo y la aplicación apropiada de controles de ingeniería, se podría minimizar la intoxicación por este metal. En García, (2008), se menciona que la vida media del cadmio en organismos total es de 30 a 40 años, donde el contenido se incrementa con la edad hasta los 50 años. Asimismo, menciona, que la carga corporal depende de la situación geográfica y del hábito de fumar. En cuanto a la absorción, el mismo autor refiere que ésta es relativamente lenta, con un promedio de 14 días en exposiciones prolongadas, además, la absorción pulmonar es mayor que la intestinal, por lo cual el riesgo es mayor cuando el cadmio es aspirado. En la Tabla 2.8 se presentan las vías de ingesta y efecto del plomo y cadmio

Tabla 2. 8 Vías de ingesta de Pb y Cd en humanos

	Plomo	Cadmio
Vías de entrada al organismo	<ul style="list-style-type: none"> Consumo de bebidas y alimentos contaminados e inhalación de vapores de plomo presentes en la atmósfera 	<ul style="list-style-type: none"> Ingestión de alimentos contaminados (pescados, cereales y mariscos), consumo de tabaco contaminado con cadmio presente en los fertilizantes fosfatados. La absorción gastrointestinal alcanza hasta un 5% de la ingestión total de cadmio, mientras la absorción por los pulmones podría alcanzar hasta un 50 % del total
Efectos para la salud:	<ul style="list-style-type: none"> Los niveles altos de exposición pueden afectar la síntesis de hemoglobina, la función renal, el tracto gastrointestinal, las articulaciones y el sistema nervioso. La intoxicación aguda se acompaña de alteraciones digestivas, dolores epigástricos y abdominales, vómitos, alteraciones renales y hepáticas, convulsión y coma. La intoxicación crónica puede implicar neuropatías, debilidad y dolor muscular, fatiga, cefalea, alteraciones del comportamiento y renales, aminoaciduria, glucosuria, nefritis crónica, encefalopatía, irritabilidad, temblor, alucinaciones con pérdida de memoria, cólicos y alteraciones hepáticas, entre otros 	<ul style="list-style-type: none"> Se acumula en el organismo humano, fundamentalmente en los riñones, y causa hipertensión arterial En humanos, la exposición prolongada se relaciona con la disfunción renal; también puede conducir a enfermedades pulmonares (se le ha relacionado con el cáncer de pulmón) y provocar osteoporosis en humanos y animales. El ingreso medio diario, para humanos, se estima en 0.15 µg proveniente del aire y 1 µg del agua. Fumar 20 cigarros puede provocar la inhalación de unos 2 a 4 µg. Ha sido asociado con la aparición de cáncer en animales de experimentación y con casos de cáncer de próstata en humanos

Tomado de: Rodríguez, (2017).

2.1.9 Propiedades del plomo y del cadmio

El cadmio es un elemento químico con número atómico 48 y pertenece al grupo 12 de los metales de transición, periodo 5, su estado en la naturaleza es sólido. Por otro lado, el plomo tiene número atómico 82, se ubica en el grupo 14 y periodo 6, al igual que el cadmio su estado es sólido. Ambos metales por su densidad superior a los 5 g/cm³ son considerados

metales pesados. Algunas propiedades de los metales de interés para este trabajo se presentan en la Tabla 2.9.

Tabla 2. 9 Propiedades de los metales de interés: Pb y Cd

Símbolo	Pb	Cd
Número atómico (uma)	82	48
Peso atómico (g/mol)	207.19	112.4
Densidad (g/cm ³)	11.36	8.65
Punto de fusión (°C)	328	321
Punto de ebullición (°C)	1755	767
Radio atómico (Å)	1.20	0.97
Solubilidad Ks en H ₂ O	52 g/100mL (20 °C)	126.6 g/100 mL (18 °C)
Números de oxidación	2 ⁺ y 4 ⁺ , el más común de ellos es de 2 ⁺ . Compuestos de Pb ⁴⁺ son covalentes, Pb ²⁺ , son iónicos principalmente	2 ⁺
Principales compuestos	PbCO ₃ , PbCl ₂ , PbCrO ₄ , PbO ₂ , PbO, PbNO ₃ y PbSO ₄	CdO, CdCl ₂ , CdI ₂ , CdSO ₄ , CdS, CdSe y (C ₂ H ₅) ₂ Cd

2.1.9.1. 1 Usos

En la industria alfarera, cerámica y de porcelana destinada a la elaboración de utensilios para contener o procesar alimentos se han utilizado vidriados formulados con plomo y cadmio. Si la formulación es deficiente o el proceso de cocción insuficiente, el vidriado se torna potencialmente tóxico. El uso indebido de formulaciones en estas piezas representa un riesgo para la salud ya que ocasionan la solubilización del plomo y cadmio los cuales pueden contaminar los alimentos y bebidas (NOM-231-SSA1-2002).

Plomo

Se usó como aditivo antidetonante en la gasolina (de 1914 a 1980) hasta hace 40 años que se prohibió, lo que implicó una acumulación en suelos y cuerpos de agua expuestos a la atmósfera (Cortez, *et al.*, 2003). De igual manera era empleado en: aceites, aleaciones, armamento, baterías, cerámicas, cosmetología, grifería, insecticidas, joyería, latas de conserva, monitores de computadores, municiones, pantallas de televisión, pigmentos, plomadas, radiación atómica, soldaduras, tintes para el pelo, etc. (Lanphear *et al.*, 2012).



El origen de la contaminación de plomo en alimentos puede ser por uso de insecticidas, desinfectantes, medicamentos, por el equipo de procesamiento y por el almacenamiento (Arnold, 1980 *in* Londoño *et al.*, 2016).

El arseniato de plomo se usó como insecticida para controlar la polilla de la manzana, de esta manera, muchos suelos de huerto están contaminados con plomo y arsénico (Peryea y Creger, 1995).

Cadmio

Casi todo el que se produce es obtenido como subproducto de la fundición y refinado de los minerales de zinc, siendo México es uno de los productores importantes a nivel mundial (Londoño *et al.*, 2016). Dicho producto se utiliza en pinturas, plásticos, pilas, baterías, abonos, soldaduras, asbestos, pigmentos, barras (reactores nucleares), dentro de la industria farmacéutica, de fotografía, de vidrio, de porcelana, entre otros (Wasson *et al.*, 2005).

En animales, los rangos de absorción son muy diversos, pero más bajos que en humanos. Las especies con dieta vegetal son los de mayor acumulación de cadmio, debido a que los alimentos ricos en fibra como cereales, vegetales y papas contribuyen a una mayor exposición (Dickson, 2013).

En los cultivos, las plantas responden favorablemente a la aplicación de fertilizantes de fosfato (debido a que el fósforo es un nutriente esencial), que a menudo contienen cadmio; por lo tanto, los suelos agrícolas de todo el mundo están poco o moderadamente contaminado por Cd; los efectos potenciales al hombre radican en su contribución al suelo, agua y vegetación ya sea por deposición húmeda o seca y su subsecuente presencia en los alimentos (Heredia, 1989; Vassiley, 2002).

Dado que la minería es una de las principales causas de contaminación por metales pesados, los estados que lleva a cabo estas actividades han presentado estos metales en el suelo y son: Zacatecas, Querétaro, Hidalgo y San Luis Potosí, siendo el primero el principal productor de plomo, (seguido de Chihuahua y Durango) (Covarrubias y Peña, 2017) y para cadmio Coahuila y San Luis Potosí (SGM, 2019).

2.1.9.2. Normatividad en México

Debido a la toxicidad del plomo y cadmio, en México se han incluido en las normas oficiales que indican los límites permisibles, así como los métodos de prueba, en donde se han clasificado de acuerdo con la matriz donde se establece el límite o se pretende encontrar el analito (en el caso de agua, tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos). Los antes referidos son, por ejemplo: agua de descargas, para uso consumo, sangre en la población expuesta y no expuesta, en artículos de almacenaje de alimentos, alimentos y

como residuos peligrosos en sus diferentes estados y compuestos. De manera adicional, también se presenta una norma mexicana para un método de prueba para absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas que a diferencia de la NOM-117-SSA1-1994, esta incluye procesos específicos y obligatorios de procedimiento, sin embargo, el objetivo de ambas denominaciones es regular y evaluar la calidad de los procedimientos (Tabla 2.10).

Tabla 2. 10 Normatividad mexicana que incluye Pb y Cd.

NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM)		LP (mg/L) excepto valores en sangre (µg/dL)			
NOMBRE	Límites permisibles (LP) de...	Pb	Cd		
AGUA					
<p>NOM-001-SEMARNAT-1996</p> <p>NOM-003-SEMARNAT-1997</p> <p>NOM-002- SEMARNAT -1996</p>	<p>Contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales</p> <p>Contaminantes en agua residual tratada reusada en servicios al público</p> <p>de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal</p>	Rí			
		<i>R.A.</i>	P.M.=0.5, P.D.=1	P.M.=0.2, P.D.=0.4	
		<i>P.U.</i>	P.M.=0.2, P.D.=0.4	P.M.=0.1, P.D.=0.2	
		<i>P.V.S.</i>	P.M.=0.2, P.D.=0.4	P.M.=0.1, P.D.=0.2	
		ENyA			
		<i>R.A.</i>	P.M.=0.5, P.D.=1	P.M.=0.2, P.D.= 0.4	
		<i>P.U.</i>	P.M.=0.2, P.D.=0.4	P.M.=0.1, P.D.=0.2	
		A.C.			
		<i>EPN</i>	P.M.=0.2, P.D.=0.4	P.M.=0.1, P.D.=0.2	
		<i>Re</i>	P.M.=0.5, P.D.=1	P.M.=0.2, P.D.=0.4	
		<i>Es</i>	P.M.=0.2, P.D.=0.4	P.M.=0.1, P.D.=0.2	
		Su			
		<i>R.A.</i>	P.M.=5, P.D.=10	P.M.=0.5, P.D.=0.1	
		<i>H.N.</i>	P.M.=0.2, P.D.=0.2.	P.M.=0.1, P.D.=0.2.	
		PM:1; PD:1.5; l:2	PM:0.5; PD:0.75; l:1		

NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM)		LP (mg/L) excepto valores en sangre (µg/dL)	
NOMBRE	Límites permisibles (LP) de...	Pb	Cd
NOM-004-SEMARNAT-2002	Contaminantes para su aprovechamiento y disposición final en lodos y biosólidos	E: 300, B:840	E: 39, B:85
NOM-127-SSA1-1994	La calidad de agua para uso y consumo humano y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización	0.025	0.005
SANGRE			
NOM-047-SSA1-2011	Índices Biológicos de Exposición para el personal ocupacionalmente expuesto a sustancias químicas	10	5
NOM-199-SSA1-2000	Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente	10	
OBJETOS, ARTÍCULOS Y RECIPIENTES			
NOM-231-SSA1-2002	De plomo y cadmio solubles en artículos de alfarería vidriada, cerámica vidriada y porcelana	0.5	0.5
ALIMENTOS			
NOM-117-SSA1-1994	Establece el método de prueba para la determinación de algunos metales incluyendo cadmio y plomo, en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica	N.A.	N.A.
RESIDUOS PELIGROSOS			
NOM-002-SCT/2011	Listado de sustancias y materiales peligrosos más usualmente transportados se incluyen ambos metales	N.A.	N.A.
NOM-052-SEMARNAT-2005.	Como residuos peligrosos presentan las características y se clasifican dentro de estos	C.I.: 5	C.I.:1
NORMA MEXICANA (NMX)			

NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM)		LP (mg/L) excepto valores en sangre (µg/dL)	
NOMBRE	Límites permisibles (LP) de...	Pb	Cd
NMX-AA-051-SCFI-2016	Menciona el método de prueba para el análisis de agua, medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.	N.A.	N.A.

Rí: Ríos, R.A.: Uso en riego agrícola, P.U.: Uso público urbano, P.V.A.: Protección de vida acuática; ENyA: Embalses naturales y artificiales, A.C.: Aguas costeras, EPN: Explotación pesquera, navegación y otros usos, Re: Recreación, Es.: Estuario; Su: Suelo, H.N.: Humedales naturales. PD: promedio diario y mensual; I: Instantáneo; E: excelente, B: bueno en mg/kg en base seca de biosólidos. C.I.: Constituyentes inorgánicos; N.A.: No aplica.

2.2 Humedales artificiales

La Secretaría de la Convención de RAMSAR, (2006) en el tratado internacional, cuya misión es la conservación para el desarrollo sostenible de los humedales incluye en la definición de humedales una amplia variedad de hábitat, tales como pantanos, turberas, llanuras de inundación, ríos, lagos y áreas costeras, dentro de las cuales se encuentran los marismas, manglares y praderas de pastos marinos, pero también arrecifes de coral y otras áreas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Por otro lado, se menciona a los humedales artificiales, concebidos como estanques de tratamiento de aguas residuales y embalses, pero imitando el comportamiento de los sistemas naturales mencionados anteriormente.

Otra definición en función al comportamiento hídrico a su interior define a los humedales como sistemas ambientales que se caracterizan por las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas. Algunos de los ejemplos antes mencionados lo constituyen los pantanos, ciénagas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional, así como las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico, y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos por la descarga natural de acuíferos (Ley de Aguas Nacionales, 2016)).

Por otro lado, dichos sistemas han sido emulados en cuestión a comportamiento a través del concepto de humedales artificiales (HA) en comparación con los naturales. No obstante, dichos sistemas artificiales o construidos buscan primordialmente fines depurativos de

aguas residuales. En ellos se incorporan elementos de ingeniería, en cuanto a diseño, construcción y operación con dicho propósito específico, vinculando a ella un uso específico posterior para el agua tratada. Lo anterior se logra mediante la generación de una calidad de agua esperada, en complemento de un requerimiento de reúso normativo, mediante la remoción de su contenido que le permite dichos fines específicos, e inclusive potencializar usos posteriores (Kadlec y Knight, 1996). De acuerdo con Kadlec y Wallace, (2009), dichos sistemas se constituyen por los siguientes elementos:

1. Material o medio de soporte (grava, arena, etc.),
2. Vegetación
3. microorganismos (bacterias y hongos) que interactúan entre sí para remover los contaminantes mediante procesos, físicos, químicos y biológicos (Guido, 2006),

Dichos elementos se ejemplifican en la Fig. 2.5.

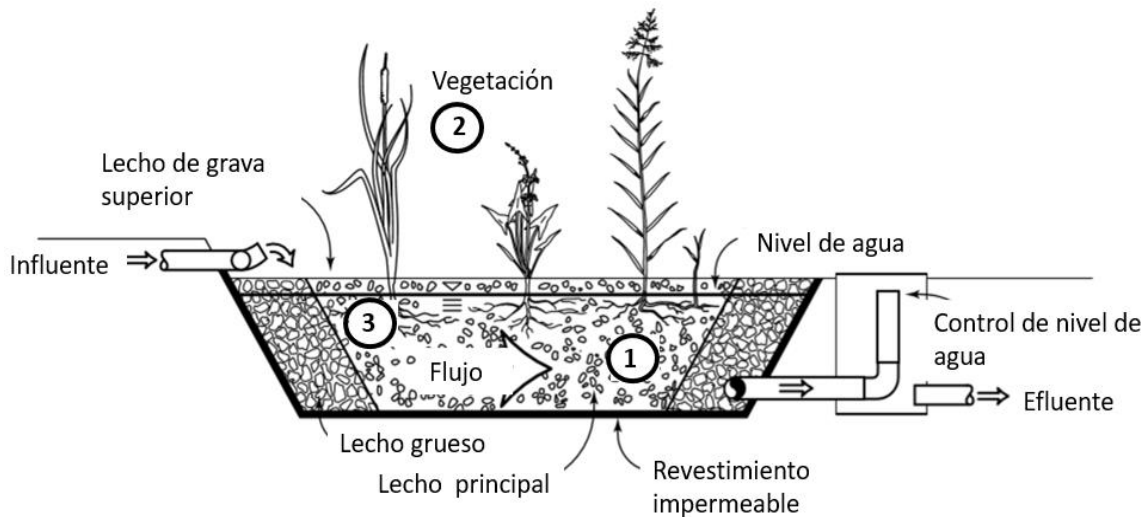


Figura 2. 5 Esquema de HA subsuperficial de flujo horizontal
Adaptado de: Kadlec y Wallace, (2009).

2.2.1. Caracterización general de diferentes tipos de humedales

Los Humedales Artificiales de acuerdo con Kadlec y Wallace, (2009), se dividen en dos grupos por el tipo de flujo, sin embargo, Romero, (2016) complementa la clasificación con la propuesta de Luna, y Aburto, (2014) que consideran la concentración de contaminantes y el tipo de vegetación que se puede incorporar (Fig. 2.6).

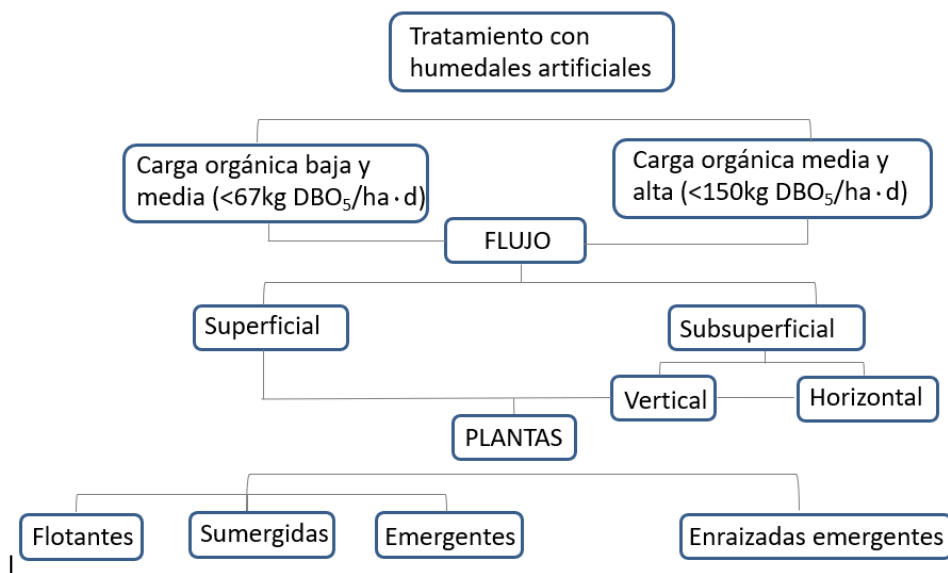


Figura 2. 6 Clasificación de HA

Adaptada de: Kadlec y Wallace, (2009), Luna, y Aburto, (2014) y Romero, (2016)

Los Humedales Artificiales por tipo de flujo pueden ser de tipo superficial y subsuperficial, donde en los primeros, el agua fluye libremente y se considera que es una modificación a los sistemas lagunares, mientras que en los segundos fluye a través de un medio pétreo. Ambos sistemas constituyen una alternativa para la remoción de nutrientes, en específico fósforo, nitrógeno y sólidos, donde los de flujo subsuperficial llevan a cabo la circulación del agua en un medio granular que funciona como un elemento físico de remoción, el cual se conjuga con los microorganismos que se desarrollan en el medio pétreo en forma de biopelícula, así como con el componente vegetal.

De hecho, se dice que el diseño de un Humedal Artificial es a la medida, desde su concepción, pasando por su operación, usos y destino final. Lo anterior, ya que se emplean características específicas para el tratamiento de algún tipo de agua residual pretratada o en su fase final de tratamiento. Dicho resultado se logra al combinar un fenómeno de captación del contaminante, y que a su vez se reduzca el riesgo de que los espacios vacíos del medio filtrante sean ocupados por los sólidos y colmaten el lecho o canal que contiene un medio de soporte. No obstante, el medio de soporte empleado también puede ser de diversa naturaleza en función a los fines que persiga el sistema, por lo cual también se ha utilizado roca triturada, arena y otro tipo de materiales del suelo.

El medio se planta normalmente con los mismos tipos de vegetación emergentes presentes en las zonas inundadas, y por diseño, el nivel del agua se mantiene por debajo de la superficie del medio. Debido a las características de cada sistema los de tipo superficial presentan ventajas respecto a que asemejan a los humedales naturales, por lo que pueden ser para la integración de cuerpos de agua al ecosistema para la hidratación de la fauna y

paisajismo. No obstante, algunas de las desventajas más significativas son el requerimiento mayor área que los subsuperficiales, por lo que no tampoco pueden rebasar determinada profundidad, a diferencia de los de flujo subsuperficial, donde el material de empaque confiere la ventaja respecto al acomodo (vertical y horizontal) por lo que puede rebasar la profundidad y ocupar una menor área que los otros. Sin embargo, dichos sistemas requieren de más insumos, tal como la inclusión de un material granular, lo cual implica un costo de inversión considerable cuando se construyen sistemas de gran escala. A continuación, se presenta la comparación de ambos tipos de humedal de tratamiento y los aspectos más relevantes de sus diferencias en la Tabla 2.11 (CONAGUA, 2015).

Tabla 2. 11 Comparación de sistemas de HA de acuerdo al tipo de flujo

	Flujo superficial	Flujo subsuperficial
Tratamiento	Tratamiento de flujos de tratamiento secundarios (aguas ya tratadas por otros medios, ejemplo: lagunas, CBR, lodos activados, etc.), o terciarios y mejoramiento de calidad de agua	Para tratar flujos primarios (aguas pretratadas, tanques Imhoff, tanques sépticos), o puede usarse como tratamiento secundario
Olor	Mayor ya que, al no existir soporte, sale libremente	Mínimo debido a que el olor se mantiene en el medio de soporte
Insectos	Requiere mayor control	Requiere mínimo control
Protección térmica	Baja, las bajas temperaturas afectan proceso de remoción	Alta, por acumulación de restos vegetales y el flujo subterráneo el agua mantiene una temperatura casi constante
Área	Requieren superficies de mayor tamaño	Requieren superficies de menor tamaño
Costo	Menor, debido a que no tiene lecho	Mayor costo debido al material granular que puede incrementar el precio hasta un 30%
Disponibilidad en el ecosistema	Agua accesible a la fauna	Agua difícilmente accesible a la fauna
Usos generales	Restauración y creación de nuevos ecosistemas	Tratamiento de aguas residuales, principalmente casas aisladas y núcleos menores de 200 habitantes

Adaptado de: Delgadillo *et al.*, (2010).

2.2.1.1 Diseño y componentes de los humedales de tratamiento de flujo subsuperficial

Para este tipo de humedal el agua ingresa en forma permanente, entra por la parte superior de un extremo y sale 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. La profundidad del lecho debe variar entre 0.45 a 1 m con una pendiente de entre 0.5% a 1%. En agua residual requiere un pretratamiento que reduzca sólidos suspendidos totales y evite el rápido taponamiento. (Cervantes, 2018).

Debido principalmente al espacio disponible, control del olor, insectos y roedores constituyen una opción idónea para espacios urbanos al minimizar las potenciales problemáticas antes mencionadas. Un elemento importante para diseñar se constituye por la remoción de DBO_5 , para la cual se proyecta una concentración deseada a la cual se quiere llegar, y que impactará posteriormente en el área requerida para ello. Por ello, se consideró la Ecuación 3 de acuerdo con Crites, (1994):

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-k_T t}$$

Ecuación 3

Donde

C_e = DBO_5 del efluente, mg/L

C_o = DBO_5 del influente, mg/L

k_T = Tasa de degradación (0.8 a 1.1.), d^{-1}

t = tiempo de retención hidráulico, d

Los parámetros principales para el diseño de humedales artificiales con características específicas para el tipo de subsuperficial horizontal en general y más especializado para cada tipo según el flujo horizontal vs vertical de acuerdo con Arias y Brix, (2003), además, otros autores como Wood, (1995), (Lara, 1999) y (Rodríguez, 2003) mencionan la importancia de influencia de la relación largo-ancho respecto a la resistencia del flujo, recomendando así el intervalo de la relación 1:2 o 4:1, y que se resumen en la Tabla 2.12.

Tabla 2. 12 Parámetros de diseño típicos para HA de flujo subsuperficial

Parámetro	Tipo Subsuperficial	Alimentación Horizontal	Alimentación Vertical
Carga orgánica DBO_5 (kg/ha d) Influyente	< 150	< 112	< 112

Parámetro	Alimentación		
	Tipo Subsuperficial	Horizontal	Vertical
Tiempo de retención hidráulico (d)	> 5	5 - 15	1 - 2
Relación largo ancho	3:1	10:1	NA
Profundidad (m)	< 0.6	< 0.6	> 1
Pendiente (%)	< 0.1	< 0.1	NA

NA=no aplica. Tomado de: Arias y Brix, (2003)

Este tipo de humedal se constituye básicamente por los siguientes elementos (Sánchez, 2009), parámetros que también se describen a continuación:

1) *Calidad y flujo del agua del influente*

Este apartado se describirá por separado para especificar los detalles de cada aspecto, respecto a la calidad se deben considerar en función de las características químicas del influente los siguientes aspectos:

- Contenido de materia orgánica
- Concentración de CaCO_3
- Medida de alcalinidad o acidez (pH)
- Absorción de fosfatos (en términos de materiales con altas concentraciones de Fe, Al y otros metales)

Contenido de materia orgánica e inorgánica

La materia orgánica soluble se remueve a partir de la utilización como sustrato para los microorganismos que crecen en la superficie del medio o que se encuentran adheridos en las raíces y rizomas del componente vegetal del medio, requiriendo así determinados valores de ésta. De acuerdo con la CONAGUA (2015) y Miklas, (2016), para el diseño del humedal se recomienda que después del pretratamiento, que el influente contenga una DBO de 40 a 300 mg/L, hasta 800 mg/L, en el caso de no existir un tratamiento previo, de sólidos suspendidos totales 96 mg/L, y de nitrógeno total 22.5 mg/L para obtener los siguientes valores máximos en el efluente: 10 a 80 mg/L, valores que se especifican en la Tabla 2.13.

Tabla 2. 13 Intervalo de valores recomendados de la calidad de influente

Parámetro	Influente	Efluente	Referencia
	140	30	CONAGUA, (2015)

Parámetro	Influente	Efluente	Referencia
DBO ₅ (mg/L)	40 a 300 hasta 800*	10 a 80	Miklas, (2016)
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	96	40	CONAGUA, (2015)
Nitrógeno total (mg/L)	22.5	15	CONAGUA, (2015)

*Cuando no existe un tratamiento previo

En cuanto al contenido de materia inorgánica en el agua, se incluyen los iones de sales minerales que se transportan por la corriente eléctrica, por lo tanto, el incremento de la concentración de estos provoca un aumento en la conductividad (Crites y Tchobanoglous, 2000), para la evaluación del riesgo de salinización, es importante tomar en cuenta los parámetros mínimos siguientes: la conductividad eléctrica, el sodio y los cloruros, siendo la primera la capacidad de un lecho de transportar un fluido a través de sus poros (Delgadillo, 210), por lo que su importancia radica en tomarla en cuenta para el fin para el que se requiera el agua, por ejemplo para riego, ya que como se menciona en FAO, (2017), con una conductividad eléctrica superior a 200 mS /m se pueden comenzar a acumular las sales en los suelos evitando que las plantas absorban agua e impactando la productividad de los cultivos.

CaCO₃

La concentración de CaCO₃ permite conocer la dureza del agua mediante el total de iones de Ca²⁺ y Mg²⁺, donde su importancia radica en que se debe evitar incrustaciones en el sistema y conocer la interacción de estos elementos con los contaminantes de interés. Las características químicas permiten conocer el contenido y naturaleza de los iones que interactúan con el agua residual y las reacciones que se llevan a cabo para procurar mantener los parámetros necesarios de diseño (Segura, 2014).

pH

El pH es un parámetro importante para definir la movilidad de los cationes, debido a que en medios de pH moderadamente alto se produce la precipitación como hidróxidos, por ejemplo, la adsorción de los metales pesados está fuertemente condicionada por el pH del suelo, así como la solubilidad (García, 2006 y Prieto *et al.*, 2009).

El porcentaje de adsorción de los metales depende de los valores de pH (Kabata, 2000). El plomo se clasifica como un ácido débil de Lewis que es una sustancia que, sin contener el H^+ se comporta como un ácido, siendo capaz de aceptar un par electrónico mediante la formación de enlaces covalentes coordinados. Para el Pb la máxima adsorción se encuentra entre 5 y 6 en un pH ácido-neutro, mientras que el Cd entre 7 y 8 que corresponde a neutro básico, la influencia de este parámetro en otros metales se muestra en la Fig. 2.7.

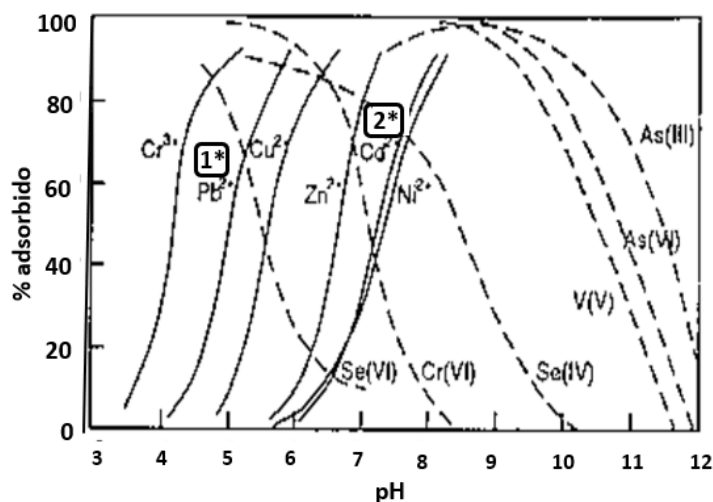


Figura 2. 7 Influencia del pH sobre la adsorción de algunos metales a diferentes pH, $Pb^{2+} = 1^*$ y $Cd^{2+} = 2^*$. Adaptado de: Kabata, 2000.

Fosfatos (PO_4^{3-})

La importancia de la absorción de fosfatos radica en la utilización de este elemento para las funciones metabólicas de los microorganismos y la interacción material de soporte-película de microorganismos-agua residual y los procesos con otros elementos.

En cuanto al flujo del agua del influente, la alimentación del agua al sistema se lleva a cabo por alguno de los costados (en los de flujo horizontal) o por la parte superior (en los de flujo vertical), de tal manera que el agua se filtre a través del medio de soporte o empaque (Vymazal, 2009). También se han desarrollado dispositivos en forma de canales transversales con vertederos y arreglos de tuberías colocados estratégicamente a la entrada para la distribución del agua residual.

Segura, (2014) menciona las diferentes colocaciones de alimentación para el influente de acuerdo al tipo de flujo, el de horizontal presentan una entrada por el costado a diferencia del conformado por estratos verticales en el que el influente descarga por la parte superior,

además de un dispositivo principal en forma de “T” para alimentar de manera uniforme al cuerpo empacado del humedal, el arreglo de la alimentación se muestra en la Fig.2.8.

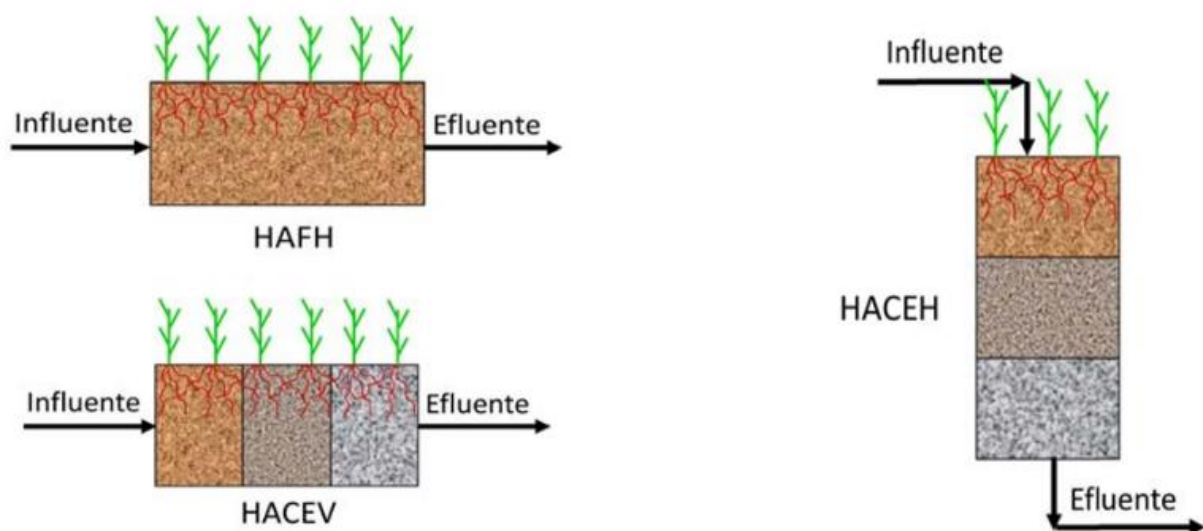


Figura 2. 8 Arreglo de humedales de acuerdo con el flujo y ordenamiento de material de empaque

HAFH: humedal artificial de flujo horizontal, HACEV: humedal artificial con estratos verticales (transversales al flujo), y HACEH: humedal artificial con estratos horizontales

2) Medio de soporte

El medio de soporte o material de empaque sirve como soporte para el desarrollo del componente vegetal y el establecimiento de la biopelícula alrededor del material pétreo (adheridos o semiadheridos a éste), que consiste en microorganismos asociados a la degradación de los distintos contaminantes que se encuentran en el agua residual. Ellos reducen en forma aerobia, anaerobiamente (y/o anóxicamente, si el nitrato está presente) a los contaminantes orgánicos en dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4); igualmente actúa como un simple filtro para la retención de sólidos suspendidos totales (Cicero *et al.*, 2016.; Vymazal, 2009).

Una de las bondades que presentan los sistemas corresponde al modularidad, con el objeto de favorecer las condiciones biológicas dentro del sistema, que promuevan la eliminación de contaminantes de manera diferenciada. El primer contenedor como material de empaque principal grava de origen ígneo, favorece el crecimiento de microorganismos en película que remuevan la materia orgánica (medida como DBO_5), sólidos suspendidos totales y disueltos volátiles, además de fomentar la transformación del nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) hacia nitrógeno nitrato (N-NO_3^-). El segundo módulo tener como soporte principal gravilla con base en mineral de roca caliza, que permitirá precipitar a los ortofosfatos (P-PO_4^{3-}) y llevar

a cabo el proceso de desnitrificación (Luna y Aburto, 2014); por la acción del metabolismo de los microorganismos para almacenar energía en forma de ATP.

En la selección del material de soporte más adecuado, es importante considerar los siguientes factores:

- Características, distribución y tamaño de partícula.
- Capacidad de adsorción y absorción.
- Porosidad.
- Conductividad hidráulica
- Disposición de material.

La distribución del grano del medio filtrante en el influente debe colocarse de grueso a fino (partiendo de la parte superior) para reducir el riesgo de azolvamiento del sistema. De hecho, Ramírez, (1998), recomienda evitar arreglos con base en arena fina y/o arcilla (con diámetros menores a 0.5 mm), debido a que son materiales fácilmente compactables e inestables, limitando con ello la infiltración y la conductividad hidráulica del sistema. De manera adicional, también puede ser empleado material de la región, en algunas zonas de México puede ser tezontle que, deberá variar el tamaño dependiendo de la profundidad desde el fondo hacia la superficie. Por su parte CONAGUA, (2017), recomienda que el diámetro de puede variar de 4-5 cm a 1-2 cm, como se presenta en la Tabla 2.14 conforme a los siguientes horizontes.

Tabla 2. 14 Tamaño de diámetro del tezontle respecto a la profundidad

Profundidad (cm)	Diámetro (cm)
50	4.5
25	2.4
10	1.2

Otros materiales para tomar en cuenta son: gravilla granular fina, arena granular fina, caliza, arenilla, cieno, arcilla y esquisto; la capacidad de adsorción y absorción tendrá efecto en el mecanismo depurativo de los contaminantes como compuestos nitrogenados, fosfatados y metales pesados. Otra característica es la porosidad, que de acuerdo con Kivaisi, (2001) debe ser mayor al 30%, ya que con ello se incrementará la eficiencia del sistema. Un factor que adicionalmente se encuentra inmerso es el diseño, la disposición y acomodo de los materiales, ya que ello refleja beneficios en la velocidad y porcentajes de remoción (Segura, 2014) para la remoción de metales como Cr (VI) y Pb (II). En Pérez, (2017), se recomienda el



uso de tezontle y piedra de río, ya que forman una monocapa sobre la superficie sin interactuar entre ellos, por lo que representan una opción para ser usados como medio de soporte para humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales convencionales contaminadas con estos metales.

3) *Revestimiento impermeable de protección al suelo y agua subterránea*

Los humedales de flujo subsuperficial están constituidos básicamente por un estanque de poca profundidad, que se aísla por una membrana o material impermeable (en caso de que el tipo de suelo lo permita). Lo anterior se incorpora al humedal para evitar infiltraciones y la posible contaminación de las aguas subterráneas, en su defecto se puede construir en terrenos con baja permeabilidad hidráulica e incluir en la superficie macrófitas flotantes, o bien el componente vegetal emergente enraizado en el fondo (EPA, 1995 y Cicero *et al.*, 2016). Se recomienda colocar una capa de 5-10 cm de arena para proteger la membrana impermeable durante la colocación del material de soporte, construir bordos de concreto y utilizar las fabricadas con poliuretano de alta densidad de 1 mm de espesor o usar pasillos de cemento.

Cabe señalar que, de omitir el uso de membrana, asfalto o concreto, se puede desarrollar vegetación que no solo provocará daños, sino que además obstaculizará el acceso, por lo que puede inferirse que los gastos resultantes de estas alternativas de protección siempre serán menores a los requeridos en actividades de poda y disposición de la vegetación que se hubiera desarrollado sobre su superficie (CONAGUA, 2017).

4) *Vegetación*

La clasificación de la vegetación de los humedales artificiales (Kadlec, 2008) se basa en los hábitos de crecimiento en el agua que comprenden las plantas macrófitas vasculares, principalmente angiospermas y se les denomina “hidrófitas” que, de acuerdo con Aburto, (2011) se agrupan en los siguientes tipos: Hidrófitas emergentes, enraizadas de hojas flotantes, sumergidas y libres flotantes (Figura 2.9).

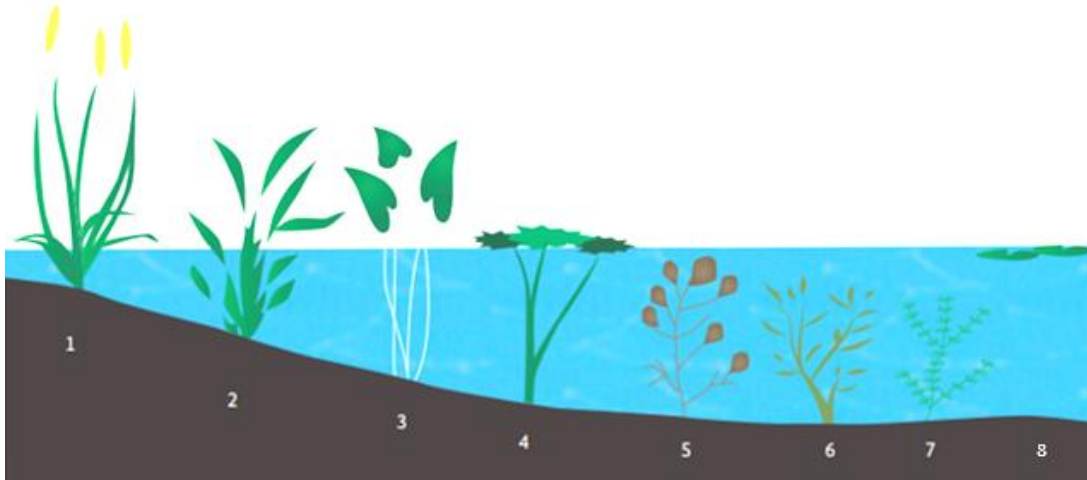


Figura 2. 9 Formas de vida de la vegetación en HA

(1: hidrófitas emergentes, 2-4: hidrófitas enraizadas de hojas flotantes, 5-7: hidrófitas sumergidas, 8 hidrófitas de flotación libre)

Adaptado de Aburto, (2011) y CONAGUA, (2017)

Las características de las diferentes formas de vida mencionadas, así como las estructuras características y especies se mencionan a continuación:

- Hidrófitas emergentes: Habitan en suelos anegados permanentes o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos, como la *Typha* sp. (tule), *Juncus* sp. (junco) y *Cyperus papyrus* (papiro).
- Hidrófitas enraizadas de hojas flotantes: Son principalmente angiospermas; se ubican sobre suelos anegados; los órganos reproductores son flotantes o aéreos, pueden ser: *Callitriche* sp. y *Myriophyllum* sp.
- Hidrófitas sumergidas: Incluyen algunos helechos, briófitas y angiospermas, se encuentran en toda la zona fótica; los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos, algunas especies representativas son: *Elodea canadensis* (elodea). y *Potamogeton* sp. (espiga de agua, pasto de agua o lila de agua).
- Hidrófitas libres flotantes: Presentan formas muy diversas, desde plantas de gran tamaño con roseta de hojas aéreas y/o flotantes hasta pequeñas que flotan en la superficie, cuentan con raíces sumergidas poco o bien desarrolladas. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos, raramente sumergidos, tales como *Eichornia crassipes* (lirio acuático) y *Lemna* sp. (lenteja de agua), entre las más usadas.

A continuación, se presenta una especie representante de cada tipo de forma de vida de acuerdo con la descripción anterior en las Figs. 2.10 a)-d).

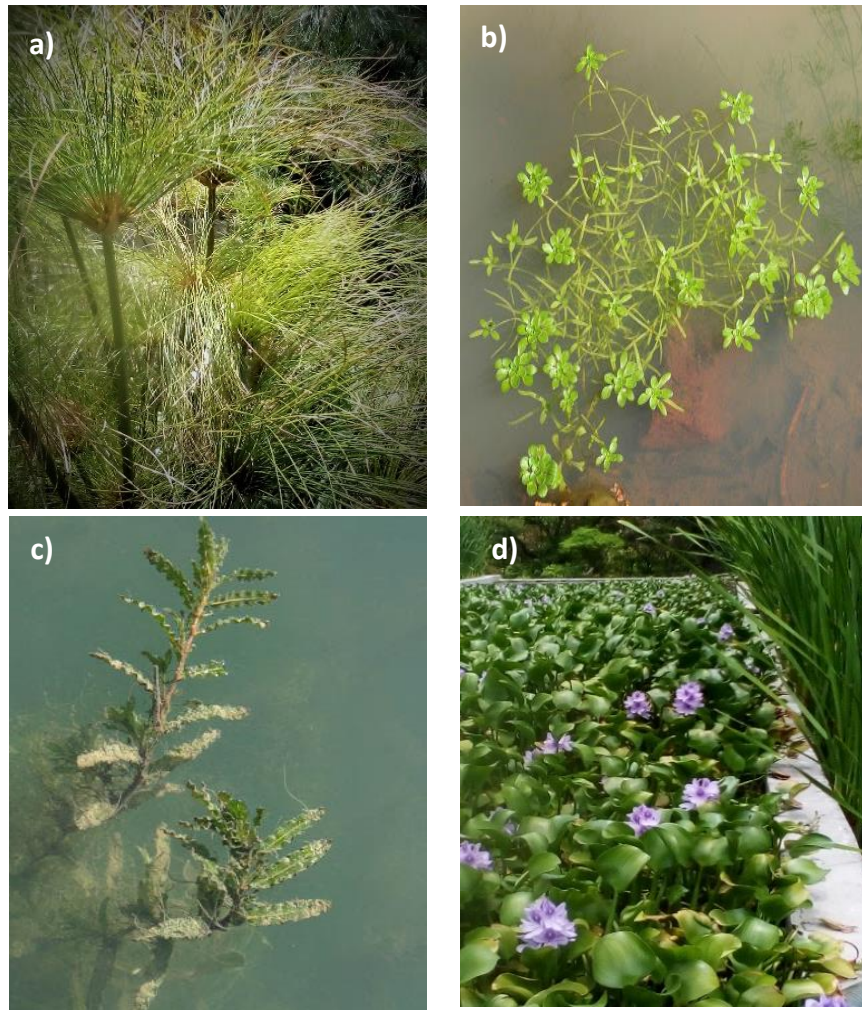


Figura 2. 10 Hidrófitas en HA a) *Cyperus papyrus* b) *Callitriche* sp. c) *Potamogeton* sp. d) *Eichornia crassipes*

5) *Microorganismos depuradores*

Como parte de los procesos biológicos en los humedales artificiales, los microorganismos interactúan con las raíces de las plantas y el material de soporte para incorporar a su metabolismo o fijar los contaminantes del agua. Los productos metabólicos obtenidos por la degradación de la materia orgánica, CO₂, compuestos nitrogenados, fósforo, potasio y otros minerales son utilizados por las especies vegetales, que a su vez proporcionan a los microorganismos el oxígeno que se requiere como aceptor de electrones, conduciéndolo vascularmente, desde las hojas hasta las raíces. El medio filtrante provee el soporte y la superficie para el desarrollo de los microorganismos, los cuales reducen en forma aerobia, anaerobiamente (y/o anóxicamente, si el nitrato está presente) a los contaminantes

orgánicos en dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄); igualmente actúa como un simple filtro para la retención de sólidos suspendidos totales (Cicero *et al.*, 2016.; Vymazal, 2009).

En relación con su actividad bioquímica, la principal fuente de energía proviene de la oxidación de compuestos de carbono (orgánico e inorgánico). De acuerdo con la fuente de energía los principales organismos que se encuentran en los humedales artificiales son: los autótrofos pueden ser microalgas u otros que tengan célula vegetal, como quimio heterótrofos bacterias y hongos actinomicetos, ya que son los principales en la degradación y transformación de contaminantes orgánicos (Kadlec, 2008; Wei *et al.*, 2020). La clasificación de los microorganismos de acuerdo con la fuente de energía y carbono se presenta en la Tabla 2.15.

Tabla 2. 15 Tipo de organismo de acuerdo con su fuente de energía y carbono

Clasificación	Fuente de:	
	Energía	Carbono
Autótrofos		
Fotoautótrofos	Luz solar	CO ₂
Quimioautótrofos	Reacciones inorgánicas de óxido reducción	CO ₂
Heterótrofos		
Fotoheterótrofos	Luz solar	Orgánico
Quimioheterótrofos	Reacciones inorgánicas de óxido reducción	Orgánico

Tomado de: Kadlec, (2008)

Los microorganismos logran niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y mínimo mantenimiento (Lara, 1999). En el caso de los autótrofos captan la luz solar y la transforman en energía química, mientras que los heterótrofos la obtienen al romper enlaces químicos, donde la energía que es usada en su metabolismo para realizar funciones vitales y como consecuencia indirecta se remueven contaminantes de las aguas (Delgadillo *et al.*, 2010). Los microorganismos al llevar a cabo reacciones redox pueden impactar los procesos de remediación mediante la movilización / inmovilización de metales, donde la interacción metal-microbio influye en los procesos microbianos, como su crecimiento, colonización y formación de biopelículas (Wei *et al.*, 2020). En Salgado *et al.*, (2010), mencionan que las bacterias constituyen herramientas potenciales para la biorremediación de aguas residuales a través de los humedales artificiales, en función de mejorar el desarrollo del componente vegetal o en la eliminación de nitrógeno y fósforo. De acuerdo con Kapahi y Sachdeva, (2019) algunos de los microorganismos que se pueden utilizar en procesos de adsorción para metales pesados son:

- Bacterias: *Bacillus* sp., *Desulfovibrio* sp., *Geobactor* sp., *Pseudomonas* spp. y *Vibrio* sp.
- Algas y microalgas: *Chlamydomonas* sp., *Cladophora* sp., *Fucus* sp. y *Spirogyra* sp.
- Hongos: *Aspergillus* sp., *Penicillium* sp., *Pleurotus* sp., *Rhizopus* sp. y *Saccharomyces* sp.

También presentan en su revisión los organismos capaces de llevar a cabo el proceso de sorción con Pb y Cd (Tabla 2.16).

Tabla 2. 16 Microorganismos usados para biosorción de plomo y cadmio

Microorganismo	Cd	Pb
Bacterias	<i>Bacillus laterosporus</i> , <i>Bacillus</i> sp., <i>Pseudomonas</i> spp.	<i>Bacillus</i> sp., <i>Corynebacterium glutamicum</i> , <i>Micrococcus luteu</i> , <i>Pseudomonas</i> sp., <i>Vibrio harveyi</i>
Algas	<i>Asparagopsis</i> sp., <i>Caulerpa fastigiata</i> , <i>Ceramium virgatum</i> , <i>Chlamydomonas</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Corallina</i> sp., <i>Fucus vesiculosus</i> , <i>Sargassum</i> sp., <i>Schizosaccharomyces hialina</i> , <i>Spirogyra hialina</i> , <i>Spirogyra</i> sp., <i>Spirulina platensis</i>	<i>Asparagopsis</i> sp., <i>Caulerpa lentillifera</i> , <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Corallina mediterranea</i> , <i>Fucus vesiculosus</i> , <i>Pterocladia capillacea</i> , <i>Pithophora oedogonia</i> , <i>Sargassum</i> sp., <i>Schizosaccharomyce hialina</i> , <i>Spirogyra hialina</i> , <i>Ulva lactuca</i> .

2.2.1.2. Operación y mantenimiento

En Crites y Tchobanoglous, (2000) se menciona que después del arranque del sistema, la operación de los humedales es muy simple y similar a los requisitos para el funcionamiento de una laguna facultativa. De hecho, gran parte del esfuerzo que supone es la observación de las condiciones y la corrección de los problemas que se presenten, las principales cuestiones de interés son:

- Mantener el nivel de agua para el óptimo crecimiento de las macrófitas
- La uniformidad de distribución y recolección del flujo
- Integridad de los bordos
- La salud y el crecimiento de la macrófitas
- El control de las plagas y los insectos dañinos
- Poda, recolección y eliminación de la vegetación seca.

2.2.2 Mecanismos depurativos de contaminantes

En los Humedales Artificiales se llevan a cabo diferentes procesos que remueven o transforman los contaminantes, pueden ser: físicos, químicos y biológicos. Dentro de los primeros se encuentran la sedimentación y filtración, con los cuales se remueven los sólidos suspendidos totales con eficiencias comúnmente superiores al 80% (Kadlec, 2008). Por su parte, dentro de los químicos, el intercambio catiónico, reacciones óxido reducción en las transformaciones de compuestos de N y P. Finalmente, los biológicos los que representan la eliminación de organismos patógenos a la salud animal y humana. Dentro de la Tabla 17 se presentan los mecanismos depurativos de los principales contaminantes dentro de los Humedales Artificiales.

Tabla 2. 17 Principales mecanismos depurativos en HA

Contaminante	Mecanismo depurativo
Sólidos suspendidos totales	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentación • Filtración
Constituyentes orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Degradación microbiológica aerobia • Degradación microbiológica anaerobia
Compuestos nitrogenados	<ul style="list-style-type: none"> • Amonificación, nitrificación y desnitrificación microbiológica • Fijación por el componente vegetal • Adsorción del material de soporte • Volatilización del nitrógeno amoniacal
Compuestos fosfatados	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorción del material de soporte • Fijación del componente vegetal
Metales pesados	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorción del lecho e intercambio catiónico • Formación de compuestos quelados • Precipitación • Fijación del componente vegetal • Óxido-reducción microbiológica
Microorganismos no deseables	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentación • Filtración • Muerte natural • Depredación • Irradiación por rayos UV • Excreción de antibióticos por parte de las raíces

Adaptado de Hiley, (1995).

De manera particular los mecanismos depurativos para los metales pesados en los humedales artificiales de acuerdo con Hiley, (1995), son:

- a) Adsorción de lecho e intercambio catiónico, que se refiere a la retención externa del metal, o bien a la interacción de las cargas positivas de la matriz receptora con el metal.
 - b) Formación de compuestos quelados, implica la formación de un compuesto de coordinación con un centro metálico, donde la estructura ligante asemeja una quela o pinza de crustáceo que sostiene al metal.
 - c) Precipitación, que corresponde a la caída de una partícula en un medio.
 - d) Fijación del componente vegetal, en términos de la absorción por el suelo, puede ser a través de éste o de las raíces.
 - e) Óxido reducción microbiológico, implica el flujo de los electrones ya se de ganancia (reducción) o pérdida (oxidación) aunado al metal para la reacción con los microorganismos
- Dichos mecanismos se presentan representados en las Figs. 2.11 a)-e).

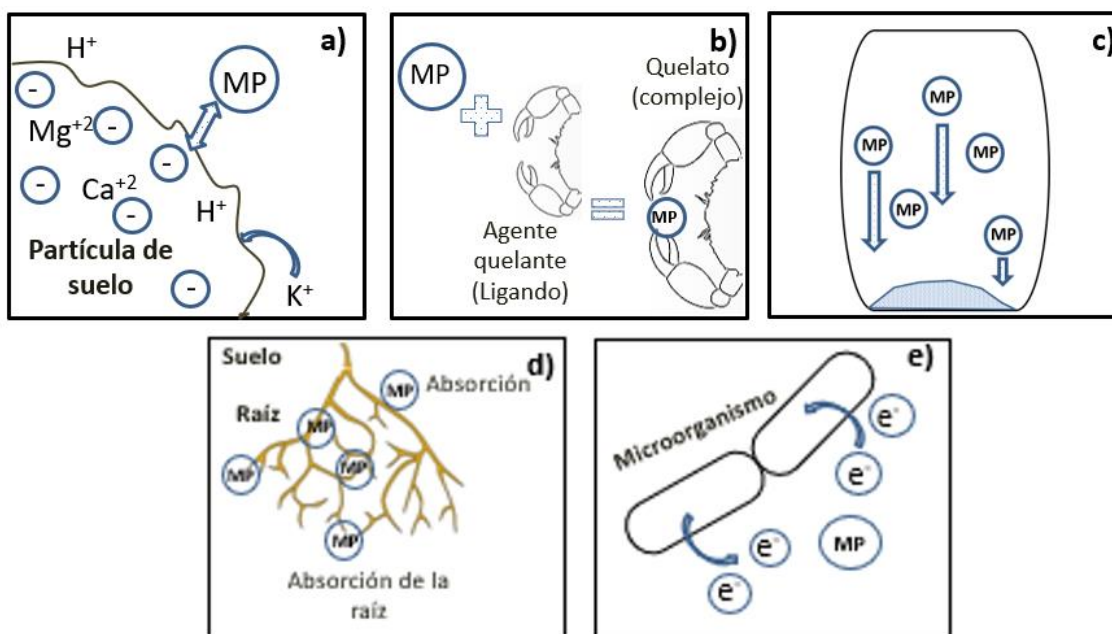


Figura 2. 11 a)-e) Mecanismos depurativos de metales pesados en los HA
MP: metal pesado, elaboración propia

2.2.2.1 Mecanismos depurativos de metales pesados por el componente vegetal

La absorción de metales pesados por el componente vegetal constituye generalmente el primer paso para la entrada de éstos en la cadena alimentaria, y que puede ocurrir por la aplicación de fertilizantes, plaguicidas (Vassilev, 2002), o por el aire en la captación de CO_2 . Así entonces, la absorción y posterior acumulación dependen en primera instancia del movimiento (movilidad) de las especies de los metales desde la solución en el suelo a la raíz de la planta (Prieto *et al.*, 2009)) (Fig. 2. 12).

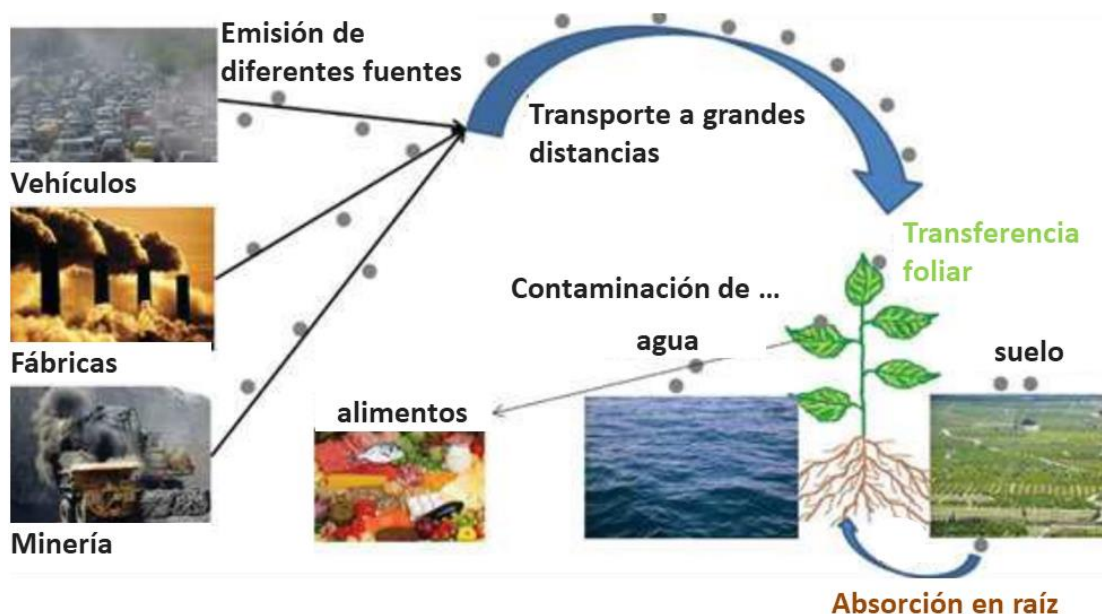


Figura 2.12 Captación de partículas de metales pesados por estructuras vegetales. Adaptado de Shahid *et al.*, (2016)

Sistema vascular del componente vegetal con sistema vascular

En la evolución de los organismos vegetales, la colonización en el medio terrestre se debió a la aparición del sistema vascular, mecanismo por el cual estos organismos independizan la mayoría de sus estructuras del agua. Ello ocurre mediante un sistema que permite transportar las sustancias necesarias de la raíz a las estructuras superiores mediante el tallo, que contiene tejidos de sostén asociados a células parenquimáticas agrupadas en pequeños haces conductores, que son de dos clases: 1) xilema y 2) floema, donde el primero está formado por vasos leñosos o tráqueas que incluyen a las traqueidas. Ellas son formadas por células alargadas con orificios denominados puntuaciones, que tienen la función de comunicar entre sí además de tener células de lignina que le dan soporte al organismo, para que así la savia, constituida principalmente por agua, azúcares y sales minerales sean conducidos de forma ascendente para llevar a cabo sus funciones metabólicas. El segundo está constituido por tubos o células cribosas, entre las cuales existen tabiques con agujeros o cribas que se obturan a condiciones de disminución de temperatura y las sustancias son conducidas de manera descendente (Delgadillo, *et al.*, 2010; Megías, *et al.*, 2020, Fernández, 2006). En la Figura 2.13 se representan estas estructuras de conducción.

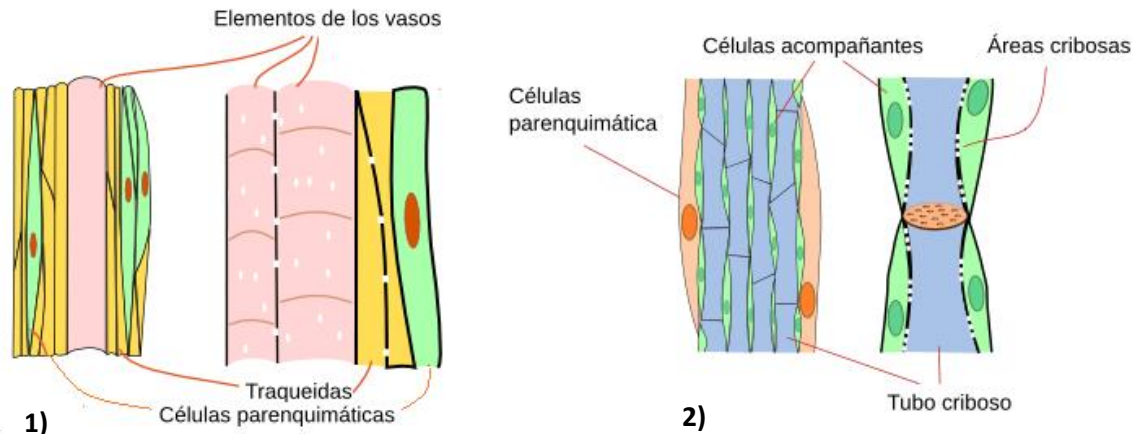


Figura 2. 13 Corte longitudinal del 1) xilema y 2) floema
Adaptado de Megías, *et al.*, (2020)

Mecanismos de transporte y acumulación de metales en el componente vegetal

Se ha examinado el transporte y la acumulación de metales pesados en cultivos de hortalizas a través del sistema radicular (Niazi y Burton, 2016), ya que la mayor parte de estos metales se encuentran en el sistema del suelo y son absorbidos por raíces (1 de Fig. 2.14). Generalmente, la parte del metal que se encuentra en el suelo se adsorbe primero en la superficie de la raíz, seguido de la unión a los polisacáridos de la superficie celular rizodérmica. Después de la adsorción, los metales pesados penetran pasivamente las raíces y se difunden a través de la translocación de corrientes de agua (Shahid *et al.*, 2016). La especiación química de metales, tamaño de partículas del suelo, capacidad de intercambio catiónico, pH del suelo, contenido de materia orgánica y la actividad microbiana afectan la absorción de la raíz, por lo que una vez que esta se satura aproximadamente al 95% del metal, este se acumula e inicia el movimiento que va desde las raíces a las partes aéreas mediante la xilema (2 de Fig. 2.14). Además de las raíces, los órganos aéreos tales como hojas, frutos y flores también pueden absorber metales pesados. (Bondada, 2004) (3 de Fig. 2.14). Las estructuras absorbentes acumulan éstos en las hojas por transferencia foliar después de la deposición de partículas atmosféricas en las superficies de éstas, ello debido a la cubierta de cera y los tricomas de las hojas (Schreck *et al.*, 2012) dependiendo de su tamaño y en la afinidad de los contaminantes, pudiendo así haber dos vías para la captación de metales:

- 4.1) Por difusión a través de la cutícula para elementos lipofílicos y
- 4.2) a través de los poros acuosos de las estomas correspondientes a la cutícula para compuestos hidrofílicos.



La distribución del follaje, el tamaño de la hoja, la estructura de la epidermis, la composición de la cutícula y la especiación del metal afectan la absorción foliar, una vez internalizado, los metales se transportan desde ahí, hacia los órganos en el sistema vascular del floema y posterior a dicha captación foliar de metal, <1% se transporta a los tejidos de la raíz. A nivel vascular los metales pesados se captan por las hojas a través de los estomas y espacios intercuticulares (principal barrera física de la captación foliar del metal), y llevan a cabo la transferencia (5 de Fig. 2.14) hacia el haz vascular y las raíces vía floema y xilema (6 de Fig. 2.14). Las estructuras en donde se llevan a cabo los mecanismos vasculares mencionados y el corte de la epidermis se presentan en la Fig. 2.14 a y b (Shahid *et al.*, 2016).

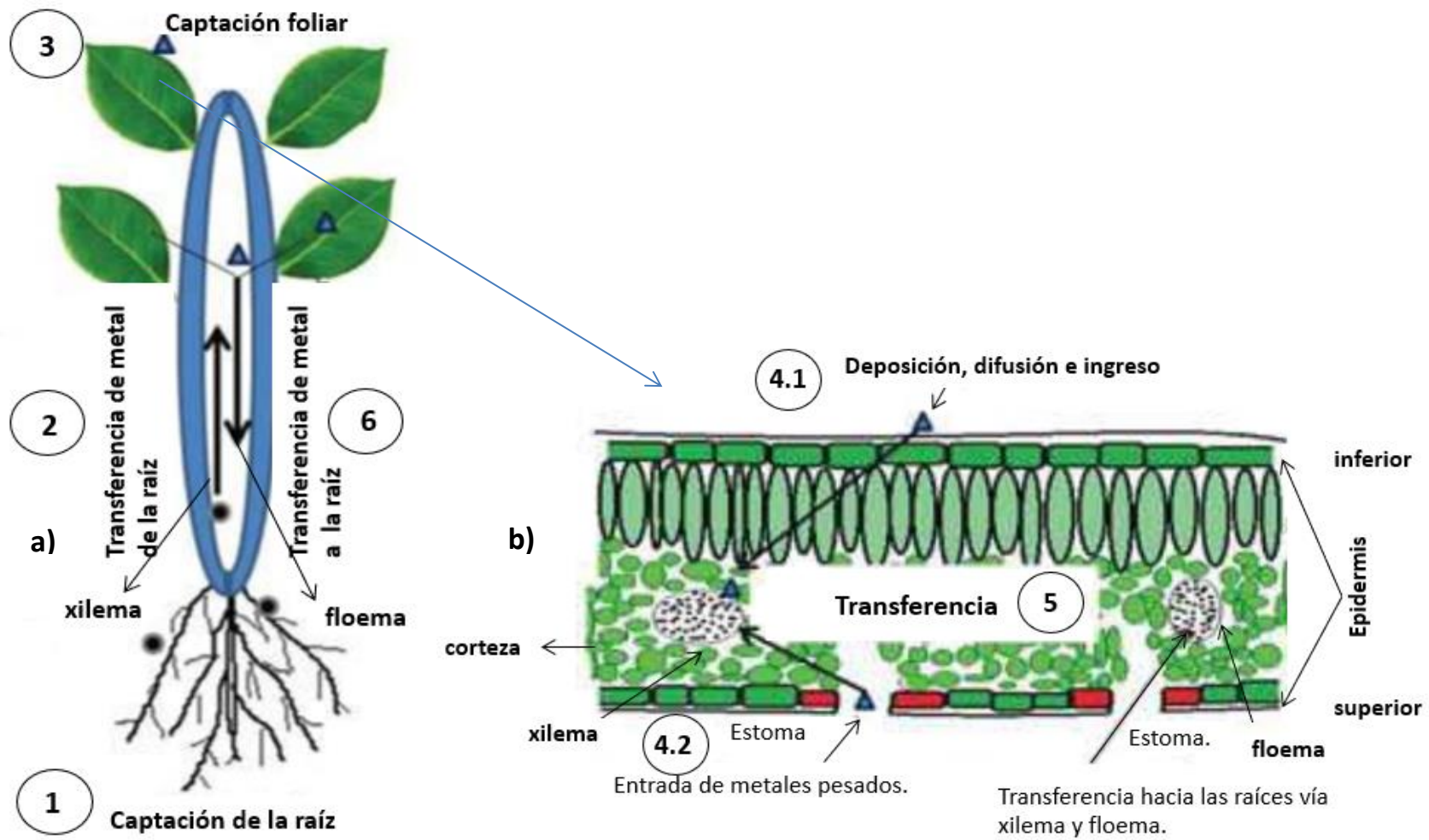


Figura 2. 14 a y b. Captación foliar, radicular y transporte en el tallo de los metales pesados
Adaptado de Shahid *et al.*, (2016)

A nivel celular, el componente vegetal tiene diferentes mecanismos potenciales para la desintoxicación de metales pesados que les confiere tolerancia al estrés metálico (Hasan *et al.*, 2017). Las estrategias para evitar la acumulación de metales pesados pueden ser extracelulares e intracelulares, las primeras pueden incluir bacterias asociadas a los tejidos (Etesami, 2018), micorrizas y procesos externos a la pared celular (1 de Fig. 2.15) que pueden generar restricciones del movimiento del metal a las raíces. La adsorción es el mecanismo de remoción extracelular más reportado en el componente vegetal acuático, por el cual los iones metálicos son secuestrados de la solución a través de algunos mecanismos como intercambio iónico, adsorción por fuerzas físicas y atrapamiento de iones. Por otro lado, las segundas se llevan a cabo dentro de la célula en el citoplasma y vacuola (a nivel iónico), donde la tolerancia también podría implicar que la membrana celular de la planta y los exudados extracelulares de la raíz se unan a la pared celular (2 de Fig. 2.15). Lo anterior, mediante la reducción drástica de la absorción de metales o estimulación del flujo de esos metales que entraron en el citosol, debido al flujo reducido frente a la membrana plasmática (3 de Fig. 2.15) (Hall, 2002).

En contraste, cuando las toxinas están presentes en concentraciones elevadas, las células activan una compleja red de estrategias de almacenamiento y desintoxicación, ya que también existe un flujo de salida activo (4 de Fig. 2.15). El material que permanece lleva a cabo la quelación de iones metálicos con fitoquelatinas, metalotioneínas y ácidos en el citosol, seguido de la captura y transporte a la vacuola (5 de Fig. 2.15) mediante transportadores de vacío. Las rutas metabólicas proporcionan la quelación de los metales mediante complejos ligando metal (6 de Fig. 2.15) por los ácidos orgánicos, aminoácidos, péptidos o permiten su compartimentación de procesos (Kumar *et al.*, 2018) y el transporte del complejo ligando-metal a la vacuola (7 de Fig. 2.15) para llevar la acumulación de metales en esta (8 de Fig. 2.15). Ésta última está relacionada con los mecanismos activos o pasivos que eliminan la materia orgánica o inorgánica del protoplasma, dentro de este contienen soluciones acuosas, como la solución diluida de muchas sustancias denominada “savia celular” en la que se encuentran las siguientes sustancias:

- a) Gases atmosféricos (nitrógeno, oxígeno y dióxido de carbono)
- b) Sales inorgánicas (nitratos, sulfatos, fosfatos y cloruros de sodio, potasio, calcio, hierro y magnesio)
- c) Ácidos orgánicos (oxálico, cítrico, málico y tartárico)
- d) Sales de ácidos orgánicos,
- e) Azúcares
- f) Proteínas solubles al agua, alcaloides y algunos pigmentos (Vidal, 2009).

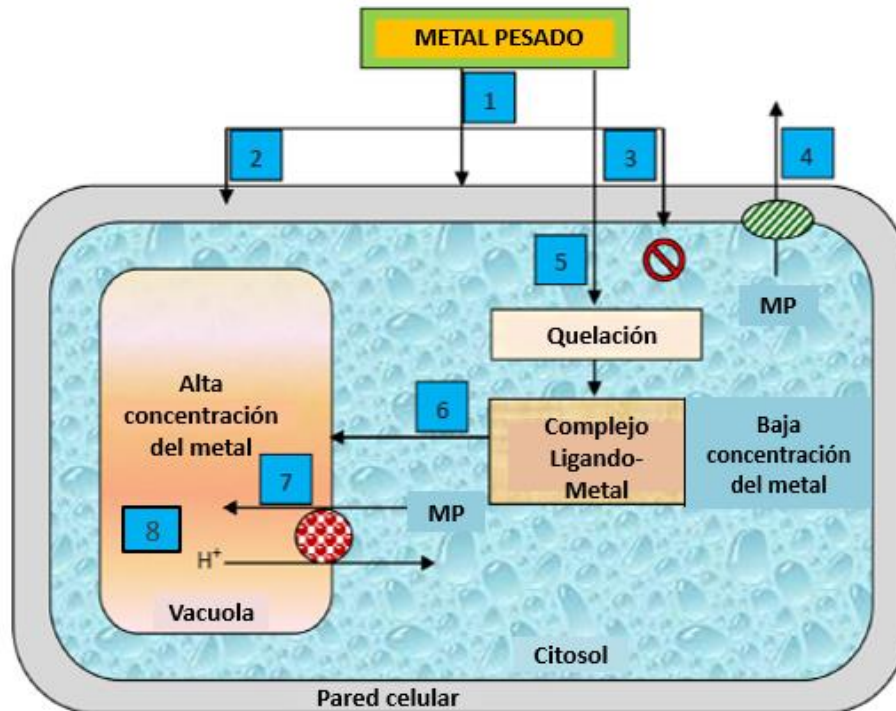


Figura 2. 15 Mecanismo celular de los metales pesados en la célula vegetal.
MP: metal pesado.

La raíz posee cargas negativas en sus células rizodérmicas pertenecientes a polímeros, tal como los grupos carboxilo del ácido péctico, así como otras proteínas estructurales y enzimáticas. Las cargas negativas al unirse en el espacio de la rizosfera a cargas positivas, como las de los cationes metálicos Pb^{+2} forman una interfase en equilibrio, los cationes entran por la pared celular (carga negativa) que es hidrófila y facilita el intercambio iónico, y el material pasa por apoplastia a diferencia de las zonas vasculares donde hay una diferenciación de tejidos y existe un transporte por simplastia. En el transporte a larga distancia los metales viajan desde la raíz hasta el xilema de las hojas como iones libres o a complejados en un ácido orgánico, y en otros casos se pueden almacenar con precipitados o en forma cristalina en las paredes de las células epidérmicas. Ello puede favorecer el desplazamiento de los iones adsorbidos en la pared celular con soluciones de intercambio catiónico (García, 2006).

Los metales inhiben el flujo de electrones de la cadena de transporte del ciclo de Calvin, el Cd y el Al inhiben con similar intensidad la fotosíntesis y la transpiración, mientras que el Zn, Pb y Cu, pueden causar una drástica reducción en la eficiencia del uso del agua, lo que sugiere que factores diferentes a los propios del cierre de estomas tienen un papel en la inhibición de la fotosíntesis por estos metales (Barceló y Poschenrieder, 1992).

2.2.3 Uso de especies vegetales para la remoción de metales

La acumulación de metales dentro de las especies vegetales, en general las plantas dicotiledóneas acumulan significativamente altas cantidades de plomo en raíces en comparación con las raíces de las monocotiledóneas, aunado a que el transporte del plomo de las raíces a otros órganos es debido a la barrera de la endodermis de la raíz puede moverse como consecuencia de que existen porciones de plomo que son extraídas al agua (Huang y Cunningham, 1996; Seregin e Ivanov, 2001).

La disponibilidad de algunos metales presentes en el suelo, para el componente vegetal tiene mayores niveles de absorción, tal como el Mn disponible en suelos es mayor que para el Zn, seguidos en orden por el Cd, el Cu y por último y menos disponible, para pasar la barrera suelo raíz-planta el Pb, que está presente en el suelo estrechamente ligado a la materia orgánica o materia coloidal como precipitado. Dichas formas reducen la absorción de plomo por las raíces, además de que la adsorción de plomo se incrementa en función del pH desde 3 hasta 8.5 cuando logra acumularse es principalmente en las raíces, siendo mínima su presencia en otras partes u órganos de los cultivos. Este mecanismo puede estar relacionado con la permeabilidad de la membrana celular, reacciones de grupos sulfhidrilos (-SH) con cationes y afinidad para reaccionar con grupos fosfatos. El cadmio (Cd) y el zinc (Zn), se pueden absorber en mayor grado en rábanos y zanahorias, en las hojas de los primeros se llegan a acumular mayores contenidos del metal, provocando en sus hojas un marchitamiento y disminución en la longitud de sus raíces y de la biomasa (Prieto *et al.*, 2009). Los síntomas más visibles de la fitotoxicidad por metales pesados incluyen: reducción del crecimiento, sobre todo en la raíz, clorosis, necrosis en hojas, senescencia y abscisión. De acuerdo con la concentración, suelen reducirse y presentar manchas pardo-rojizas además en tallos y peciolo (Barceló y Poschenrieder, 1992; Mishra y Choundhari, 1998). Para *Oryza sativa* L. (arroz) se consideraron altas concentraciones 103.5 mg/L y 207 mg/L de Pb y como menor concentración se consideró en *Zea mays* L. (maíz) hasta 20.7 mg/L, en ambas con estas concentraciones también presentó una reducción significativa de la longitud radicular (García, 2006).

Para determinar si una especie vegetal podría ser utilizada en un tratamiento de fitorremediación, se tienen que tomar en cuenta los siguientes parámetros: el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de traslocación (FT) (Olguín y Sánchez, 2012). El FBC determina la eficiencia del componente vegetal para acumular el metal proveniente del suelo en su tejido y se calcula mediante la Ecuación 4.

$$FBC = \frac{\text{concentración de metal en tejido}}{\text{concentración de metal en el suelo}}$$

Ecuación 4

Para medir la eficiencia para transportar el metal de la raíz a su parte aérea (FT), se calcula con la Ecuación 5.

$$FT = \frac{\text{concentración de metal en la parte aérea}}{\text{concentración de metal en la raíz}}$$

Ecuación 5

Estos factores no pueden aplicarse para diferenciar entre la capacidad del componente vegetal vivo o los microorganismos fotosintéticos para adsorber el metal en su superficie a través de mecanismos pasivos o para acumular el contaminante a nivel intracelular por medio de mecanismos metabólicamente activos. Por lo que el objetivo del trabajo de Olguín y Sánchez, (2012) fue diferenciar ambos conceptos (bioadsorción y bioacumulación) y recuperar una buena cantidad de metal adsorbido en la superficie. Las especies representativas que concentran metales principalmente en la raíz por factor y metal se presentan en la Tabla 2.18.

Tabla 2. 18 Especies vegetales representativas por factor de transporte de metales.

Factor	Especies	Metales
FBC	<i>Baumea articulata, Baumea juncea, Eichhornia crassipes, Hydrilla verticillata, Hygroryza aristata, Ipomea aquatica, Juncus subsecundus, Lemna gibba, Marsilea quadrifolia, Potamogeton oxyphyllus, Schoenoplectus californicus, Schoenoplectus validus y Typha angustifolia.</i>	As, Cd , Co, Cr Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb , Se, Zn.
FT	<i>Baumea articulata, Baumea juncea, Juncus subsecundus, Schoenoplectus validus y Typha domingensis.</i>	Al, Cd , Fe, Pb , Zn.

FBC: Factor de bioconcentración; FT: Factor de traslocación

Tomado de: Olguín y Sánchez, (2012)

Reeves y Baker, (2000) menciona que las especies “hiper” acumuladoras de metales son capaces de acumular entre 100 y 1000 mg/kg de Cd y Pb, respectivamente de peso seco en las hojas. De los valores obtenidos en la medición de concentración de Pb y Cd en el

componente vegetal, el Pb presenta el valor más alto (2980 mg/kg) en las especies *Potamogeton oxyphyllus*, *Pteris vittata* y *Ageratum houstonianum*, de acuerdo con el trabajo de Nguyen *et al.*, (2011) (Tabla 2.19).

Tabla 2. 19 Acumulación de Pb y Cd en el componente vegetal

Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Referencia
17-598	SD	Yoon <i>et al.</i> , 2006
SD	22.04	Moreno <i>et al.</i> , 2009
3.4-920	0.1-12.5	Stoltz y Grege, 2002
13-1138	ND -9.7	Rio <i>et al.</i> , 2002
1249	1090	Deng <i>et al.</i> , 2008
ND-14.6	40-1485	Chehregani <i>et al.</i> , 2009
2980 (270-12700)	19	Nguyen <i>et al.</i> , 2011

SD: sin dato, ND: no detectable

Kisholay y Suchismita, (2015), evaluaron el potencial de 25 plantas (vasculares) reportadas como fitorremediadoras en humedales con características de amplia distribución y fácil reproducción. Con el objeto de evaluarlas en la remediación de aguas con contenido de Fe, Mg, Pb y Zn, se analizó mediante un factor de translocación que midió la proporción del contenido del metal en la raíz y hojas de la planta que representó el transporte interno del metal. De acuerdo con cada metal de estudio y especie de planta se determinó que las mejores acumuladoras para cada metal fueron cinco especies para Mg y Fe, nueve para Pb, ocho para Zn. Se encontró que solo una especie fue significativa acumuladora para los cuatro metales, *Alternanthera sessilis*, se menciona que la mayor cantidad de Pb en hojas fue en *Fimbristylis bisumbellata* (67.35 µg/g peso seco), seguido de *Eragrostis atrovirens* (37.15 µg / g) e *Ipomoea aquatica* (36.3 µg/g), donde la mayor acumulación de Pb en raíz fue en *E. atrovirens* (69.5 µg/g). Por su parte, en Deng *et al.*, (2004) también analizaron las concentraciones de metales (Cd, Cd, Cu y Zn) en raíces del componente vegetal emergente en humedales que absorben los metales sin verse afectadas por el exceso del contenido metálico.

En México se han caracterizado especies con capacidad de acumulación de metales, como *Amaranthus hybridus*, *Eichhornia crassipes*, *Jatropha dioica*, *Scirpus americanus* y *Typha latifolia*, comúnmente utilizadas para la remediación de metales en humedales artificiales por su capacidad de adaptación a ambientes contaminados, y su amplia distribución. (Covarrubias y Peña, 2017 y Carranza *et al.*, 2008).

2.2.4 Aplicación de HA y sus lixiviados

La aplicación de Humedales Artificiales se ha llevado a cabo a diferentes niveles, dentro de ciudades, así como parte de los sistemas descentralizados en pequeñas poblaciones, rurales y semiurbanas, donde se ha popularizado como alternativa de tratamiento de agua residual. Si bien se han construido varios a nivel casero, y otros a niveles experimentales, bien cabe destacar aquellos que han alcanzado un mayor tamaño con representación urbana, como en la Ciudad de México el sistema de tratamiento que incluye Humedales Artificiales diseñado para el mejoramiento del lago del boque de San Juan de Aragón y es de las más grandes de América Latina con una superficie de ocho mil ciento treinta metros cuadrados y produce más de dos mil quinientos metros cúbicos al día (Boletín UNAM, 2012) otro que también se encuentra en la CdMx es el efectuado para de la regeneración del río de la Piedad y mejorar la calidad paisajística, el Ecoducto Río de la Piedad corre sobre el cajón de aguas residuales en Viaducto Miguel Alemán, hasta 2019 trataba 0.07 L/s, y en una zona rural el humedal de tratamiento que forma parte del sistema de saneamiento en la localidad de Acamixtla, Taxco de Alarcón, Guerrero, México, que en 2017 trataba un gasto de 3 L/s. En la Figs. 2.16 a y b se muestran dos de los ejemplos mencionados.



Figura 2. 16 a) HA en zona rural de México, b) Ecoducto, Río de la Piedad, CdMx

Además del uso de humedales para tratamiento de aguas residuales, algunos autores como: Flores, (1996); Galván (2011) y Madera *et al.*, (2014) han propuesto esta alternativa para el tratamiento de lixiviados. Tienen la ventaja de la simplicidad en su operación, y la posibilidad de lograr diferentes niveles de tratamiento de lixiviados de residuos sólidos urbanos que suelen tener alta carga orgánica, pH ácido y altas concentraciones de metales, desde un pretratamiento, hasta un tratamiento terciario en caso de necesitarse. La

combinación de lagunas y humedales manejados adecuadamente pueden resolver algunos 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. (Martínez *et al.*, 2014).

2.2.4.1 Manejo de residuos vegetales

En Agudelo *et al.*, (2005) se propone para el manejo de residuos vegetales usados en la fitorremediación, los siguientes casos:

a) si los contaminantes químicos orgánicos se degradan en las moléculas como el CO₂, el componente vegetal puede no requerir ningún método especial de disposición, pero en el caso de

b) la absorción de metales, la incineración controlada es el método más común para disponer del componente vegetal que han absorbido cantidades grandes de contaminantes; este proceso produce menor volumen de cenizas con altos contenidos de metales, que se pueden desechar en los sitios destinados para tal fin.

En México, en el caso del lirio acuático en el Canal de Xochimilco (CdMx), Carrión *et al.*, (2012) propone que el componente vegetal después de haber absorbido los metales se debe manejar adecuadamente. Para ello, una propuesta se constituye por su incineración, o bien como mejorador de suelos evaluando primero su aportación de metales al suelo para no trasladar el problema a otro lugar. Otra opción de especies vegetales que después de cumplir su función en un humedal artificial puede ser su aprovechamiento en otras actividades, retomando algunos usos que ya se han efectuado en otros casos, tal como los que se mencionan a continuación: en el humedal artificial de Cucuchucho en Tzintzuntzan, Michoacán, México, los artesanos utilizan este material vegetal como materia prima para cestería, construcción y ornato. Algunas especies del componente vegetal que se utilizan generalmente en México son: el tule (*Thypha* sp.), para la elaboración de petates, moisés para bebés, sopladores manuales, gateras, entre otros. También las hojas del carrizo se aprovechan como forraje y su tallo para la elaboración de muebles, puertas, cortinas y en construcción de casas. Por su parte, la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) tiene un valor comercial, tanto como especie de ornato, como por su aprovechamiento como forraje, alimento para peces por su alto valor nutritivo (Rodríguez *et al.*, 2000), o con fines medicinales, ya que es una macrófita con propiedades terapéuticas y preventivas, mientras que como especie de ornato la más representativa es el alcatraz o cala (*Zantedeschia aethiopica*) (CONAGUA, 2015). Algunos de los usos posteriores del componente vegetal de

los humedales artificiales en Michoacán Méx. como cestería, material para construcción y flores de ornato se presentan en las Figs. 2.20 a)-c).



Figura 2. 17 a) Cestería con tule, b)techo de carrizo y c) flores de ornato.

En relación con las ventajas de la producción de biomasa, en Corno *et al.*, (2015) se realizó un ensayo escala piloto para la producción de metano con la biomasa de *A. donax* en diferentes tratamientos contra maíz (*Zea mays*), pues comparten características taxonómicas por pertenecer a la misma familia (Poaceae) y a su producción de biomasa y contenido de fibra. Para ello, emplearon un tratamiento mezclado con residuos fecales de cerdo, donde el biogás obtenido por hectáreas (Ha) fue mayor para la caña gigante, que para el maíz ($4,549 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 \text{ Ha}^{-1}$ y $2,292 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 \text{ Ha}^{-1}$), por lo que *A. donax* puede sustituir a los cultivos energéticos tradicionales y así aumentar el rendimiento del biogás y reducir los costos. Por otro lado, Payá *et al.*, (2018) después de una evaluación de los residuos de esta especie proponen el uso de estas cenizas como material de cementación suplementario, debido a su contenido de sílice relativamente alto.

2.2.5 Remoción de contaminantes y metales pesados de agua mediante humedales artificiales

En Arias *et al.*, (2003) se menciona que los sistemas de flujo horizontal favorecen la eliminación de sólidos suspendidos totales y bacterias, reducción de DBO_5 para desnitrificar (paso final para la remoción de nitrógeno, conversión de nitrato a nitrito, seguida por la producción de óxido nítrico, óxido nitroso y gas nitrógeno). Para los sólidos sedimentables y suspendidos Segura, (2014) menciona que mediante los humedales artificiales pueden ser removidos en un intervalo de porcentaje de 65 a 90%, los sólidos irán disminuyendo conforme la biopelícula se vaya formando en las paredes del soporte que conforma el lecho filtrante. Dicho proceso lleva un tiempo de aproximadamente doce meses, el cual

dependerá de la cantidad de materia orgánica del agua a tratar y las condiciones de operación del sistema (Sánchez, 2009). En Romero *et al.*, (2009) se evaluó el porcentaje de remoción de la carga orgánica en un sistema de tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales de flujo horizontal con dos especies vegetales *Phragmites australis* y *Typha dominguensis*, el parámetro para la evaluación de la carga orgánica fue la DQO, que presentó como resultado después de los cinco días de retención en el sistema incrementos en la concentración, con una remoción mayor a 50 %, lo que coincide con Quipuzco, (2002) quien reporta que los humedales artificiales en alguna etapa no presentan reducciones de las concentraciones de la DQO, más bien el incremento de valores debido al arrastre de raíces o desprendimiento de la biopelícula formada alrededor de las raíces. Otra investigación para determinar la materia orgánica mediante la DQO es en Esponda, (2001), donde la remoción para este parámetro fue de 77% y respecto a la conductividad eléctrica se obtuvieron los siguientes valores: influente: 1.137 mS/ m y efluente: 0.95 mS /m, con una remoción de 21%, atribuyendo la fijación de los iones inorgánicos en el material de empaque y el transporte de las porciones del componente vegetal a través del humedal.

En Luna y Aburto, (2014) se menciona un sistema de tratamiento a base de humedales artificiales, que consistió de un filtro de agregados calcáreos, un sedimentador, un humedal artificial de flujo subsuperficial, un humedal artificial de flujo superficial y un muro gavión filtrante, diseñado para depurar un promedio de 250 m³/d de agua del efluente de la planta de tratamiento convencional de "Tlacos", CdMx en la que la remoción de la mayoría de los contaminantes abióticos (sólidos suspendidos totales, DBO₅, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, fósforo total y calcio) se redujo hasta un 80%. En Londoño y Marín, (2009), se analizó y comparó la remoción de la materia orgánica en tres humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial también con la especie *Phragmites australis* y se encontraron los siguientes porcentajes de remoción: DQO: 80-90%, DBO: 90-96% y SST:93-96%. En Idris *et al.*, (2012) en un humedal con la especie *P. australis*, acompañada por *A. donax*, presentó dentro de los parámetros de calidad del agua la remoción de DBO de 94% y sólidos suspendidos totales de 67%, además se midió el rendimiento en la superficie de crecimiento de las especies del componente vegetal, para las cuales *A. donax* tuvo de peso húmedo de tallos y hojas 15.0 ± 3.4 kg mayor al de *P. australis* (7.4 ± 2.8 kg de peso húmedo) en condiciones de crecimiento de la planta similares en una temporada de 250 días (septiembre-abril) y una cosecha anual de un solo corte, también se propone la reutilización dentro de los sistemas de acuicultura. Otra investigación con el componente vegetal de *P. australis* está en Haarstad *et al.*, (2012) en donde presenta remoción de sólidos suspendidos totales de 68% y de DBO de 79.7%, cuyos valores fueron muy cercanos a los de Zhang *et al.*, (2012) (SST: 79.7 a 87.3%; DBO: 64.5 a 71.2%) en este último, con otras especies del

componente vegetal como: *Baumea juncea*, *Baumea articulata*, *Schoenoplectus validus* y *Juncus subsecundus*; en el mismo rango de valores está la investigación de Jindal y Samorkhom, (2005) (SST: 68 A 91%, DBO: 79 a 92%) además, se consideraron concentraciones de cadmio en el efluente entre 0.02 y 0.16 mg/L y las eficiencias de remoción fueron del 99.3 al 99.9% en los sistemas de flujo subsuperficial.

Para el caso de plomo en Vera *et al.*, 2016 en su trabajo a escala de laboratorio con agua sintética preparada a concentraciones de 5, 10 y 15 mg/L de Pb y con el componente vegetal, *Canna generalis* y *Typha domingensis*, con ésta última se lograron eficiencias de remoción, superiores al 82%, hasta de 94% en el tratamiento de 5 mg/L, además en esa concentración logró retener mayor concentración de plomo en las hojas que en la raíz, por el contrario, *C. generalis* logró retener mayor concentración en la raíz que en la hoja a mayor concentración. En Song *et al.*, 2001 para el tratamiento de aguas residuales de las minas establecieron a escala laboratorio humedales artificiales y trataron agua sintética con 34,2 mg / L de sulfato (SO_4^{2-}), 50 μg / L de plomo (Pb) y 300 μg / L de zinc (Zn), El pH del efluente se redujo de 8,0 a 8,5 hasta casi neutro. La remoción promedio en los ocho humedales fue del 90% para Pb. En Moogouei y Chen, (2020) se utilizaron las siguientes especies del componente vegetal: *Chenopodium album*, *Amaranthus cruentus*, *Phragmites australis* y *Bambusa vulgaris* en humedales hidropónicos para la fitorremediación de cesio, plomo, nitrato y sodio de aguas residuales sintetizadas.

De acuerdo con Metcalf y Eddy, (2001) como tratamiento secundario, un humedal artificial con macrófitas de la especie *Eichornia crassipes* (lirio acuático o jacinto de agua) presenta los siguientes valores de remoción de algunos parámetros: DBO: 74%, SST: 55%, ST:10%, Turbiedad: 74%; para el caso de los metales de interés, para Cd con las siguientes concentraciones: influente: 0.0005 mg/L y efluente de 0.0012 mg/L la remoción fue de 0, al igual que de Pb con valores de influente y efluente de 0.008 mg/L En Khan *et al.*, (2009) se implementó un sistema para tratar los efluentes de una zona industrial, en el cual los contaminantes de interés fueron, Pd, Cd, Fe, Ni, Cr y Cu, con concentraciones en el influente para Pb:1.56 mg/L y Cd: 0.62 mg/L y en el efluente de Pb:0.78 mg/L y Cd: 0.50 mg/L, por lo que la remoción fue de 50 y 91.9% respectivamente, en las muestras de sedimentos para el plomo las concentraciones disminuyeron a medida que aumentaba la distancia, que coincide con Lesage *et al.*, (2007), que pudiera diferir por las características del tipo de agua (doméstica); para el caso de las plantas varió de acuerdo con la especie, pero fue mayor en las raíces (3.8 a 7.2 mg/kg) que en las partes aéreas (1.5 a 3.2 mg/kg), Las tendencias de absorción y acumulación de Pb en diferentes las especies del componente vegetal usadas estuvieron en el siguiente orden de *Pistia stratiotes*> *Ceratophyllum demersum*> *Lemna gibba*> *Carex aquatilis*> *Typha latifolia*> *Juncus articulatus*> *E. crassipes*> *Scirpus cypernius*>

Alismaplantago-aquatica > *Polygonum glabrum* > *Phragmites australis*. Para el cadmio, en los sedimentos las concentraciones de Cd (0,7–1,8 mg / kg) disminuyó a medida que aumentaba la distancia desde la entrada hacia la salida al igual que el plomo (Lesage *et al.*, 2007), por lo que el balance de masa concluyó que los metales retenidos se almacenaron principalmente en los sedimentos y el componente vegetal, referente a las plantas, la absorción y acumulación de Cd varió también con la especie y se encontraron altas concentraciones (2,3 a 5,2 mg/kg) en tejidos de la raíz en comparación con los tejidos aéreos (0,9-2,5 mg/kg) y las especies que presentaron las concentraciones más altas fueron: *J. articulatus* > *P. stratiotes* > *C. aquatilis*, sin embargo el resto (*Ceratophyllum demersum*, *Lemna gibba*, *Typha latifolia*, *E. cressipes*, *Scirpus cypernius*, *Alismaplantago-aquatica*, *Polygonum glabrum* y *Phragmites australis*) se pueden cultivar para eliminar de manera eficaz el Cd de las aguas residuales. En Lesage *et al.*, (2007), para el tratamiento de contaminantes, en un humedal con una proporción 2:1, se encontró que los sedimentos de Cd y Pb después de tres años de operación se depositaron al inicio del humedal, a los cinco metros en las siguientes concentraciones: Cd: 2.5 0.8 mg/kg y Pb: 162 ± 32 mg kg, éstas disminuyeron hacia lo largo del tratamiento, además las concentraciones de metales en la biomasa subterránea y los sedimentos correlacionaron positivamente, mientras que los cambios en el nivel de metales en el sedimento o la biomasa subterránea no se vieron reflejados en la biomasa aérea, por lo que los metales acumulados en la biomasa de *Phragmites australis* se acumularon principalmente en la biomasa subterránea y finalmente pasaron la sedimento, ya que al menos 2% de la masa extraída anualmente de las aguas residuales se acumula en la biomasa de esta especie sobre el suelo y el sedimento suele tener un papel importante para la acumulación de metal en los humedales con esta caña.

Debusk, (1996) en su investigación de contaminantes de metales traza adicionados en un microambientes de humedal artificial, encontró que aproximadamente la mitad del plomo y cadmio agregados se retuvieron en el sistema, de la fracción extraída del agua, menos de la mitad pudo haberse concentrado en el sedimento y tejido vegetal, la tasa potencial de remoción de metal por la especie del componente vegetal *Lemna minor* fue de 3-8 mg Pb/m²d y 2~1 mg Cd/m²d; en Batty y Younger, (2004) se experimentó con cuatro especies del componente vegetal: *Baumea juncea*, *B. articulata*, *Juncus subsecundus* y *Schoenoplectus validus*, con las que se realizó un experimento de invernadero en hidroponia para investigar los efectos de Cd (0, 5, 10 y 20 mg/L) en crecimiento vegetal y absorción y translocación de Cd, así como la absorción de otros nutrientes después de 14 días. La mayor concentración de Cd estuvo en las raíces de *J. subsecundus*, seguido de *S. validus*, *B. articulata* y *B. juncea* con el tratamiento de 5mg/L (que representó la



concentración más baja). De acuerdo con los autores mencionados se resumen los porcentajes de remoción para los parámetros de interés de este proyecto en la Tabla 2.20.

Tabla 2. 20 Remoción de parámetros de contaminación en HA

Referencia/Parámetro	SST	Turbiedad	Conductividad eléctrica	DBO	DQO	Pb	Cd
Unidad	Remoción %						
Esponda, (2001)	SD	SD	21	SD	77	SD	SD
Song <i>et al.</i>, (2001)	SD	SD	SD	SD	SD	90	SD
Jindal y Samorkhom, (2005)	68-91	SD	SD	79-92	SD	SD	99.3-99.9
Sheoran y Sheoran, (2006)	SD	SD	SD	SD	SD	26	75- 99
Lesage <i>et al.</i>, (2007)	SD	SD	SD	SD	SD	81	SD
Khan <i>et al.</i>, (2009)	SD	SD	SD	SD	SD	50	91.9
Londoño y Marín, (2009)	93-96	SD	SD	90-96	80-90	SD	SD
Romero <i>et al.</i>, (2009)	SD	SD	SD	SD	>50	SD	SD
Metcalf y Eddy, (2001)	55	74	SD	74	SD	0	0
Haarstad <i>et al.</i>, (2012)	68	SD	SD	79.7	SD	SD	SD
Idris, <i>et al.</i>, (2012)	67	SD	SD	94	SD	SD	SD
Zhang <i>et al.</i>, (2012)	79.7-87.3	SD	SD	64.5-71.2	SD	SD	SD
Gikas <i>et al.</i>, (2013)	SD	SD	SD	SD	SD	60	SD
Luna y Aburto, (2014)	hasta 80	SD	SD	hasta 80	SD	SD	SD
Segura, (2014)	65-90	SD	SD	SD	SD	SD	SD
Vera <i>et al.</i>, (2016)	SD	SD	SD	SD	SD	>82	SD
Moogouei y Chen, (2020)	SD	SD	SD	SD	SD	98.4	SD

SD: sin dato

La ley de la conservación de la masa dice que cuando tienen lugar las reacciones químicas, la cantidad total de materia es igual antes que después de la reacción, “la materia ni se crea ni se destruye”, bajo este concepto permite rastrear los componentes conforme a la ruta que sigan, empleando ecuaciones de *equilibrio* o *balance de masa*. Ésta es una de las herramientas ampliamente utilizadas para analizar contaminantes en el ambiente que puede escribir el comportamiento para cada sustancia de interés, tal como se representa en la Ecuación 6 (Masters y Ela, 2008).

$$(Tasa\ de\ acumulaci3n) = (Tasa\ de\ entrada) - (Tasa\ de\ producci3n) + (Tasa\ de\ reacci3n)$$

Ecuaci3n 6

Dentro de las constantes cinéticas recomendadas para algunos de los modelos utilizados, se involucran aspectos climáticos, variedad de especies vegetales, diferentes tipos de medios filtrantes, tiempos de operaci3n y formas de alimentaci3n (CONAGUA, 2015). Y se expresa el balance de agua en la Ecuaci3n 7.

$$Q_i - Q_e + P - ET = \frac{dV}{dt}$$

Ecuaci3n 7

Q_i = Influyente de agua residual (L/s)

Q_e = Efluente (L/s)

P = Precipitaci3n (L/s)

ET = Evapotranspiraci3n (L/s)

V = Volumen de agua (L)

t = Tiempo (s)

Para un análisis más específico en el diseño de humedales artificiales, donde a partir de la temperatura del agua se puede medir el flujo de energías que actúan sobre el sistema. Ello, ya que en condiciones cálidas la mayor ganancia de energía ocurre por la radiaci3n solar y la mayor p3rdida es la evapotranspiraci3n, adem3s de que dichos flujos actúan de manera cíclica en una escala de tiempo y tambi3n determina los procesos químicos y biológicos que ocurrirán de manera constante en el sistema. Así entonces, es el balance de energía y sus ecuaciones implican cálculos en intervalos de tiempo e informaci3n meteorológica (Kadlec y Wallace, 2009). A continuaci3n, se presenta un esquema de los componentes analizados en el balance de energía Figura 2.24).

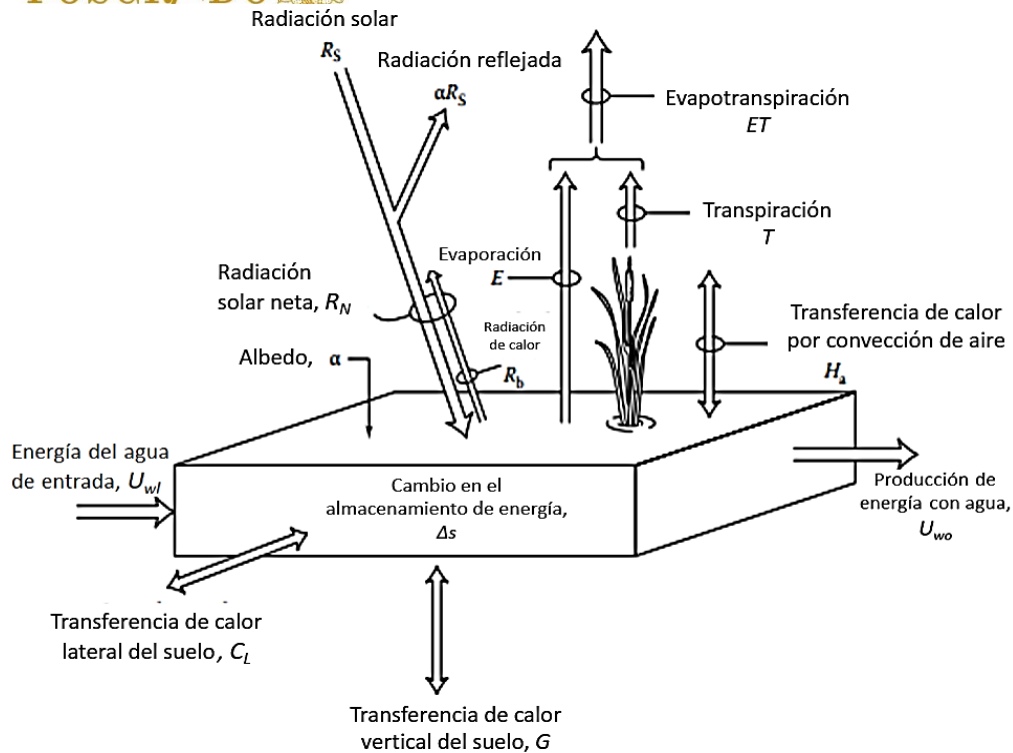


Figura 2. 18 Componentes del balance de energía en un HA
Adaptado de: Kadleck y Knight, 1996

Donde:

CL: tierra lateral de pérdida lateral, $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

G: pérdida de conducción vertical a tierra, $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

ET: agua perdida por evapotranspiración, m/d

Ha: transferencia convectiva del aire, $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

RN: radiación neta absorbida por el humedal, $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

Δs : cambio de almacenamiento de energía en el humedal, $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

Uwl: energía que entra con agua, $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

Uwo: energía saliendo con agua, $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

λ_m : calor latente de vaporización del agua, MJ/kg (2.453 MJ/kg a 20°C)

ρ : densidad del agua, kg/m^3

Este proyecto de investigación de acuerdo con los objetivos presenta como etapas principales, el diseño, construcción, operación y evaluación del humedal piloto, el análisis de los metales en los diferentes componentes y diseño de experimento para la determinación del uso final de los materiales, que se resumen en la Fig. 3.1.



Figura 3. 1 Resumen de la metodología del proyecto de investigación



3.1 Humedal piloto

Se presenta el sitio del proyecto con la adecuación y rehabilitación de la fuente de suministro de agua, los criterios de diseño para la construcción de un humedal artificial, adquisición de elementos biológicos, materiales y lo correspondiente a la evaluación mediante las pruebas de calidad de agua.

3.1.1 Sitio de proyecto

Se eligió un sitio de constante fuente de suministro de agua tratada, la planta piloto de agua residual CBR-DICyG ubicada en Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, Ciudad de México, en las coordenadas UTM 480970.55 E y 2137041.93 N, a una altitud de 2278 msnm, que pertenece a la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, en la zona sureste del campus formando parte del denominado *Conjunto Sur*, en el área verde de la parte posterior del edificio R correspondiente a las oficinas de la División de Ingenierías Civil y Geomática y el Circuito Exterior, que se encontraba fuera de operación y se reanudó para este proyecto. La ubicación se presenta en la Fig. 3.2.

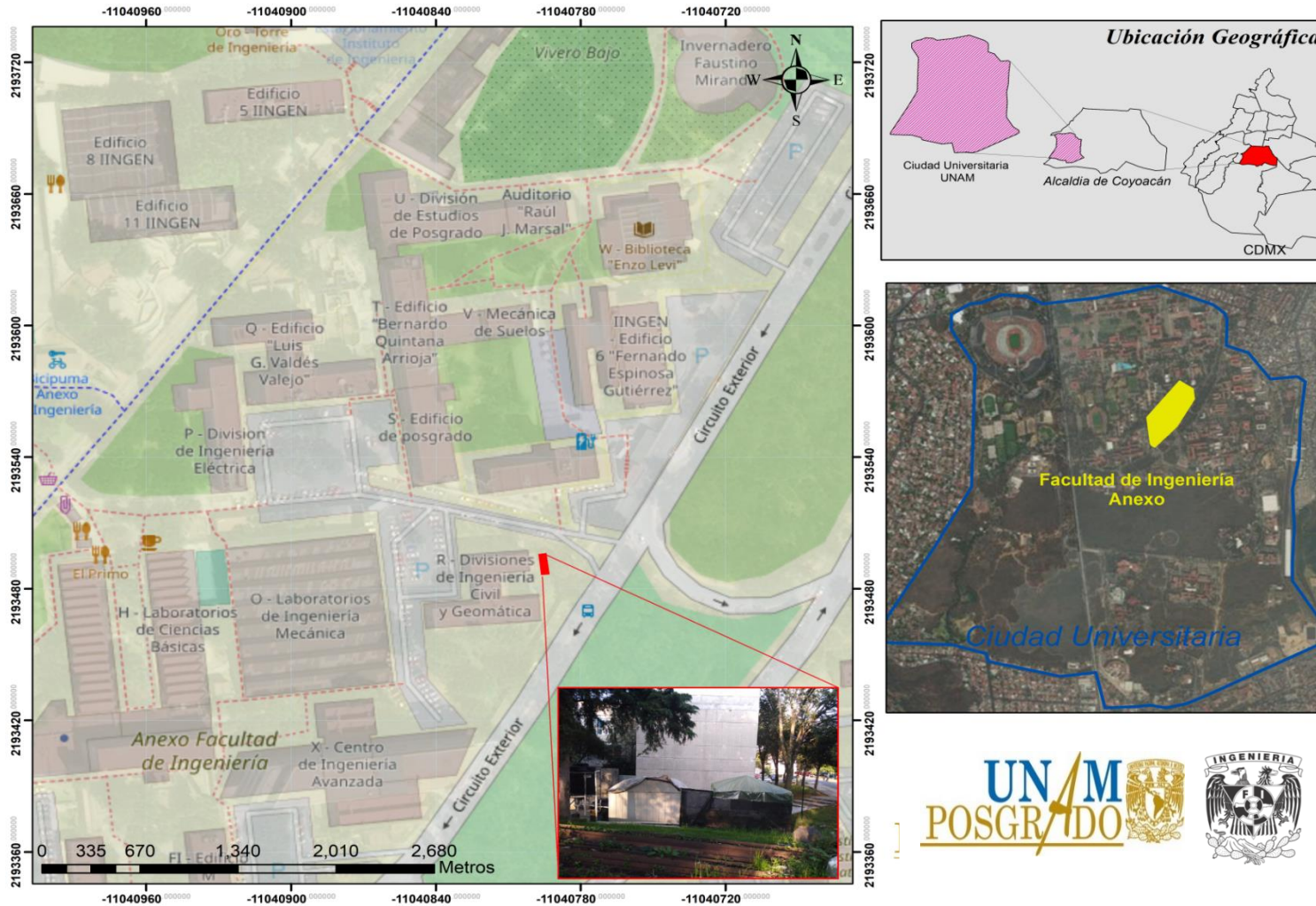


Figura 3. 2 Ubicación del proyecto en Ciudad Universitaria, UNAM, Ciudad de México

La descarga de aguas residuales del edificio mencionado se ha llevado a cabo en una grieta o pozo de absorción ubicada en esta área y se ha usado únicamente una fosa séptica instalada en 1987 que carece de mantenimiento. Las características del agua residual corresponden a las de tipo doméstico de un edificio de oficinas (Mata, 2013). En las Figs. 3.3 a) y b) se presenta la instalación de la PTAR CBR DICyG previa a la construcción del humedal piloto.



Figura 3.3 a) Vista lateral de la PTAR CBR DICyG, b) Vista desde el Circuito Exterior (Fecha: 21 de septiembre 2018).

Clima

Los datos de las normales climatológicas se obtuvieron del portal del Servicio Meteorológico Nacional/Información climatológica por estado/ Ciudad de México, de las estaciones en operación más cercana al proyecto con datos disponibles (García, 1998) que son las siguientes:

1. Estación: 00009020

Nombre de la estación: DESVIACION ALTA AL PEDREGAL

Alcaldía: Coyoacán

Periodo de datos: 1951-2010

Latitud: 19°17'49" N.

Longitud: 99°10'56" W.

Altura: 2,296.0 msnm.

2. Estación: 00009014

Nombre de la estación: COLONIA SANTA URSULA COAPA

Alcaldía: Coyoacán

Periodo de datos: 1951-2010

Latitud: 19°18'12" N.

Longitud: 99°08'53" W.

Altura: 2,256.0 msnm.

Con los datos promedio de ambas estaciones se determinó el tipo de clima que, de acuerdo con la clasificación de García, (1973) es: templado subhúmedo con lluvias en verano, con temperatura media de 15.2°C y precipitación media anual de 1184 mm anual; La época de lluvias es de mayo a septiembre y la época de secas de octubre a abril, estos datos se presentan en el Climograma de la Fig. 3.4.

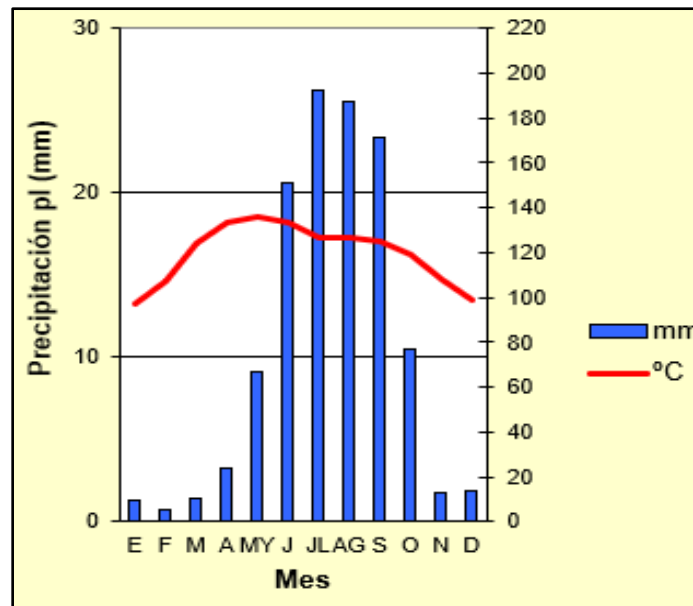


Figura 3. 4 Climograma, temperatura media mensual y precipitación

3.1.1.1 Habilitación de PTAR-CBR-DICyG

En diciembre de 2018 se realizó la revisión para determinar el estado actual de la planta y los requerimientos para el funcionamiento y como parte del proyecto del humedal piloto se adquirió una bomba con las siguientes características:

RXm 2/20 VORTEX Sumergible para agua residual ½ HP modelo con capacidad de suministrar 100 litros por minuto a una altura de 5 metros según la curva de rendimiento (Figura 3.5).



Figura 3. 5 Bomba RXm 2/20 VORTEX instalada en cárcamo
(Fecha: 14 de marzo 2019)

Se cambió, ajustó la tubería existente para completar el funcionamiento del tren de tratamiento, por lo que se vació el anterior sedimentador secundario, que es un tanque de polietileno cónico Rotoplas[®] de 1100 L. y se colocó el sedimentador incluido con el reactor de CBR dentro del tanque para que el funcionamiento fuera por carga hidráulica con las conexiones para el cárcamo de lodos, que se drenó manualmente, además se adecuó la salida para tomar el agua que se suministró al humedal y la restante al pozo de absorción, el cambio tubería y sedimentador se presenta en las Figs. 3.6 y 3.7 a) y b).



Figura 3. 6 Cambio de válvulas y mantenimiento de PTAR-CBR-DICyG (Fecha: 22 de marzo 2019)



Figura 3. 7 a) Adecuación tubería b) Ajuste y colocación en base de tanque vacío (Fecha: 5 de abril 2019)

Población que genera la descarga

En Mata (2013) se realizó un censo de la población del edificio de descarga a la PTAR-CBR-DICyG que sirvió como muestra disponible, la cual se conforma por los individuos que tienen acceso a los sanitarios de la DICyG (ya que los sanitarios están cerrados con llave), con el valor restringido de la población flotante (estudiantes y personal ajeno al edificio). El censo que consistió en diez días obtuvo un total de 60 personas en el edificio, con actividades administrativas y se determinaron horas de máxima actividad. Como resultado se obtuvo un gasto estimado de agua residual de 2400 L/día. Para este proyecto no se realizó censo,

pero se conoció que la población que ocupa este edificio es de 60 personas sin tomar en cuenta la población flotante, como único dato disponible.

3.1.2 Criterios de diseño de humedal piloto y materiales

De acuerdo con la Ecuación 3 de remoción de DBO en humedales se puede obtuvo el tiempo de retención necesario para lograr una concentración en el efluente. Así, despejando dicha ecuación, se presenta la Ecuación 7 para datos de este proyecto:

Tiempo de retención hidráulico (t)

$$t = \frac{\ln C_e - \ln C_o}{-K_T}$$

Ecuación 7

$C_o = 200 \text{ mg/L}$ (valor preliminar para el diseño)

$C_e = 30 \text{ mg/L}$ (corresponde a efluente de NOM-003-SEMARNAT-1197 de límite permisible de contaminantes para uso: servicios al público con contacto indirecto u ocasional)

$k_T = 1.1 \text{ d}^{-1}$ (Kadlec y Knight, 1996)

$t = 2 \text{ días}$

V= Volumen

El volumen disponible de los recipientes se obtuvo considerando flujo subsuperficial, lo que limita la altura del agua, los espacios para influente y efluente de cada uno, así como el espacio poroso resultando un total de 12 litros por cada recipiente. En la Tabla 3.1 se presentan las dimensiones.

Tabla 3. 1 Dimensiones de cada unidad secuencial

Parámetro/Tamaño de material de empaque	Horizontes		
	¼"	½"	¾"-1"
Largo (L) m	0.6	0.6	0.6
Ancho (A) m	0.4	0.4	0.4
Altura (H) m	0.06	0.1	0.1
Volumen (V) m ³	0.0144	0.024	0.024
%Porosidad	0.23	0.14	0.23
V*%Porosidad	0.00331	0.0034	0.0055
Volumen total (m ³)	0.0122		

Q=Gasto

El gasto que se derivó del efluente de la planta de tratamiento hacia el humedal piloto se calculó considerando el volumen disponible de cuatro recipientes de 12 litros es de 48 litros y el tiempo de retención calculado para reducir la concentración del efluente de 200 a 30 mg/L de DBO, con una eficiencia de remoción del 85%, de acuerdo con la Ecuación 8.

$$Q=V/t$$

Ecuación 8

$$Q= 48 \text{ L} / 2 \text{ d}$$

$$Q= 24 \text{ L} / \text{d}$$

$$Q=0.27 \text{ mL/s}$$

3.1.3 Construcción

En este apartado se presentan los detalles de ajuste de terreno, contenedores, así como las pruebas de aspectos físicos del material de empaque, colecta del componente vegetal y lodo, también los elementos de protección al ambiente.

3.1.3.1 Contenedores y tubería

Para que el flujo del reactor fuera por gravedad se ajustó el sitio en desnivel (8.1cm/m) y se utilizaron 4 cajas de plástico IRIS con dimensiones de 0.70x0.40x0.40m que se cortaron y ajustaron, cada una se denominó unidad secuencial y se interconectaron con tubería de 1' para obtener una mayor superficie, por lo que se ajustaron las tapas para que las cajas no se deformaran con el contenido, además al colocar dos placas de acrílico para funcionar como difusor, estas redujeron 5cm para cada lado, por lo que se tomó en cuenta el área funcional de 0.60, el ajuste de las unidades secuenciales se muestra en las Figs. 3.8 a) y b).



Figura 3. 8 a) Perforación de cajas, b) corte y ajuste de tapas de cajas
(Fecha: 8 de marzo 2019)

Al conjunto de estas unidades secuenciales en serie se les denominó “sistema” con una relación de 6:1, (aumentada a la sugerencia de Arias y Brix, 2003), a cada unidad secuencial se le denominó de acuerdo con la posición en distancia correspondiente, en función de que cada unidad secuencial tiene 60cm de largo se denominaron de la siguiente manera: 0-60 (unidad 1), 61-120, 121-180 y 181-240 (el influente ubicado al extremo izquierdo); A continuación, se presentan de forma detallada las dimensiones de las unidades secuenciales (Figs. 3.9-3.12).

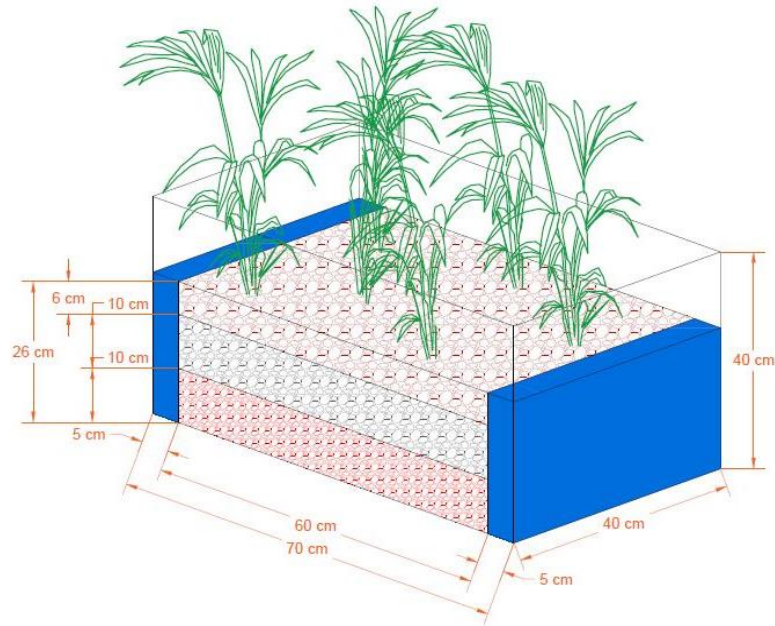


Figura 3. 9 Unidad secuencial con dimensiones en perspectiva

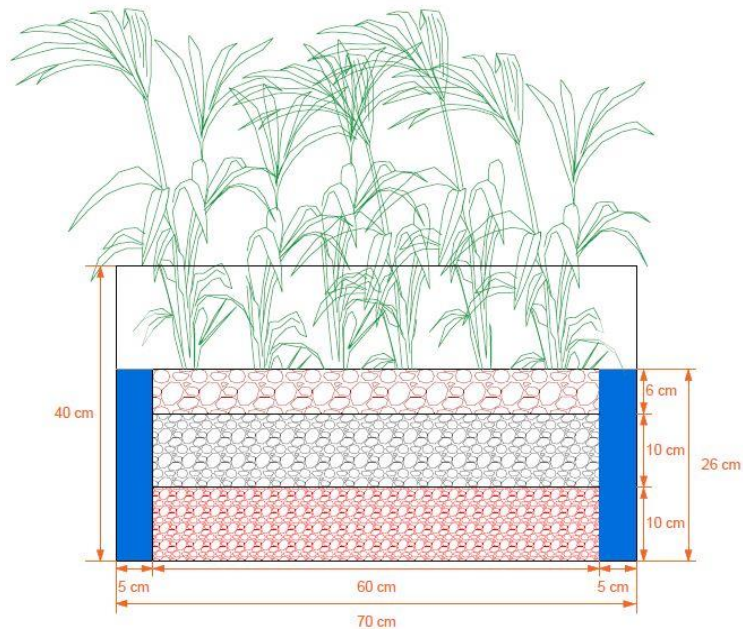


Figura 3. 10 Unidad secuencial con dimensiones en perspectiva en corte lateral

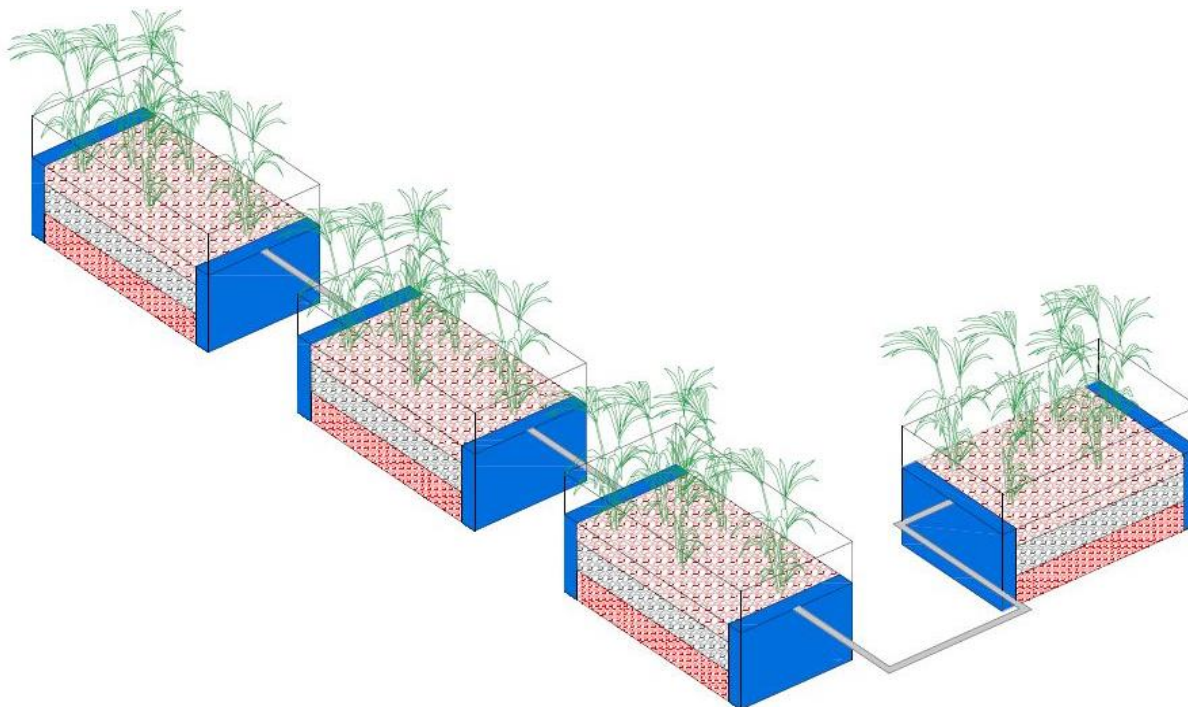


Figura 3. 11 Conjunto de unidades secuenciales denominado “sistema”

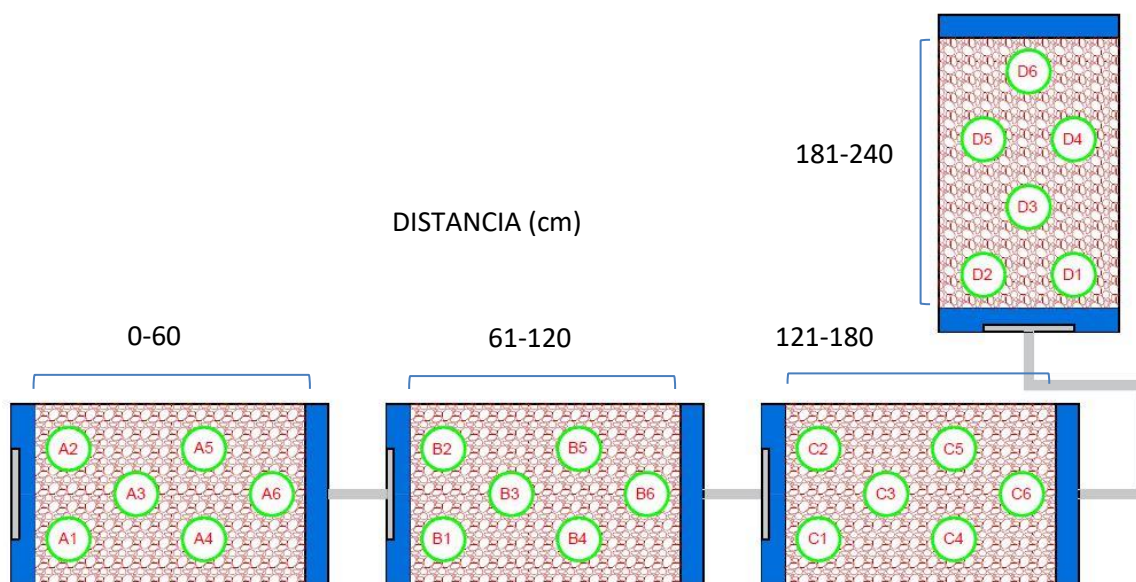


Figura 3. 12 Ubicación y denominación del componente vegetal en el sistema

3.1.3.2 Determinación de parámetros de materiales de empaque

El material de empaque tuvo tres estratos de grava de: 2-2.5 cm ($\frac{3}{4}$ -1"), 1.25 cm ($\frac{1}{2}$ ") y 0.6 cm ($\frac{1}{4}$ "), la primera y tercera corresponden a grava de: "tezontle" y la segunda de roca "andesita" (Figura 3.13 a)-c).

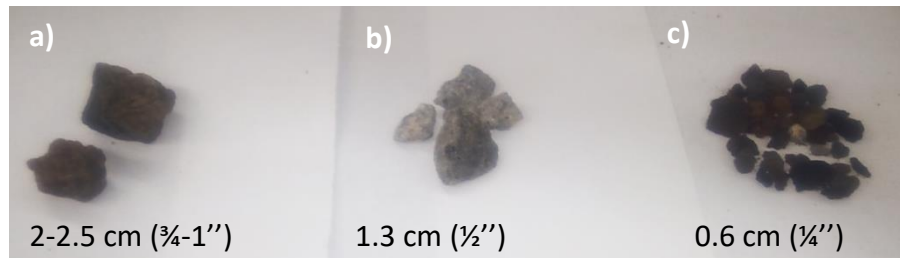


Figura 3. 13 Material de empaque a) tezontle, b) andesita y c) tezontle
(Fecha: 20 de febrero de 2019)

Las pruebas para determinar las características físicas de este material, densidad real y aparente y porcentaje de porosidad se llevaron a cabo en el LISA de la Facultad de Ingeniería, UNAM y la de conductividad hidráulica en el laboratorio de Geotecnia de la Facultad de Ingeniería, UNAM, de acuerdo con Magaña, (2018); los procedimientos se efectuaron según las metodologías empleadas en Bazán *et al.*, (2000), Buitrago *et al.*, (2004) y UEX, (2009).

Se ajustó el material se acomodaría en los recipientes, se pudo hacer una determinación simple de densidad, pesando el material que ocuparía la altura deseada y midió la cantidad de agua que satura el medio poroso, además de la permeabilidad (Figs. 3.14 a) y b).



Figura 3. 14 a) Prueba de densidad, b) material de empaque en permeámetro
(Fecha: a) 10 de enero 2019 b) 3 de abril 2019)

La determinación de las pruebas de densidad real, relativa, porcentaje de porosidad, y permeabilidad (ANEXO I) se presentan en la Tabla 3.2.

Tabla 3. 2 Resultados de pruebas del material de empaque

Estrato	Diámetro [mm]	Densidad aparente [g/cm ³]	Porosidad [%]	Permeabilidad [m/seg]
Tezontle	2-2.5 cm ($\frac{3}{4}$ -1")	0.64	23	78
Andesita	1.3 cm ($\frac{1}{2}$ ")	0.86	14	82
Tezontle	0.6 cm ($\frac{1}{4}$ ")	0.64	23	78

El material de empaque se almacenó en el jardín trasero del edificio R, donde se realizó el tamizado con una malla de acuerdo con el tamaño para mantener la uniformidad de los estratos y se lavó con agua potable los días de riego de este jardín (Figs. 3.20-3.21).

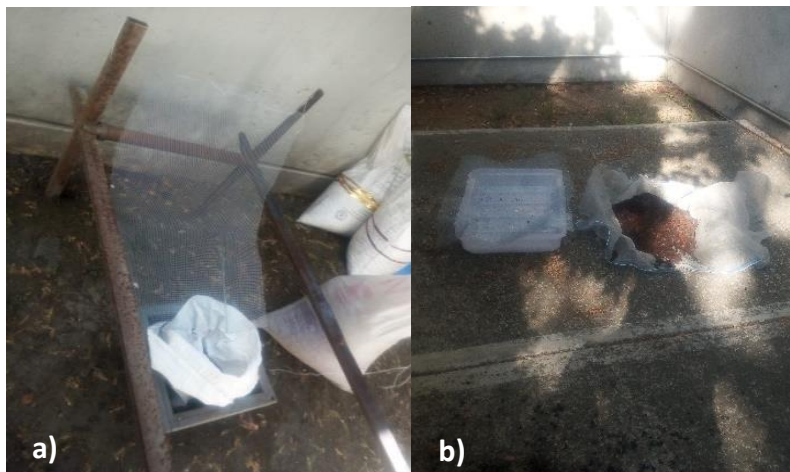


Figura 3. 15 a) Tamizado de grava, b) lavado de grava durante el riego del jardín (Fecha: 25 de febrero 2019)

Posteriormente el material se empacó en las unidades secuenciales en “estratos horizontales” que se tomaron como modelo los trabajos de sistema de humedales en cajas de plástico a nivel laboratorio conforme a lo recomendado en Bernal, (2014) y Segura, (2014). El estrato inferior fue el de tezontle de 0.6 cm ($\frac{1}{4}$ ") de diámetro, seguido del estrato de andesita de 1.3 cm ($\frac{1}{2}$ ") y en la parte superior el tezontle de 2-2.5 cm ($\frac{3}{4}$ -1") como se muestra en la Figs. 3.16 a) y b).



Figura 3. 16 a) Empaque horizontal del estrato de tezontle, b) empaque de andesita (Fecha: 15 de marzo 2019)

3.1.3.3 Componente vegetal y colecta

Para este proyecto de investigación se eligió la especie de planta *Arundo donax* L., cuyo nombre común es “carrizo o caña gigante”, que de acuerdo a su forma de vida corresponde al grupo de “hidrófitas emergentes”; por su capacidad para tratar aguas residuales y por la biomasa producida representa una importante oportunidad de ingreso económico en cuanto a la venta de los productos elaborados con esta (Idris *et al.*, 2012), se cultiva en algunas regiones de México para los siguientes usos: materiales para construcción ligera (envarillado de techos de casas), artesanías (cestería), cercas, trampas de animales y en la huasteca potosina tiene uso medicinal (Rzedowski y De Rzedowski, 2001; Steinmann, 2008). La clasificación taxonómica actual de acuerdo con la base de datos botánica científica Trópicos®, se presenta a continuación, así como el esquema que representa sus principales estructuras (Fig. 3.17).

Clase:	Equisetopsida C. Agardh
Sub clase:	Magnoliidae Novák ex Takht.
Super orden:	Lilianaes Takht.
Orden:	Poales Small
Familia:	Poaceae Barnhart
Tribu:	Arundineae Dumort.
Género:	<i>Arundo</i> L.
Especie:	<i>donax</i>



Figura 3. 17 *Arundo donax*

Se cultiva comúnmente en zonas tropicales y subtropicales (en los continentes: América, África, sur de Asia y norte de Oceanía, en climas templados, tropicales, subtropicales y desérticos), también se distribuye en sitios con suelo húmedo, orillas de arroyos y lagos y se ha naturalizado en muchas partes del mundo, incluyendo México. Esta especie se confunde frecuentemente con *Phragmites australis* por la similitud taxonómica en las

estructuras florales (Steinmann, 2008), y fisiológicamente son muy parecidas, se han utilizado como monitores de la contaminación por elementos traza en el sedimento y mostraron una correlación con el agua (Bonanno, 2013).

En relación con las ventajas de la producción de biomasa, Corno *et al.*, (2015) realizaron un experimento piloto para la producción de metano con la biomasa de *A. donax* en diferentes tratamientos contra maíz (*Zea mays*), pues comparten características taxonómicas por pertenecer a la misma familia (Poaceae) y a su producción de biomasa y contenido de fibra, para ello, emplearon un tratamiento mezclado con residuos fecales de cerdo, donde el biogás obtenido por hectáreas (Ha) fue mayor para la caña gigante, que para el maíz ($4,549 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 \text{ Ha}^{-1}$ y $2,292 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 \text{ Ha}^{-1}$), por lo que *A. donax* puede sustituir a los cultivos energéticos tradicionales y así aumentar el rendimiento del biogás y reducir los costos. Por otro lado, Payá *et al.*, (2018) después de una evaluación de los residuos de esta especie proponen el uso de estas cenizas como material de cementación suplementario, debido a su contenido de sílice relativamente alto.

A continuación, se presentan las principales estructuras taxonómicas y la denominación para este trabajo, hoja, tallo (a base de su posición en la planta por lo que se dividieron en inferior y superior) y el rizoma y pelos radiculares se nombraron raíz, como se muestra en la Fig. 3.18.

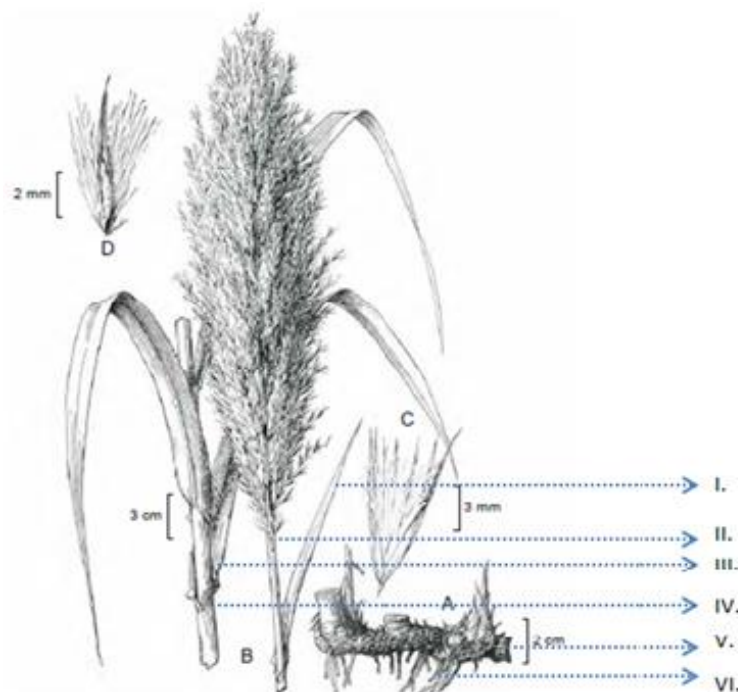


Figura 3. 18 *Arundo donax* L.: A. rizoma; B. culmo e inflorescencia; C. espiguilla; D. flósculo y denominación propia: I: hoja superior, II. tallo superior, III. hoja inferior, IV. tallo inferior, V. rizoma y pelo radicular

Adaptado de: Steinmann, (2008)

El sitio de colecta se determinó de acuerdo con una zona de algún cuerpo de agua contaminado, para así tener organismos adaptados a dicha condición en la presencia de los metales de interés), por lo que la elegida fue una corriente perenne del canal de Chalco que es un sistema combinado de aguas residuales, en Av. Canal de Chalco y Av. De las Torres en la alcaldía Xochimilco, CdMx, México (Figura. 3.19).



Figura 3. 19 Sitio de colecta de material vegetal

El 28 de abril de 2019 se colectaron 24 individuos vegetales (primera fase) de una masa modular, escarbando alrededor del suelo con una picoleta para extraer los organismos con el rizoma, en la medida de lo posible completo, individuos de 1.5-2 m de altura (Figura 3.20)



Figura 3. 20 Sitio de colecta de elementos vegetales
(Fecha: 28 de abril 2019)

Los organismos colectados se trasladaron al sitio del proyecto y se colocaron en agua potable. Al día siguiente se acondicionaron para unificarlas a un tamaño de 15 a 20 cm con un tallo y con seis a ocho hojas, se sembraron en un medio terrestre (tierra y composta). La alimentación de la planta correspondió solo a agua potable durante 3 semanas y se trasplantaron al humedal el 19 de mayo de 2019. Dentro de cada unidad secuencial se colocaron seis elementos sembradas dispuestos en forma “tresbolillo”. El Componente vegetal se sometió a condiciones de inundación de manera continua. Una semana después de su trasplante al humedal (26 de mayo de 2019) se evaluó la aclimatación del componente vegetal por inspección óptica, buscando identificar un detrimento de su calidad, en cuanto al color, o bien observar la no supervivencia. En dicho caso, aquellas que se encontraron en dicha hipótesis fueron retiradas y reemplazadas con nuevos ejemplares del mismo sitio de colecta (fase dos y efectiva) debido a que ello significaba que las plantas no se habían adaptado a las condiciones de exposición. Dicho procedimiento finalizó hasta lograr el número de plantas sobrevivientes proyectadas en cada unidad secuencial. Dicho proceso se resume en Figura 3.21

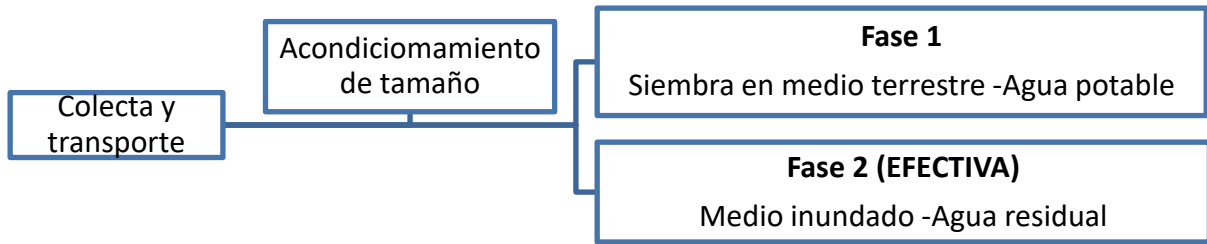


Figura 3. 21 Resumen de las fases del componente vegetal

3.1.3.4 Colecta de bacterias en lodo

Para la inoculación del humedal se colectaron cinco litros de lodo recuperado de la etapa de tratamiento biológico de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “Cerro de la Estrella”, ubicada en la colonia San Juan Xalpa de la Alcaldía Iztapalapa, al oriente de la Ciudad de México. Dicha planta recibe agua pretratada del inicio del tren en Aculco, principalmente de tipo doméstica. El sitio de recolección de la muestra de lodo residual fue directamente de la válvula de purga del sedimentador secundario en un contenedor de plástico de 20 litros, basados en las recomendaciones de Cázares, (2020), quien recomienda que en el sitio estos se dejen sedimentar de 10 a 15 minutos y posteriormente el sobrenadante se retire (con ayuda de mangueras de hule). Este proceso se repitió hasta que no se observó sedimentación de los sólidos posterior a los 20 minutos (Fig. 3.22).



Figura 3. 22 Colecta de lodo de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella (Fecha: 28 de mayo 2019)

Posteriormente, la muestra colectada fue trasladada al LISA de la Facultad de Ingeniería, UNAM y conservada hasta su utilización. Las características de los sólidos contenidos en la muestra colectada se presentan a continuación:

Sólidos totales: 0.05 %
Sólidos volátiles: 67.8 mg/L

3.1.3.5 Protección al ambiente

Se delimitó el sitio del proyecto con malla de poro mediano “gallinera” 13 x 90 calibre 23, con postes de aluminio. Dicho procedimiento se efectuó para impedir el ingreso de fauna nociva al sistema, así como de flora indeseada. Para ello, se colocó una cubierta a modo de techo y malla sombra alrededor para evitar que la lluvia sobresaturara el humedal y derramara el agua contaminada con metales adicionados en el suelo. Además, para evitar la descarga contaminada al ambiente, previo al pozo de absorción, se colocó una última unidad denominada: lecho de cal, compuesta por: hidróxido de calcio (cal), carbonato de calcio (mármol) y zeolita de la marca comercial *Fresh step* (que contiene: carbón activado, extractos naturales y arcilla con bentonita de sodio); para la precipitación química de metales, en las Figs. 3.23 a) y b) se presentan estos elementos.



Figura 3. 23 a) Colocación de reja, techo y malla sombra, b) lecho de cal (Fecha: a) 3 de marzo 2019 y b)16 de octubre 2019)

3.1.4 Operación

La operación del humedal con la segunda fase de las plantas y ajustes del suministro de agua comenzó el 19 de mayo de 2019 y tuvo una duración de seis meses (29 semanas), . El tren de tratamiento de la PTAR-CBR-DICyG junto con el humedal consiste en las siguientes unidades:

1. Se capta el agua residual a partir del último registro de la instalación de evacuación del edificio, y con una derivación que conduce el agua hacia un cárcamo de bombeo (con 4 m de carga)
2. Se eleva hasta un tanque de igualación ubicada a 1.85 m
3. Posteriormente, el agua pasa a un biodigestor que también tiene la función de sedimentador primario, que tiene el objetivo de reducir sólidos sedimentables, principalmente
4. A continuación, el reactor de contactor biológico rotatorio que cuenta con canales o tubería de desvío para la recirculación durante la estabilización del sistema y operación en fines de semana se encuentra dispuesto en una caseta que evita la dilución, cambio de pH por lluvia, viento o el efecto del sol sobre la biopelícula, dentro de la cual también se encuentran:
5. La estructura de sedimentación secundaria adecuada a este proyecto, debido a que no se habilitó el tanque de almacenamiento, se dispuso del agua necesaria (6 L/día) a través de un contenedor para este proyecto y el resto del agua continuó al pozo de absorción
6. Humedal artificial piloto cuyo efluente desembocó en un lecho de cal para finalizar en el pozo de absorción junto con el agua que no se utilizaba con este fin.

El manejo de lodos no se consideró como parte de los objetivos de este proyecto, por lo que los lodos del biodigestor primario y del sedimentador secundario se trasladaron a un pozo de visita de la red de alcantarillado de Ciudad Universitaria. Lo anterior, con el fin de hacerlos llegar a la planta de tratamiento de Cerro del Agua, UNAM, CdMx.

Dicho tren de tratamiento se representa en la Fig. 3.24, la vista en planta en la Fig. 3.25 y el plano de perfil en la 3.26 y las fotografías del sitio y Humedal Artificial piloto en las Figs. 3.27 a) y b).

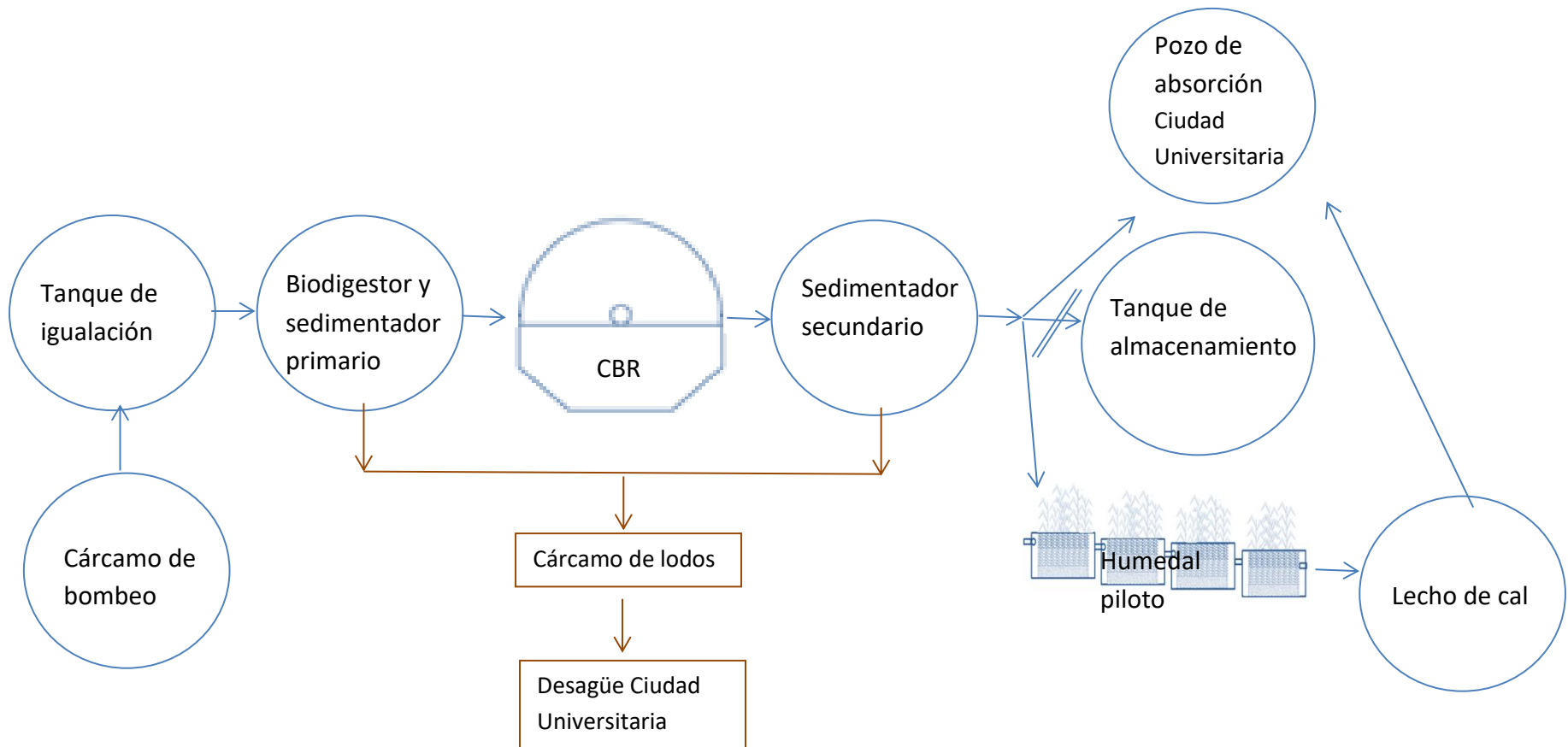


Figura 3. 24 Tren de tratamiento de la PTAR-CBR-DICyG con el HA

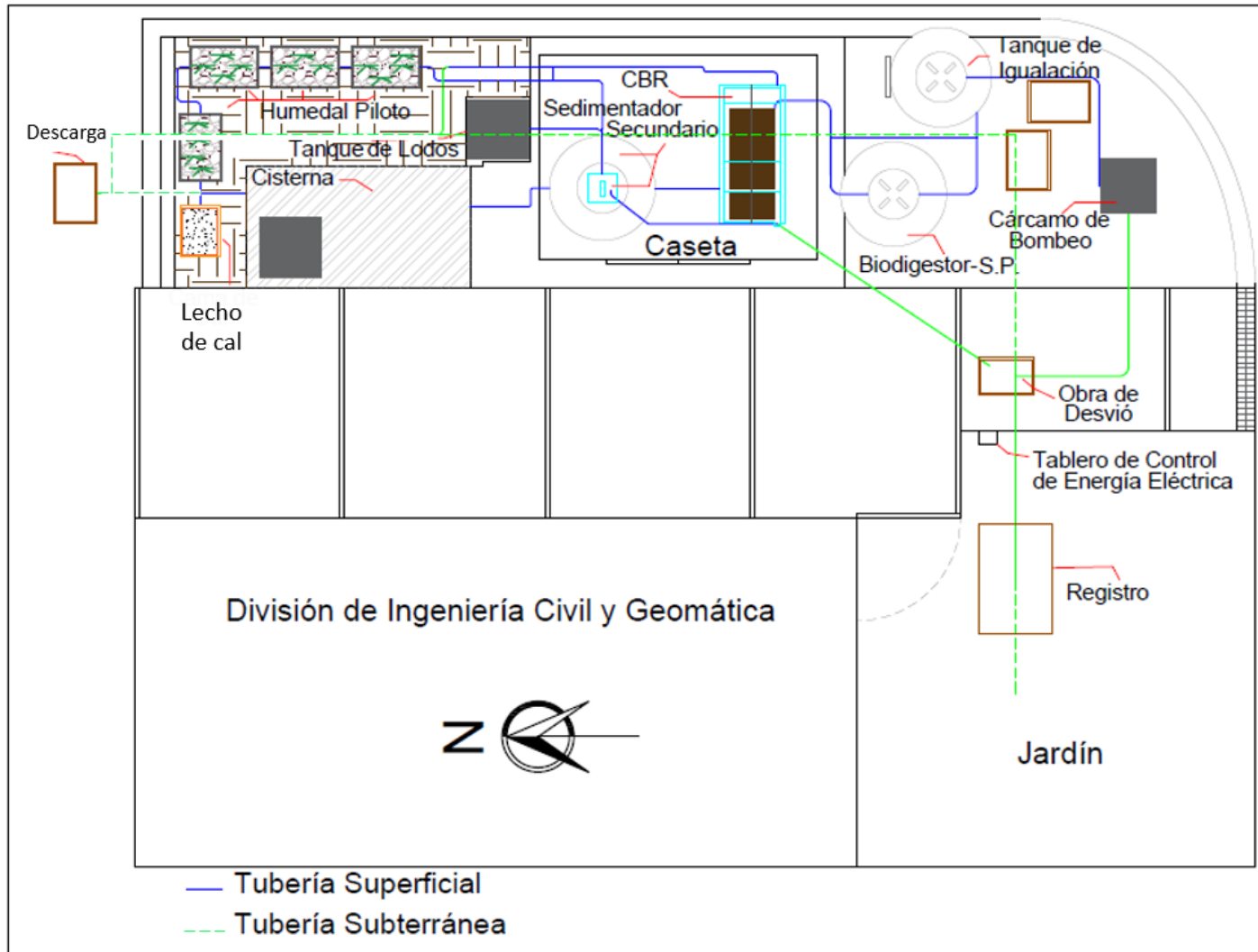


Figura 3. 25 Vista en planta de las unidades de la PTAR-CBR-DICyG y ubicación del HA

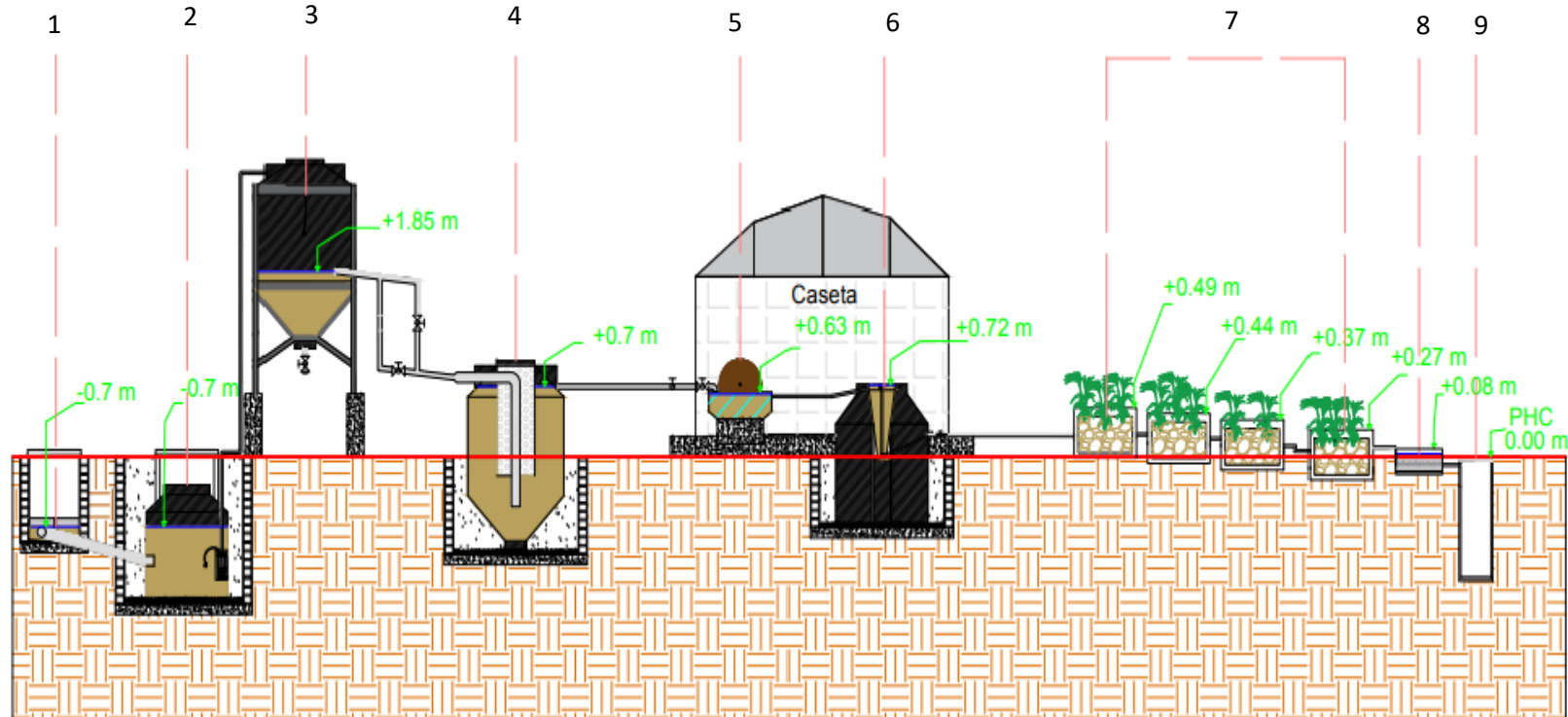


Figura 3. 26 Plano de perfil de la PTAR-CBR-DICyG y HA

1: Obra de desvío, 2: cárcamo de bombeo, 3: tanque de igualación, 4: biodigestor y sedimentador primario, 5: CBR, 6: Sedimentador secundario, 7: Humedal piloto, 8: Lecho de cal y 9: pozo de absorción



Figura 3. 27 a) Vista de perfil de tren de tratamiento completo b) HA
(Fecha: a) 20 de agosto 2019 y b) 7 de octubre 2019)

Aclimatación biológica

Para asegurar el establecimiento de los microorganismos en el material de soporte, raíces y adaptación del componente vegetal se adicionó agua del efluente de la PTAR-CBR-DICyG hasta completar el volumen del sistema y se recirculó el agua del efluente del sistema al influente de la primera unidad secuencial. durante 60 días con una bomba peristáltica con los siguientes gastos:

- Gasto máx. 57mL/s y gasto min. 0.36 mL/s

La recirculación fue con el gasto mínimo (0.36 mL/s) y se agregó 1.2 L del lodo colectado por cada unidad secuencial. el 30 de mayo de 2019, cuyo efluente se recirculó a fin de fijar la capa de bacterias en el sustrato. Posteriormente a la recirculación se adecuó un despachador con un recipiente de 20 litros ubicado dentro de la caseta conectado a un sistema de una jeringa de 5 mL y una manguera de plástico de 1/4'' para suministrar el gasto de diseño para la calidad de agua esperada, es decir 6 L/d, dicho contenedor se preparó con el agua pretratada del efluente de la PTAR-CBR-DICyG, dicho contenedor se muestra en la Fig.3.28.



Figura 3. 28 Recipiente de distribución de agua pretratada

Después de tres meses de operación, debido a la temporada de lluvias, con el granizo de los días 14 y 15 de agosto el techo se rompió y se sustituyó con plástico sombra de invernadero (Figura 3.29).



Figura 3. 29 Cambio de cubierta deteriorada por el agua y sol

3.1.4.1 Experimental

Para la evaluación del humedal mediante la calidad del agua y acumulación de metales en esta también, se tomaron muestras compuestas (de acuerdo con la normatividad del apartado siguiente): una vez a la semana de cuatro horarios diferentes; 9:00, 12:00, 15:00 y 18:00h, a partir del primero de julio de 2019 de cada miércoles durante 20 semanas, para calidad de agua y las cinco finales para metales en este componente, se tomaron en el

influyente del sistema, influente de cada unidad secuencial y el efluente total, los sitios se muestran enumerados en la Fig. 3. 30.

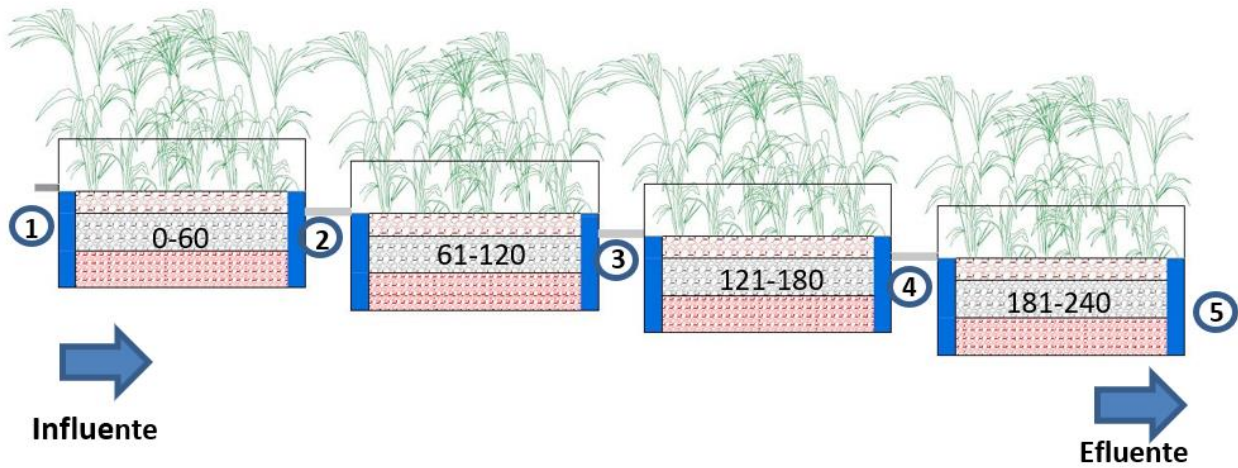


Figura 3. 30 Sitios de muestreo para el componente agua

Para las muestras de lodos y del componente vegetal, se tomaron en cada una de las unidades secuenciales, en el caso del vegetal, de los restos caídos o podados, antes y durante la adición de metales. En la Tabla 3.3 se presentan los puntos de muestreo de acuerdo con la naturaleza del componente.

Tabla 3. 3 Puntos de muestreo respecto al componente y sección de distancia

Tipo de muestra \ Sección (cm)	Influente	0 – 60	61 - 120	121-180	181- 240	Efluente
1. Agua	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	
2. Lodos	NA	2.1	2.2	2.3	2.4	NA
3. Componente vegetal:						
3.1 Estructuras inferiores	NA			Raíz		NA
	NA			Tallo		NA
	NA			Hojas		NA
3.2 Estructuras superiores	NA			Tallo		NA
	NA			Hojas		NA

NA: no aplica

Además, para evaluar las características físicas de los elementos del componente vegetal, se midió la altura total, número de tallos y de hojas al final de cada mes y de la operación del experimento en cada unidad secuencial.

Para el análisis de evaluación de los diferentes parámetros se obtuvo el porcentaje de remoción de las unidades secuenciales y del sistema para lo cual se utilizó la siguiente ecuación 8:

$$\text{Remoción (\%)} = (C_i - C_f) \times 100 / C_i$$

Ecuación 8

Donde

C_i= Concentración inicial

C_f= Concentración final

3.1.4.2 Análisis de laboratorio de calidad de agua

Los métodos de prueba para la toma de muestra, preservación y método de prueba de los parámetros: temperatura, pH, conductividad eléctrica, turbiedad, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos totales, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno se retomaron de la normatividad mexicana que se presenta en la Tabla 3.4.

Tabla 3. 4 Métodos de prueba para la calidad de agua

Parámetro	Norma Mexicana
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	NMX-AA-093-SCFI-2000 Análisis de agua. determinación de la conductividad electrolítica - método de prueba
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (db _{o5}) y residuales tratadas. NMX-AA-012-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

Parámetro	Norma Mexicana
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	NMX-AA-030/2-SCFI-2011 Análisis de agua - determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba - parte 2 - determinación del índice de la demanda química de oxígeno – método de tubo sellado a pequeña escala
pH	NMX-AA-008-SCFI-2016 Análisis de agua. Medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
SÓLIDOS (totales, disueltos, totales suspendidos y totales totales)	NMX-AA-034-SCFI-2015 Análisis de agua - medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
TEMPERATURA	NMX-AA-007-SCFI-2013 Análisis de agua medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
TURBIEDAD	NMX-AA-038-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba

Para el caso de la DBO, la NMX-AA-028-SCFI-2001 hace referencia a la NMX-AA-012-SCFI-2001, en donde se describe el procedimiento para el método yodométrico que fue el que se llevó a cabo para este proyecto y se muestra en las Figs.3.31 a) y b).

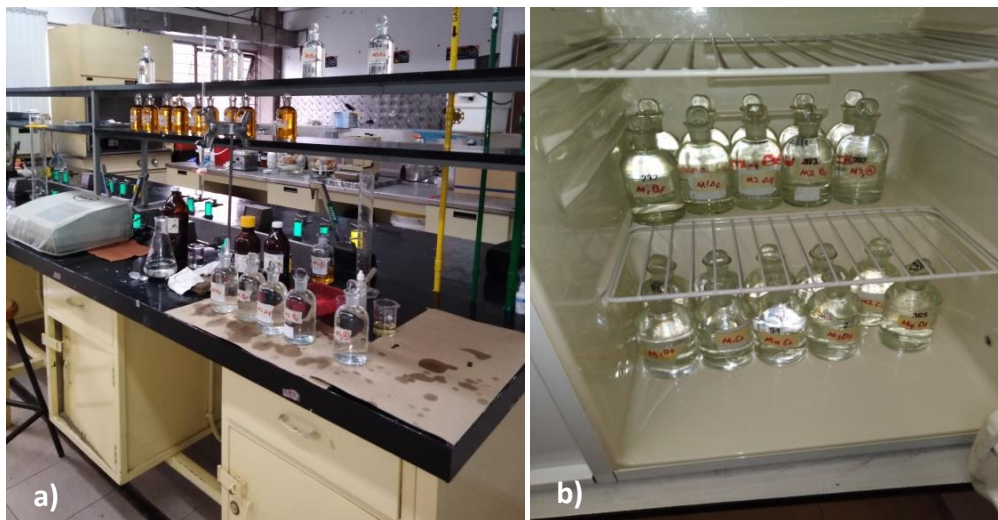


Figura 3. 31 a) Preparación de muestras de DBO, b) Incubación a 20°C durante 5 días (Fecha:7 de agosto 2019)

3.2 Acumulación de metales

En este apartado se menciona la simulación de una descarga industrial en el humedal piloto de este proyecto, así como los detalles del muestreo y preparación de muestras para la lectura de cada componente.

3.2.1 Adición de metales (Pb y Cd)

Para simular la descarga industrial de acuerdo con la Tabla 2.6, para Pb se promediaron los valores de las descargas de las industrias: textil, metalúrgica (solo valor 0.28 mg/L), alimenticia y curtiduría; para Cd solo la metalúrgica; por lo que los valores promedio fueron Pb: 0.465 mg/L y Cd: 0.110 mg/L. Para dicha simulación las concentraciones fueron de manera líquida de los Estándares de Pb y Cd (HGHS-PURITY STANDARDS $1000 \pm 3 \mu\text{g/mL}$ in 2% HNO_3), de los que se prepararon soluciones madre de 10/100 y por lo que cada adición fue de 30 mL de Pb y 7 mL de Cd, estos metales se homogeneizaron en el contenedor de alimentación para el humedal piloto, como se muestra en la Fig. 3.32.

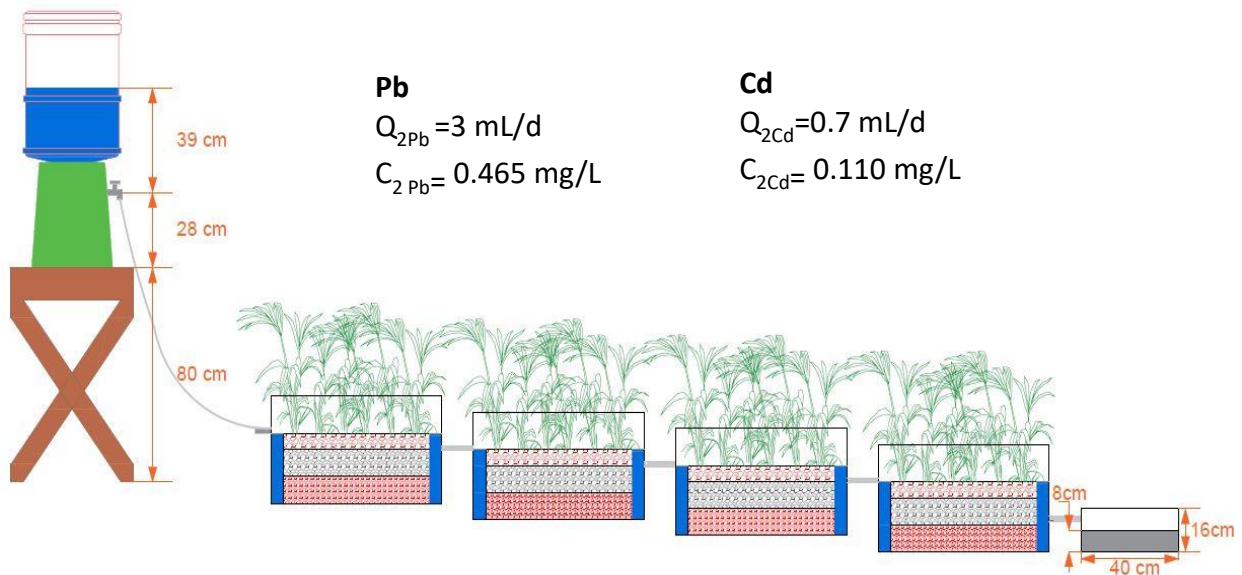


Figura 3. 32 Perfil del sistema de adición de solución de metales
Q: gasto, C: concentración

3.2.2 Análisis de Laboratorio

Para el análisis de Pb y Cd en el Humedal Artificial piloto con el objetivo de conocer si los componentes contenían alguno de estos metales y el efecto durante la adición se dividió en las siguientes etapas:

- a) análisis previo, que correspondió a la búsqueda de metales antes de la adición (dos semanas previas a esta),
- b) durante la adición, mientras se llevaba a cabo ésta, (el análisis se efectuó de manera semanal) durante cinco semanas.

La primera semana de adición fue semanal, sin embargo, debido a la ausencia de estos en el agua se determinó realizarla cada 48 horas durante las siguientes cuatro semanas, las etapas mencionadas con respecto a las semanas de operación se muestran en la Tabla 3.5.

Tabla 3. 5 Etapas para el análisis de Pb y Cd en los meses de análisis del ensayo

Mes	Julio				Agosto					Septiembre				Octubre					Noviembre			
Semana	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4
Etapas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	P	A	A	A	A	A	-	-

P: análisis previo y A: durante la adición.

Para el análisis de laboratorio de metales después de la toma de muestra, se acondicionaron de manera diferente de acuerdo con la naturaleza de la muestra, sin embargo, en todos los componentes de interés se llevó a cabo el siguiente procedimiento: preservación o adecuación, digestión, filtración, y lectura en el equipo de espectrofotometría de absorción atómica, dicho procedimiento se resume en la Fig. 3.33.

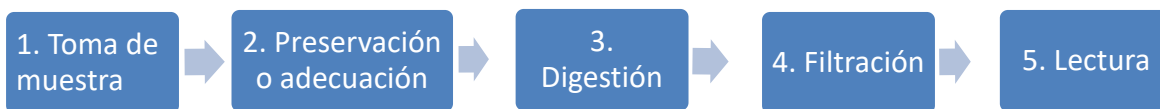


Figura 3. 33 Procedimiento de análisis de metales

Para el agua y generalidades de los demás componentes (lodos y componente vegetal), se utilizaron los métodos de prueba de las Normas Mexicanas, la NOM-117-SSA1-1994 que se complementa con la explicación del procedimiento de digestión para espectrometría de absorción atómica de la NMX-AA-051-SCFI-2016, en el caso de los componentes vegetal y

lodos, las especificaciones de adecuación se detallan en el Anexo II, las normas y métodos utilizados se resumen en la Tabla 3.6.

Tabla 3. 6 Métodos para la adecuación de muestras de metales

Componente	Norma Mexicana o referencia
AGUA	NMX-AA-051-SCFI-2016 Análisis de agua. Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Método de prueba NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-117-SSA1-1994, Bienes y servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica.
LODOS	Gutiérrez, (2015)
COMPONENTE VEGETAL	FAO, (2008)

A pesar de que el acondicionamiento, preparación y los disolventes de la digestión fueron conforme la naturaleza de la muestra, cabe destacar que todas se llevaron a cabo en las mismas condiciones que se mencionan a continuación:

- La digestión fue en parrilla de calentamiento o “abierta”,
- la filtración al vacío fue con una membrana de acetato de celulosa con poro de 0.45 μm de diámetro, posteriormente
- el aforo fue a 50mL con agua destilada y
- se colocaron en recipientes de plástico etiquetados y se refrigeraron hasta su lectura.

Algunos de los pasos mencionados en el procedimiento para todas las muestras, como la digestión en parrilla, la filtración al vacío y el aforo y etiquetado se presentan en las Figs. 3.34 a) y b) y Fig. 3.35.

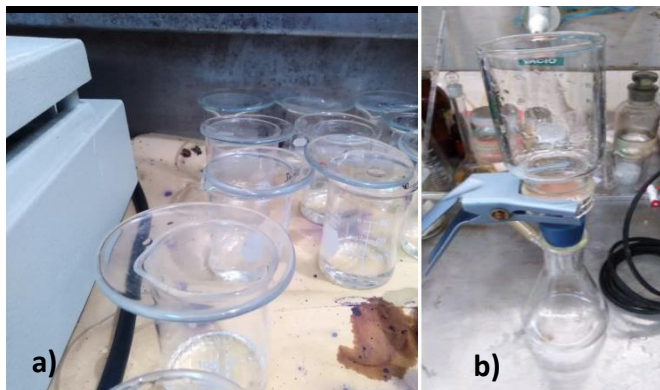


Figura 3. 34 a) muestras aclaradas, b) filtración con bomba de vacío
(Fecha: 22 de octubre 2019)

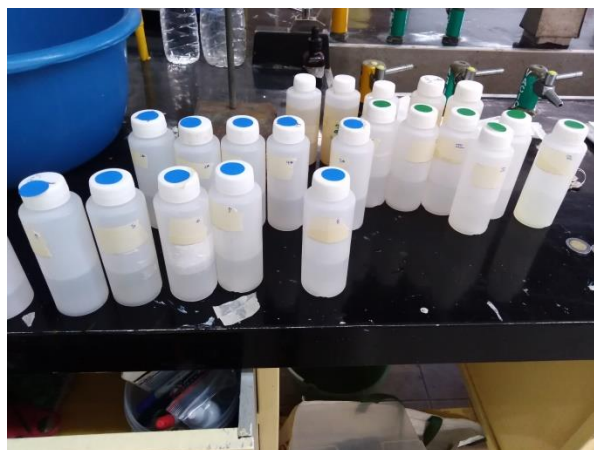


Figura 3. 35 Etiquetado de muestras para su refrigeración
(Fecha: 22 de octubre 2019)

3.2.2.1 Lectura por Espectrofotometría de absorción atómica

Se analizaron las muestras con el espectrómetro de absorción atómica GBC Avanta del laboratorio de adsorción dentro del Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, UNAM, se usaron las lámparas correspondientes a Pb y Cd con sus siguientes límites de detección: Pb= 2-20 $\mu\text{g}/\text{mL}$ y Cd = 0.200-1.8 $\mu\text{g}/\text{mL}$, las lecturas en la fase de operación de adición de metales se llevaron a cabo de manera semanal, en la Fig. 3.36 se presenta el Equipo de espectrometría de absorción atómica utilizado.



Figura 3. 36 Equipo de espectrometría de absorción atómica del LISA
(Fecha: 13 de marzo 2020)

Para el análisis de los datos de la lectura de metales, se realizó el siguiente ajuste de acuerdo a la masa seca disponible de los componentes lodo y vegetal, mediante la Ecuación 9.

$$\frac{(\text{Valor de la lectura del equipo } \mu\text{g / mL}) * (\text{Conversión de unidades a mg / kg})}{\text{masa seca de la muestra (mg)}}$$

Ecuación 9

Además, para obtener el valor real de la acumulación de Pb y Cd adicionados que simularon la descarga industrial, a los valores durante la adición se les restaron los previos (una vez ajustados a la Ecuación 9) por medio de la Ecuación 10.

$$\text{Valor de etapa durante la adición} - \text{Valor del análisis previo}$$

Ecuación 10

3.2.3 Balance de masa

Para este apartado se tomó en cuenta que, en términos generales, el balance de materia se representa como en la Ecuación 6 y al no considerar las transformaciones, se consideró para cada parámetro de calidad de agua y metales de acuerdo con la Ecuación 11:

3.2.4 Disposición final

La disposición final de todas las muestras, tanto de calidad de agua como de metales, se llevó a cabo en el LISA Edificio “S” de Posgrado de Ingeniería de la UNAM, donde se llevaron a cabo los análisis experimentales. Los residuos se colocaron en recipientes y bolsas etiquetados y se pusieron a disposición de la empresa encargada de los residuos peligrosos que cumple con la NOM-052-SEMARNAT-2005.

3.3 Diseño experimental

Para el análisis de los resultados se aplicó el diseño de experimentos de bloques, siendo los bloques cada unidad secuencial del sistema (0-60 a 181-240), y el tratamiento respecto a

- la evaluación del humedal, los parámetros para la evaluación de calidad de agua siguientes: pH, conductividad eléctrica, turbiedad, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno;
- la acumulación de metales en los componentes del sistema agua, lodos y componente vegetal (partes superiores e inferiores).
Se utilizó la hipótesis nula y alternativa de análisis para conocer la acumulación de metales en el sistema como se describe a continuación.

3.3.1 Prueba de hipótesis

Se llevó a cabo una comparación de medias de las concentraciones bajo las siguientes hipótesis en los diferentes análisis:

- *Comparación de acumulación de concentración de metales en unidades secuenciales del sistema*

Para la hipótesis general de este punto se tiene que “la concentración de metales pesados es mayor en la unidad secuencial del influente y se reduce conforme aumenta la distancia por adsorción, absorción y filtración en cada unidad del humedal”.

H0= La distribución y acumulación del Pb y Cd es uniforme en las unidades secuenciales del sistema respecto a la distancia.

H1= La distribución y acumulación del Pb y Cd es diferente en las unidades secuenciales del sistema respecto a la distancia.

- *Comparación de acumulación de concentración de metales en el componente vegetal*

Como hipótesis general “los metales por su peso tienen mayor concentración en partes sumergidas y en las partes aéreas será menor al límite permisible por su toxicidad al humano”

H₀= La distribución y acumulación del Pb y Cd es uniforme en las partes superiores e inferiores del componente vegetal respecto a la distancia.

H₁= La distribución y acumulación del Pb y Cd es diferente en las partes superiores e inferiores del componente vegetal respecto a la distancia.

3.3.2 Análisis estadístico

Para el análisis de resultados se consideró como variable de respuesta:

- Para la evaluación del funcionamiento del humedal piloto la remoción de los parámetros medidos en las pruebas de calidad de agua (conductividad eléctrica, turbiedad, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos totales DBO₅ y DQO),
- Para la acumulación de metales, el contenido de estos en los componentes (agua, lodos y vegetal) en cada unidad secuencial y respecto al vegetal las partes inferiores vs superiores, además de la altura, número de tallos y hojas

Los resultados obtenidos se analizaron a través de un Análisis de Varianza (ANOVA) con hipótesis F de Fisher para determinar la diferencia existente entre las medias con un intervalo de confianza del 95% ($\alpha=0.05$) mediante el Programa de Microsoft office, Excel, las tablas de los análisis se presentan en el ANEXO III.

CAPÍTULO 4: Análisis de resultados

En este capítulo se describen los resultados de las pruebas del capítulo anterior conforme al funcionamiento del humedal piloto y la adición de metales, se presenta el balance de masa y se discuten con otros autores.

4.1 Habilitación de la PTAR-CBR-DICyG

Para conocer la calidad del agua del influente del Humedal Artificial piloto se analizó el funcionamiento de la PTAR-CBR-DICyG mediante la eficiencia de remoción en algunos de los parámetros (ST, DBO₅ y DQO) respecto a su último año de funcionamiento (2011). De acuerdo con los registros de Mata, (2013) y los datos obtenidos para este proyecto, al ser de tipo doméstica se cotejaron con los valores de la composición típica de agua residual doméstica cruda propuesta por Metcalf y Eddy, (1995), el cual divide los parámetros en intervalos que señala como fuerte, medio y débil, y que se mencionan en la Tabla 4.1

Tabla 4. 1 Composición típica de agua residual doméstica cruda

CONSTITUYENTE	Unidad	CONCENTRACIÓN		
		FUERTE	MEDIA	DÉBIL
Sólidos Totales, ST	mg/L	1200	720	350
Sólidos Disueltos Totales, SDT	mg/L	850	500	250
Sólidos Disueltos Fijos, SDF	mg/L	525	300	145
Sólidos Disueltos Volátiles, SDV	mg/L	325	200	105
Sólidos Suspendidos Totales, SST	mg/L	350	220	100
Sólidos Suspendidos Fijos, SSF	mg/L	75	55	20
Sólidos Suspendidos Volátiles, SSV	mg/L	275	165	80
SÓLIDOS SEDIMENTABLES ml/L	mL/L	20	10	5
DBO ₅	mg/L	400	220	110
COT	mg/L	290	160	80
DQO	mg/L	1000	500	250
NITROGENO (Total como N)	mg/L	85	40	20
Orgánico	mg/L	35	15	8
Amoniaco libre	mg/L	50	25	12
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
FÓSFORO (Total como P)	mg/L	15	8	4

		CONCENTRACIÓN		
Orgánico	mg/L	5	3	1
Inorgánico	mg/L	10	5	3
CLORUROS	mg/L	100	50	30
ALCALINIDAD	como CO ₃ Ca	200	100	50
GRASA	mg/L	150	100	50

Tomado de: Metcalf y Eddy, (1995)

De los parámetros mencionados, a continuación, se describe el análisis del influente y efluente:

Influente

En 2011 los valores del agua de influente o “cruda” fueron: ST: 896±182, DBO₅:284±75 y DQO: 675±47.5 y al quedar en valores intermedios de Metcalf y Eddy, (1995), determinando que la concentración tiende a ser fuerte. Durante 2019 los valores de la media fueron: ST:1144±, DBO₅: 385±, y DQO: 1247±110 mg/L, por lo que se clasificó como agua residual de concentración fuerte. Eso implica que el agua que compone al influente contiene una carga concentrada de contaminantes de tipo físico, químico o biológico, en este caso corresponde a materia orgánica.

Efluente

El efluente del tren de tratamiento denominado “agua tratada” presentó los valores de la media mensual en 2011 de: ST:140±10, DBO₅: 131±166.3 y DQO: 193±27 mg/L, por lo que se ubicó en concentración débil que representa la remoción de la materia orgánica, cuya remoción de este parámetro es característica del tratamiento secundario de los contactores biológicos rotatorios (Metcalf y Eddy, 1995) y en 2019 se presentaron los siguientes valores: ST:600±154.6, DBO₅: 200±70.6, media y DQO: 385±144.2 mg/L, por lo que la concentración presentó fue débil. No obstante, para esa calidad de agua cumple con los límites permisibles de la NOM-001-ECOL-1996, tipo A para descarga de uso de riego agrícola. El porcentaje de eficiencia de remoción fue mayor en la operación del 2011 de acuerdo con los valores de media de Mata, (2013), de sólidos totales 84.3% respecto al 2019 fue de 47.6%, así como de DBO₅, (2011: 53.87%; 2019: (48%) y de DQO fue similar (2011: 71.4%; 2019: 69%). Lo anterior, ya que se utilizó la unidad de sedimentador secundaria diseñada, cuyo tanque estaba averiado y en el 2019 la proporcionada como parte la unidad de CBR para apresurar el funcionamiento. En la Tabla 4.2 los valores comparados de influente (agua cruda) y de

efluente (tratada), respecto a los años 2011 y 2019, la desviación estándar, la eficiencia de remoción y la comparación de los parámetros de acuerdo con Metcalf y Eddy, (1995).

Tabla 4. 2 Composición de agua de la PTAR-CBR-DICyG en los años de operación

Año/ Parámetro	Unidad	AGUA CRUDA				AGUA TRATADA				% EFICIENCIA DE REMOCIÓN	
		2011	S	2019	S	2011	S	2019	S	2011	2019
ST	mg/L	896	182	1144	171	140	10	600	155	84.3	47.6
DBO ₅	mg/L	284	75	385	34	131	166	200	70.6	53.87	48
DQO	mg/L	675	48	1247	110	193	27	385	144	71.4	69

Media de los valores de 2011 tomados de: Mata, (2013)

S: desviación estándar

De acuerdo con Montiel (2014) y Mata (2013) la PTAR-CBR-DICyG no tiene la eficiencia de diseño (90%) para la reducción de DBO y SST y en Metcalf y Eddy, (1995) se mencionan los siguientes porcentajes de rendimiento de eliminación de constituyentes de acuerdo a los parámetros analizados para la unidad de tratamiento de contactor biológico rotatorio: DBO: 80-85% y DQO: 80-85%, aun así se alcanzó una calidad que le permite cumplir la NOM-001-SEMARNAT-1996 en promedio mensual y diario correspondientes a valores de DBO de todos los cuerpos de descarga mencionados al ser menores de 186 mg/L [excepto promedio diario (P.D.) de ríos en uso en riego agrícola, P.D. en explotación pesquera, navegación y otros usos, que requieren valores de 200 mg/L] y de sólidos suspendidos totales <96 mg/L (P.M. En ríos para uso público urbano, P.M. y promedio diario (P.D) de protección de vida acuática; para embalses naturales y artificiales, P.D. y P.M. de uso en riego agrícola, y también para ambos promedios, uso público urbano; para aguas costeras, todos excepto P.D. de explotación pesquera, navegación y otros usos.

4.1.2 Evaluación de parámetros de calidad de agua

En este apartado se mencionan las medias mensuales para el tiempo de operación del sistema (4 meses con 2 semanas) en cuanto a los parámetros tomados para esta investigación (temperatura, pH, conductividad eléctrica y turbiedad, sólidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno), evaluando las diferencias en los tratamientos mediante el análisis de ANOVA con un $\alpha=0.05$, cuyas Tablas se presentan en el ANEXO III.

4.1.2.1 Temperatura

El funcionamiento del humedal piloto correspondió a los meses comprendidos entre junio a noviembre, donde de junio a septiembre corresponde a época de lluvias, mientras que para octubre a noviembre lo es para estiaje. De acuerdo con el Sistema de Clasificación de Köppen, modificado por García (1979), el clima prevalente en el área en el cual se desarrolló el proyecto corresponde la época de lluvias a partir de mayo a septiembre, y de estiaje octubre a abril. No obstante, en particular dichas aseveraciones no impactaron directamente al sistema, ya que éste se encontraba aislado del exterior por la malla protectora previamente mencionada. Adicionalmente, dicho aislamiento también contribuyó a que la temperatura se mantuviera constante dentro del sitio del ensayo con una temperatura promedio de 19.6 ± 2.6 °C. Con base en lo anterior el análisis estadístico no representó un valor significativo con relación a los parámetros anteriormente expuestos (Tabla III.1- III.3), ni en cuanto a las unidades secuenciales, y con ello en el influente y efluente.

4.1.2.2 pH

El pH se mantuvo en el influente en un promedio de 7.8 ± 0.29 y en el efluente 8.08 ± 0.31 durante todo el tiempo que duró el ensayo. El anterior se ubica dentro del rango de pH “neutro básico”, que de acuerdo con Kabata, (2000) la máxima adsorción para los metales de este trabajo ocurre para Pb, 5 y 6 y Cd 7 y 8, lo que fue favorable al cadmio, (Prieto *et al.*, 2009), pero no tanto a plomo bajo esta óptica. Sin embargo, también menciona, que la adsorción del plomo en las raíces vegetales se incrementa en función del pH desde 3 hasta 8, una mínima presencia en otras partes del vegetal, lo cual resulta beneficioso para el experimento efectuado. De hecho, también este mecanismo puede estar relacionado con la permeabilidad de la membrana celular, cuyos efectos son marchitamiento en las hojas y disminución en la longitud de raíces y biomasa, en Song *et al.*, (2001) se amplía este rango hasta 8.5 también para remoción de plomo que se logró hasta en un 90%.

En las unidades secuenciales si se presentó un valor significativo ($\alpha=0.05$) del influente con respecto al efluente (>8), donde a partir de penúltima la unidad secuencial (121-180), en cuanto al paso de los meses no se presentó un cambio significativo (Tablas III.4-III.5), lo que implica que este parámetro se vio favorecido en la relación de distancia 4:1 y que el efluente presentó el arrastre de los restos de los componentes.

4.1.2.3 Conductividad eléctrica

Este parámetro en el influente fue de 3.2 ± 0.21 y en el efluente: 2.8 ± 0.57 , donde la mayor remoción fue de 6.3% en el efluente de la distancia 0-60 cm, para la siguiente fue de 0 y para las posteriores de 3.3%, la total del sistema para este parámetro fue de 12% menor a la reportada en Esponda, (2001), que fue de 21% con la diferencia de que fue de flujo vertical, cabe señalar que estos iones son parte de los nutrientes que se requieren en el componente vegetal ((Delgadillo, *et al.*, 2010; Megías, *et al.*, 2020, Fernández, 2006). A pesar de que se visualiza una disminución, ésta no es significativa, tampoco conforme el paso del tiempo, tal como lo evidencia la prueba estadística mostrada en la Tabla III.6. y la remoción de este parámetro se debió a la adhesión de las sales al material de empaque, además de la absorción requerida por las plantas para sus funciones metabólicas. En la Fig. 4.1 se representa este parámetro.

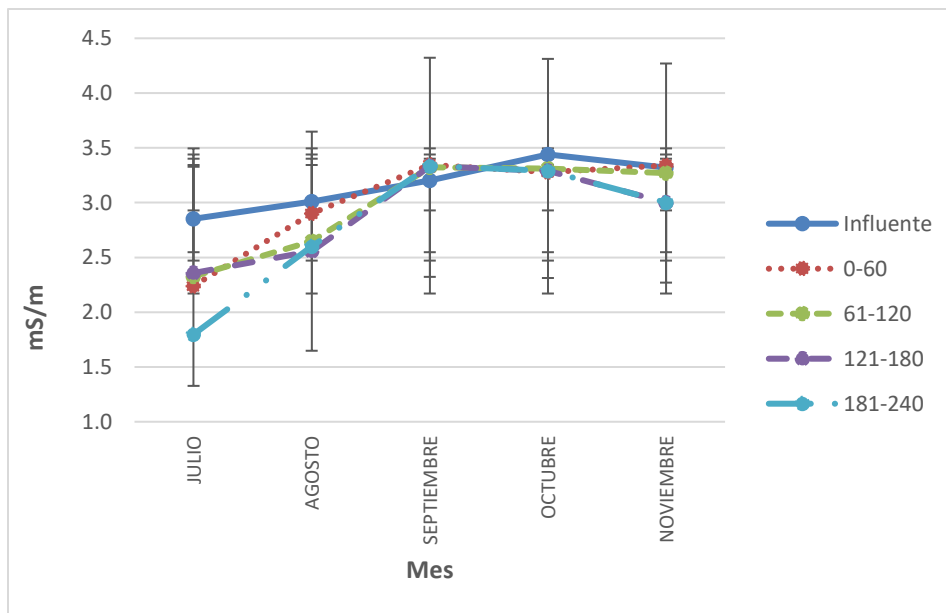


Figura 4. 1 Conductividad eléctrica con respecto a la distancia y tiempo

4.1.2.4 Turbiedad

La turbiedad tubo variaciones debido a que, durante el mes de julio por reparación mecánica del CBT y ajuste de tubería. Por ello, se detuvo el proceso por cuatro días, por lo que al reiniciar el funcionamiento el agua presentó el valor más elevado (1083.8 UTN). En cuanto la remoción, la mayor ocurrió durante en la primera unidad secuencial de 79.4%, seguida de 26.2% de la 121-180 cm, posteriormente la del efluente (181-240 cm) que fue

de 25.6% y al final la de 61-120 cm, con un total la total fue de 91.1%. Dichos valores rebasaron a la mencionada en Metcalf y Eddy, (2001) de 74%, que, si bien fue una referencia, la especie del componente vegetal también lo fue (*Eichornia crassipes*). Si bien, es un parámetro relacionado intrínsecamente con los sólidos suspendidos totales que se presentan en el apartado correspondiente, cabe destacar que el sistema redujo este parámetro de manera gradual hasta septiembre y octubre, presentando una nueva disminución en noviembre representando así la evolución favorable del sistema. Lo anterior es soportado por el análisis estadístico que menciona una diferencia significativa en cuanto a las unidades secuenciales (Tabla III.8), principalmente en la primera unidad secuencial, que funcionó como el primer filtro del material de empaque de estos sólidos de mayor tamaño. En relación con la interferencia ocurrida por el cambio de tubería, ella se puede observar durante las mediciones del mes de septiembre en la Figura 4.2.

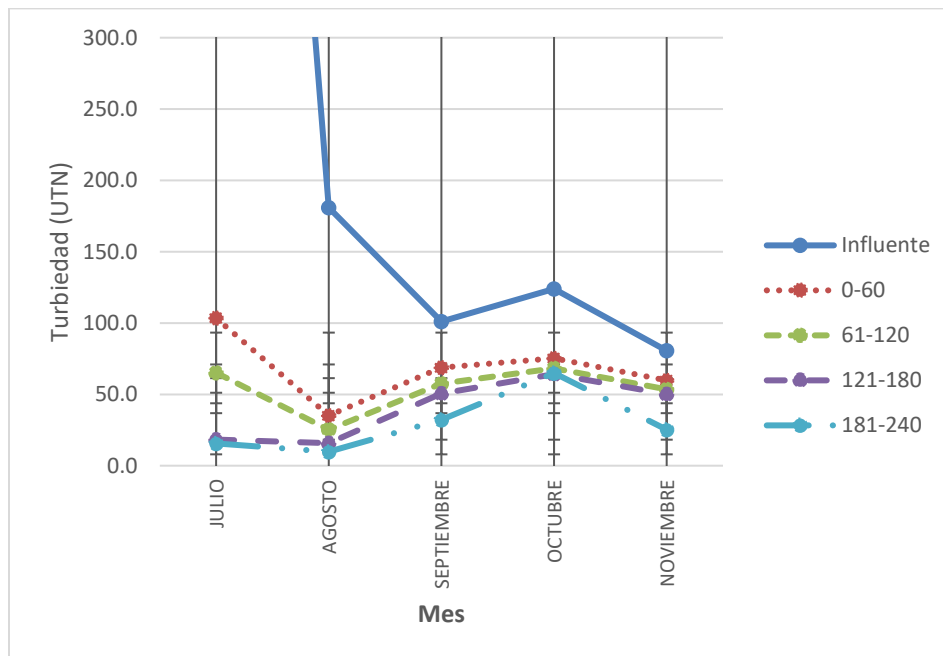


Figura 4. 2 Turbiedad (UTN) con respecto a la distancia y tiempo

4.1.2.5 Sólidos

A continuación, se presentan los resultados de los sólidos analizados, suspendidos, disueltos y la suma de estos en los totales.

Sólidos suspendidos totales

Como se mencionó anteriormente, este parámetro está relacionado con la turbiedad, y también se encontró el valor mayor en el efluente de la primera unidad secuencial (79.5%), seguida de la 121-180 cm (26.8%), después del efluente (26.1%) y por último de la 61-120 cm, la remoción total fue de 91.3%, presentando así una remoción significativa en cada una de las unidades secuenciales, tal como se evidencia en la Tabla III.8. De hecho, las anteriores son concordantes con los porcentajes de remoción mencionados Jindal y Samorkhom, (2005) y Londoño y Marín, (2009), así como muy próximo al valor máximo que menciona Segura, (2014), y que es de 90%. Asimismo, también se encuentra cercano a los valores que se mencionan en Metcalf y Eddy, (2001), Haarstad *et al.*, (2012), Idris, *et al.*, (2012), Zhang *et al.*, (2012) y Luna y Aburto, (2014) y aquellos con respecto a la tabla 2 de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Sin embargo, existe la excepción del influente en el mes de julio, lo cual limitaría solo para el inicio de operación del sistema.

No obstante, la evolución del sistema es visible, permitiendo así su uso, ya que dicho parámetro cumple con los límites permisibles para descargas en ríos, embalses naturales y artificiales y aguas costeras (promedio diario y mensual), valores referidos para la NOM-002- SEMARNAT -1996 para las condiciones particulares de descarga que corresponde cumplir a la descarga municipal. Respecto a la NOM-003-SEMARNAT-1997. Asimismo, este parámetro cumple el promedio mensual permisible a partir del efluente de la sección de 121-180 cm (<23.6 mg/L) límite para servicios al público con contacto indirecto u ocasional. Ello corresponde a la relación de diseño recomendada por Wood, (1995) y Rodríguez, (2003) que es de 4:1, además de que la remoción de la primera unidad secuencial coincide con lo mencionado en Luna y Aburto, (2014), referente a la importancia de establecer módulos con diferentes objetivos de remoción. En éste se menciona que el primer contenedor debe contener material de empaque principalmente ígneo para favorecer el crecimiento de microorganismos en biopelícula, por lo que el uso de tezontle y la distancia favorecieron la retención de estos sólidos, lo cual se observa en la Fig. 4.3.

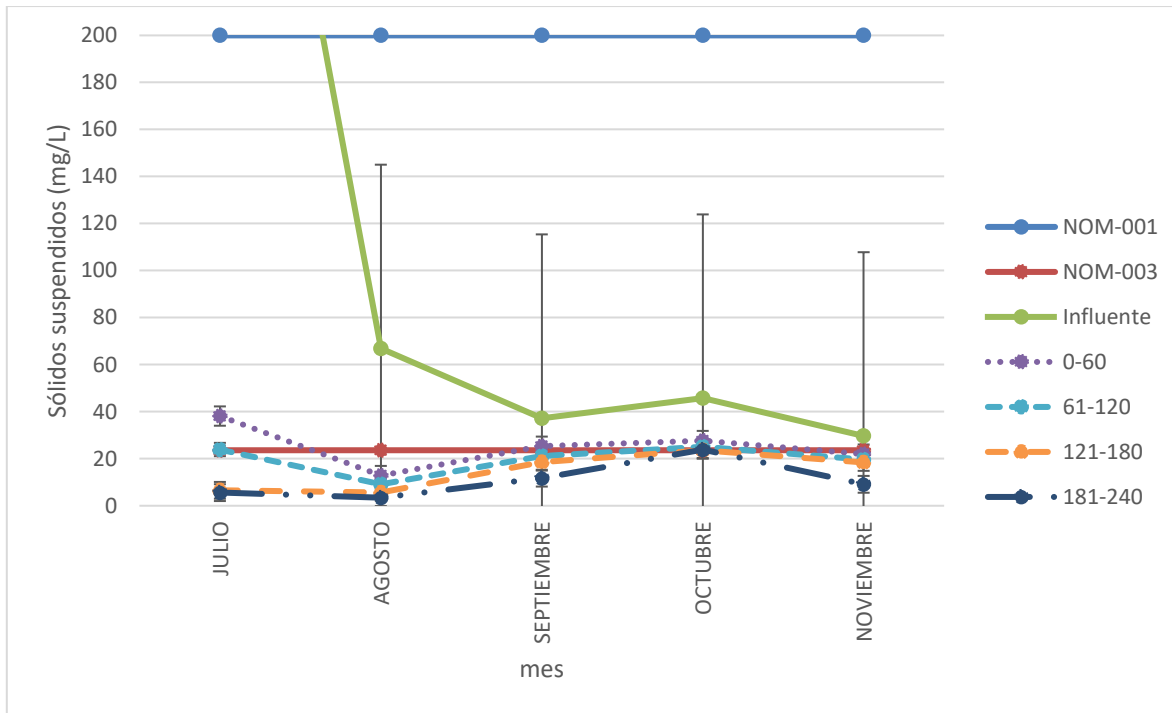


Figura 4. 3 Sólidos suspendidos totales en con respecto a la distancia y el tiempo

Sólidos disueltos totales

Para este parámetro la mayor remoción fue en el efluente de la primera unidad secuencial (7.4%), seguida del efluente del sistema (5.7%), después de la unidad secuencial 121-180 cm (2) y en la 61-120 cm no hubo remoción, se incrementó el valor de estos sólidos en un 7%., la remoción total fue de 13.8%, para la comparación estadística se encontró una diferencia significativa con respecto al recorrido del proceso del influente al efluente (Tabla III.9). En particular, a partir del mes de septiembre, la penúltima y última unidad secuencial presentaron valores muy parecidos, por lo que respecto al tiempo de operación el mes de julio presentó diferencia con respecto a todos los siguientes meses (Tabla III.10). Lo anterior, se debe a que este tipo de sólidos principalmente son removidos en tratamientos terciarios, tal como precipitación, membranas, ósmosis inversa, electrodiálisis, nanofiltración, sistemas mixtos con lagunas, entre los cuales también están los humedales artificiales (Delgadillo *et al.*, 2010; De la Vega, 2012). En esta categoría, dentro de los componentes inorgánicos o fijos se incluyen los metales pesados (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Caviedes *et al.*, 2015). En cuanto a las remociones al igual que en los sólidos suspendidos totales la primera unidad secuencial fue importante para la retención por distancia y material, sin embargo, en este caso hubo una ganancia de estos en la segunda, por el arrastre de la anterior y después de la relación de distancia 4:1 que favoreció a los

SST, en el efluente del sistema se presentó una mayor remoción (5.7%), lo que representó un tratamiento de tipo terciario. La tendencia de este parámetro se presenta en la Fig. 4.4.

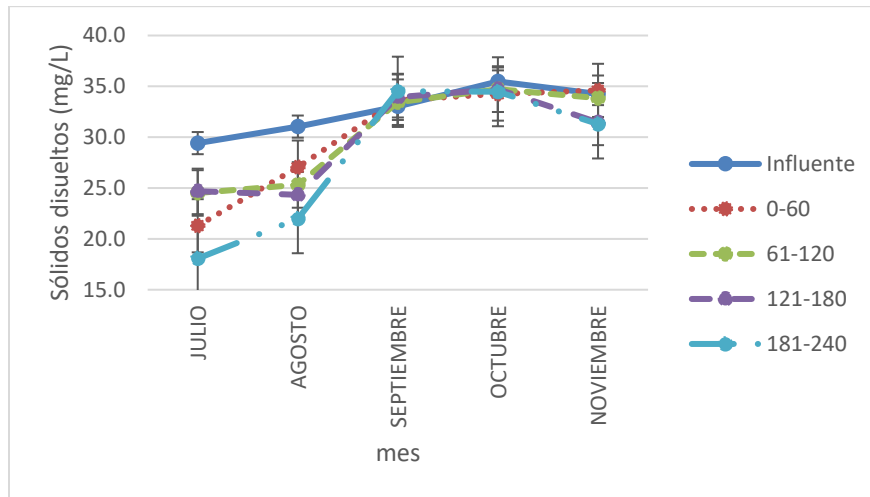


Figura 4. 4 Sólidos disueltos totales con respecto a la distancia y el tiempo

Sólidos totales

Los sólidos totales con respecto a la tendencia mencionada de los suspendidos y disueltos totales, presentó una tendencia similar, la mayor remoción en el efluente de la primera unidad secuencial (0-60 cm) con 64.4 %, seguida del efluente (12.6%), posteriormente la 121-180 cm (11.4%) y al último la de 61-120 cm con 9.6%, de sistema la remoción total fue de 75%, pero significativamente superior en comparación con los otros evaluados. De hecho, ello se reafirma a través del análisis estadístico efectuado, el cual si encontró una diferencia significativa respecto a la distancia (Tabla III.11), por lo que se asume que respecto a las distancias la primera unidad secuencial (0-60 cm) es la de mayor retención de sólidos, en la segunda (61-120 cm) existe un arrastre que provoca la acumulación de sólidos disueltos totales, hasta la siguiente (121-180 cm) en la relación 4:1 se logró la mayor remoción de los SST y en la 181-240 cm la de los sólidos disueltos totales al funcionar como un tratamiento terciario tal como lo refieren en Wood, (1995) y Rodríguez, (2003). En la Fig. 4.5 se representa este parámetro,

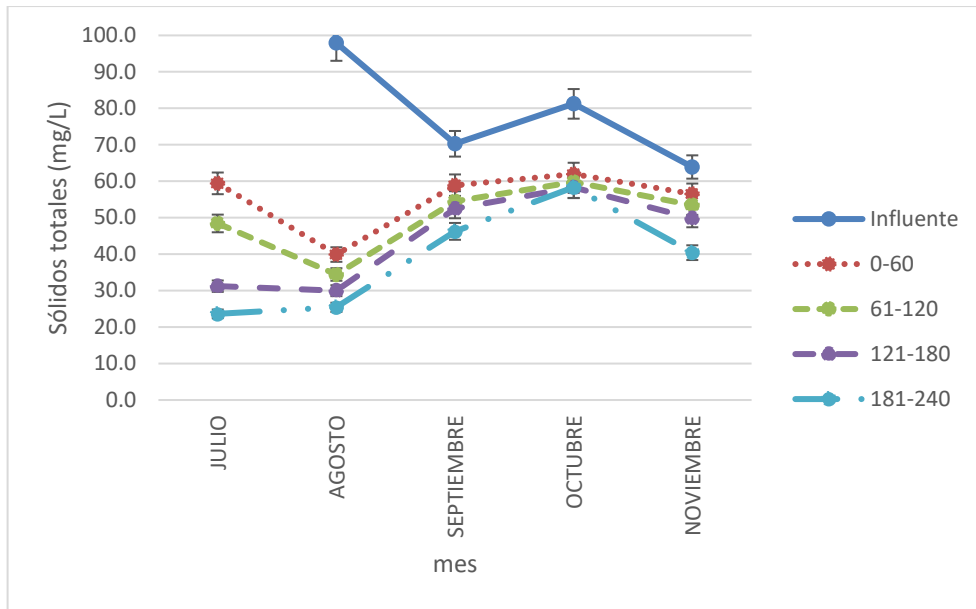


Figura 4. 5 Sólidos totales con respecto a la distancia y al tiempo

4.1.2.6 DBO₅

Se determinó la DBO₅ para conocer el efecto de la remoción por distancia, respecto a este si existió una diferencia significativa del influente a la distancia 121-180 (Tabla III.12), así como con respecto al tiempo, encontrando una diferencia significativa (Tabla III.13) en ambos casos. De hecho, a partir de septiembre disminuyó de manera drástica, que representó un incremento de oxígeno en la botella de DBO, por ello se revisó en el microscopio y se observó la presencia excesiva de algas, lo cual no era deseable dentro del ensayo experimental. Por ello, dichos organismos se removieron físicamente, y de manera adicional las unidades secuenciales transparentes fueron pintadas con el objeto de evitar su producción. Con las acciones tomadas se ajustan los valores y a pesar de la variación que existe en la distancia, principalmente 61-120 y 181-240 cm se mantuvo la tendencia de disminuir este parámetro del influente al efluente. De manera adicional, otros cambios se debieron a factores climáticos o interferencias o ajustes en el agua del influente.

En cuanto a la remoción, la mayor fue en la unidad secuencial 61-120 cm (28.1%), seguida de la 0-60 cm (19%), y en la 121-180 de 15%, en el efluente ya no hubo remoción, al contrario, hubo un aumento de materia orgánica en 16% y por lo que la remoción total influente a efluente fue de 42.3%, sin embargo, de influente a 121-180 cm fue de 50.5%. Por lo tanto, en cuanto a este parámetro la distancia óptima corresponde a la relación 4:1 que favoreció a los parámetros mencionados (turbiedad y SST), a pesar de este último valor de remoción está por debajo de otras investigaciones que señalan valores de 64.5 hasta 96% (Jindal y Samorkhom, 2005; Londoño y Marín, 2009; Haarstad *et al.*, 2012; Idris, *et al.*,

2012; Zhang *et al.*, 2012 y Luna y Aburto, 2014). Con relación a la calidad del influente, esta varió acuerdo al valor para el que fue diseñado (200mg/L), en julio fue aprox. de 150mg/L y en octubre aprox. 200mg/L cuyos valores corresponden a la calidad de agua los límites permisibles para descargas en ríos, embalses naturales y artificiales y aguas costeras (promedio diario y mensual) de la NOM-001-SEMARNAT-1996, los valores del efluente solo llegaron al valor de diseño (30mg/L) de acuerdo con la NOM-003-SEMARNAT-1997.

Debido a las condiciones diferentes de los autores con los que se comparó la remoción de este sistema como, tipo de flujo, conjunto de sistemas, componente vegetal, adición de bacterias, tiempo de retención, tiempo de aclimatación, parámetro o contaminante objeto de estudio. Dado que esta investigación no presentó repeticiones o duplicados, se asume que este resultado corresponde a las características particulares para este diseño, dentro de los cuales se encuentran: el arreglo del material de empaque, la especie del componente vegetal, además del cambio de dirección de la última unidad secuencial. Sin olvidar que no se consideró el componente vegetal con el objetivo de remoción de este parámetro. En la Fig. 4.6 se muestra el comportamiento mencionado.

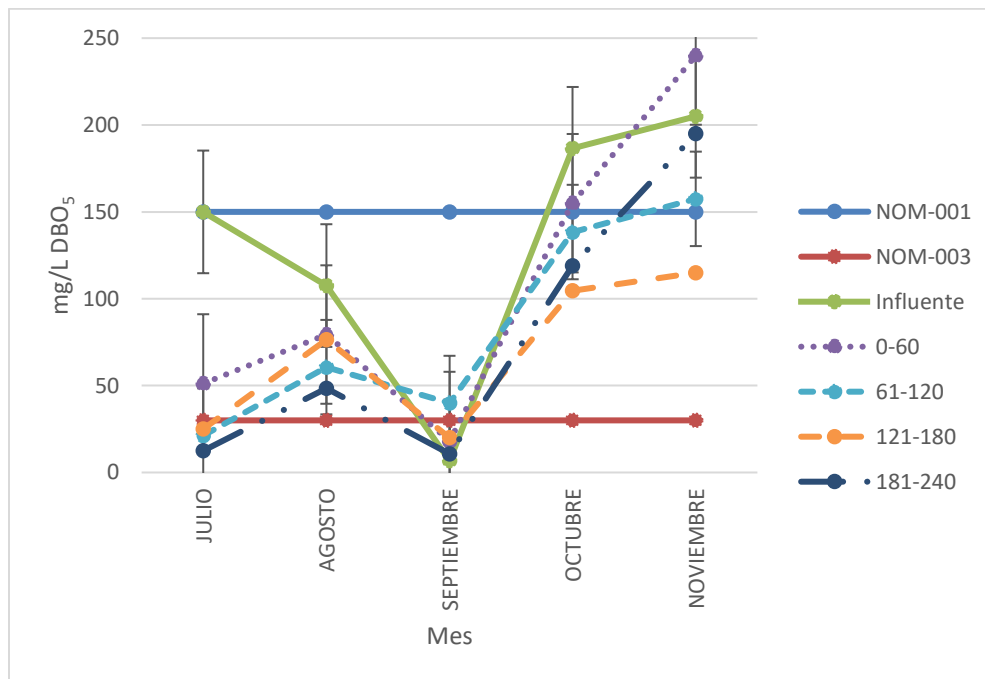


Figura 4. 6 DBO₅ respecto a la distancia y al tiempo

4.1.2.7 DQO

En cuanto a la distancia si se encontró una diferencia significativa entre el influente y las demás unidades secuenciales, principalmente al efluente (181-240) que al ser un parámetro que incluye la DBO se vio favorecido en la relación de distancia 4:1, aunque respecto al tiempo no se encontró diferencia significativa (Tabla III.14). En cuanto a la remoción, la mayor ocurrió en el efluente de la unidad secuencial 0-60, con 34.5%, seguida de la 121-180 cm (16.1%), posterior el efluente y la que se presentó menos fue en la 61-120 cm con 1.1%, la total fue de 50.1%; y a través del tiempo se incrementó, esto de acuerdo con Romero *et al.*, (2009) y Quipuzco, (2002), en donde se reporta el incremento de concentraciones de este parámetro debido al arrastre de raíces o desprendimiento de la biopelícula formada alrededor de las raíces, por lo que la interferencia modificó la DQO, ya que para evitar la interferencia con partículas suspendidas se filtraron las muestras. Referente a otras investigaciones se encontró por debajo de la remoción que se menciona en Londoño y Marín, (2009) (80-90%) y Esponda, (2001) (77%) pero en el valor mínimo mencionado en Romero *et al.*, (2009) que fue de >50. El comportamiento de este parámetro se presenta en la Fig. 4.7.

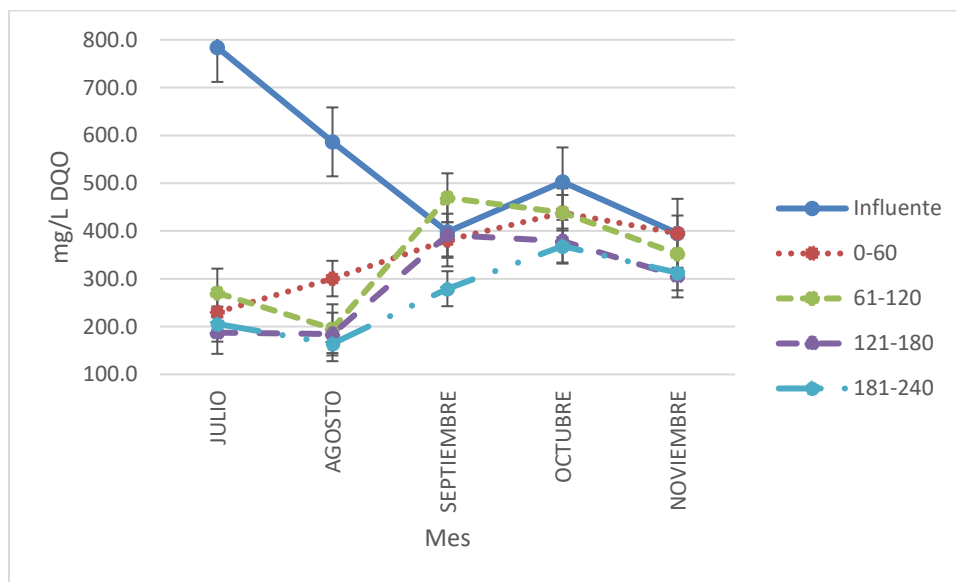


Figura 4. 7 DQO respecto a la distancia y al tiempo

4.2 Acumulación de metales

En este apartado se describe la presencia de Pb y Cd en el análisis previo a la adición y durante la adición.

4.2.1 Análisis previo

En el análisis previo a la adición de metales en el humedal se analizaron los componentes, donde para el cadmio se registró la presencia en el agua residual pretratada, es decir en el influente del humedal (0.00013mg/L) y en el efluente (0.00019mg/L), por lo que alguno de los componentes pudo desprender este metal, además, en el componente de lodos en la unidad secuencial (121-180 cm) se presentó (0.0002 mg/kg), mientras que para el resto los valores resultaron menores al límite de detección del equipo (Tabla 4.3)

Tabla 4. 3 Presencia de cadmio en el análisis previo

Distancia (cm)/ Estructura	Influente	0-60	61-120	121-180	180-240 Efluente
AGUA (mg/L)					
NA	0.00013	>.2	>.2	>.2	0.00019
LODOS (mg/kg)					
NA	NA	>.2	>.2	0.0002	>.2
COMPONENTE VEGETAL (mg/kg)					
Raíz	NA	>.2	>.2	>.2	>.2
Tallo inferior	NA	>.2	>.2	>.2	>.2
Hoja inferior	NA	>.2	>.2	>.2	>.2
Tallo superior	NA	>.2	>.2	>.2	>.2
Hoja superior	NA	>.2	>.2	>.2	>.2

NA: no aplica

Para el caso del plomo en el agua, se presento en el efluente de la unidad secuencial 0-60 cm en un valor de 0.00045mg/L, en el componente de lodos en la primera (0.0409mg/kg) y en el vegetal se registró este metal en las estructuras inferiores, en la raíz de un elemento de la primera (0.003299 mg/kg), así como en la hoja inferior del elemento de la unidad

secuencial 61-120 cm (0.00011mg/kg), por lo que la primera (0-60 cm) tuvo presencia de plomo en todos los componentes analizados en los límites de detección del equipo; en la Tabla 4.4 se presentan los valores mencionados.

Tabla 4. 4 Presencia de plomo en el análisis previo

Distancia (cm)/ Estructura	Influyente	0-60	61-120	121-180	180-240 Efluente
AGUA (mg/L)					
NA	>2	0.00045	>2	>2	>2
LODOS (mg/kg)					
NA	NA	0.0409	>2	>2	>2
COMPONENTE VEGETAL (mg/kg)					
Raíz	NA	0.00329	>2	>2	>2
Tallo inferior	NA	>2	>2	>2	>2
Hoja inferior	NA	>2	0.00011	>2	>2
Tallo superior	NA	>2	>2	>2	>2
Hoja superior	NA	>2	>2	>2	>2

NA: no aplica

4.2.2 Análisis de metales durante la operación

En las primeras tres semanas de la adición de metales solo se analizaron los componentes: agua y estructuras caídas o secas del componente vegetal, por lo que no se vieron representadas las raíces, ni tallo inferior, por lo que cabe señalar que solo se obtuvieron muestras de diez plantas (41% del total), no encontrándose Cd o Pb de acuerdo con los límites de detección del equipo de absorción atómica. Además, como las porciones del componente vegetal, fueron restos de alguna de las estructuras que estuvieron representadas en un peso <1mg y Mendoza *et al.*, (2014) recomienda que para la digestión de muestras de tejido foliar la masa debe ser de 500 mg como se realizó *Saccharum officinarum*, (que pertenece a la misma familia que *A. donax*, Poaceae), por lo que se asume que pudo haber sido el motivo de que no se viera representada la estructura, e inclusive, ni detectadas A partir de la cuarta semana se tomaron muestras de todos los componentes

sin remover el componente vegetal por completo encontrando Pb y Cd en el influente, así como en todas las unidades secuenciales del componente agua de Cd de acuerdo a la siguiente relación: Influyente > 61-120 cm > 121-180 cm > 0-60 cm > Efluente, para los lodos: 0-60 cm > 61-120 cm > 181-240 cm > 121-180 cm y en el componente vegetal solo se detectó en las estructuras inferiores en relación raíz > hoja > tallo y en cuanto a la distancia 121-180 cm > 181-240 cm > 61-120 cm, en general la concentración de cadmio en el sistema fue de manera inversa es decir: Efluente > 181-240 cm > 121-180 cm > 61-120 cm > 0-60 cm como se muestra en la Tabla 4.5

Tabla 4. 5 Presencia de cadmio en el análisis durante la adición

Distancia (cm)/ Estructura	Influente	0-60	61-120	121-180	180-240 Efluente
AGUA (mg/L)					
NA	0.00052	0.00016	0.00042	0.00040	0.000395
LODOS (mg/kg)					
NA	NA	0.0341	0.0237	0.012	0.0242
COMPONENTE VEGETAL (mg/kg)					
Raíz	NA	>.2	>.2	0.0011	0.00056
Tallo inferior	NA	>.2	0.00024	>.2	>.2
Hoja inferior	NA	>.2	0.0004489	0.00238	0.000564
Tallo superior	NA	>.2	>.2	>.2	>.2
Hoja superior	NA	>.2	>.2	>.2	>.2

NA: no aplica

Para el caso del plomo en todos los puntos de muestreo se detectó a razón de >0-60 cm >Influente > 61-120 cm >121-180 cm >Efluente, en el componente lodo no hubo detección y en el vegetal solo en la estructura de hoja inferior en la unidad secuencial 61-120 cm, de manera general el plomo se distribuyó de igual manera de que el componente agua, se presenta el resumen de estos datos en la Tabla 4.6.

Tabla 4. 6 Presencia de plomo en el análisis durante la adición

Distancia (cm)/ Estructura	Influente	0-60	61-120	121-180	180-240 Efluente
AGUA (mg/L)					
NA	0.00051	0.00075	0.00031	0.00005	0.00004
LODOS (mg/kg)					
NA	NA	>2	>2	>2	>2
COMPONENTE VEGETAL (mg/kg)					
Raíz	NA	>2	>2	>2	>2
Tallo inferior	NA	>2	>2	>2	>2
Hoja inferior	NA	>2	0.00041	>2	>2
Tallo superior	NA	>2	>2	>2	>2
Hoja superior	NA	>2	>2	>2	>2

NA: no aplica

Respecto al componente agua para determinar el posible uso de esta respecto con la NOM-127-SSA1-1994 que establece la calidad de agua para uso y consumo humano y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, se comparó con estos límites Cd: 0.025 mg/L y Pb: 0.005 mg/L) y no representaron un valor significativo cercano en ninguna de las unidades secuenciales del humedal (Tabla III.15 y Tabla III.16) en la Fig. 4.8 se presenta la comparación de ambos metales y ningún valor representa uno cercano a los establecidos por dicha NOM, por lo que respecto al cumplimiento con los límites de éstos metales podría establecerse algún uso de contacto humano.

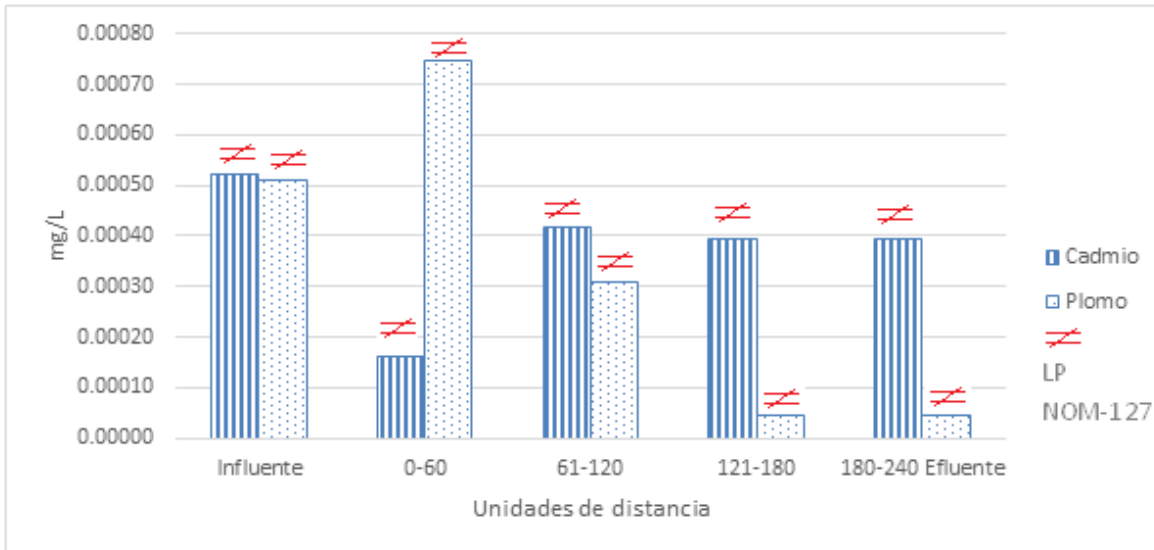


Figura 4. 8 Comparación de Pb y Cd con respecto a la NOM-127-SSA1-1994 LP NOM-127: Límite Máximo Permissible NOM-127-SSA1-1994

Evaluación de las características físicas del componente vegetal

Como se mencionó anteriormente, todos elementos de este componente se unificaron a un tamaño de 15 a 20 cm, cuando se cambió la cubierta, hubo un cambio notable en este componente, pues la primera cubierta no permitía el paso de luz como el segundo especializado para invernadero, por lo que los efectos de este cambio surgieron a partir del mes de septiembre en los parámetros de evaluación (altura total, número de tallos y hojas). En la mayoría de las unidades secuenciales se presentó una tendencia al aumento de área, excepto en la segunda unidad secuencial (61-180 cm) que terminó con el mínimo de tallos (1) y hojas (1), y en las demás se presentó crecimiento a pesar de las condiciones del agua y adición de metales, el análisis con relación al tiempo el cambio significativo fue de julio a septiembre y noviembre, la diferencia por cada unidad secuencial se atribuye a la posición y función determinada por los parámetros medidos para la calidad de agua, en la primera unidad secuencial, fue donde hubo la mayor remoción para la materia orgánica (DBO₅ y DQO), por lo que el elevado contenido de nutrientes y sólidos permitió mantenerse a pesar de la adición de metales en el mes de octubre que fue a la que impacto la adición, la segunda unidad secuencial se vio representada por la mayor presencia de elementos de componente vegetal con Cd en sus estructuras (tallo y hoja inferior), además de que la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales se presentaron con la menor remoción, por lo que se asume que el componente vegetal después de la primera remoción de los sólidos suspendidos totales de mayor tamaño, se encargó de absorber los disueltos y nutrientes en

forma de sales, la tercena unidad secuencial correspondió al efluente de mayores valores de remoción en la mayoría de los parámetros por la relación mencionada 4:1 recomendada para el diseño, por lo que la cuarta unidad secuencial que ya contaba con cierta calidad, reflejó a los organismos de mayor tamaño, hojas y tallos, sin embargo al final del sistema representó el aumento, que se asume que fue debido al material de arrastre, a continuación se detalla cada uno.

Altura total

La altura total de los elementos del componente vegetal respecto a las unidades secuenciales no representó un cambio significativo, tal como lo evidencia la Tabla III. 17, sin embargo, respecto al tiempo si existió una diferencia significativa en la comparación de los meses de julio comparado con septiembre y noviembre (Tabla III.18). Con lo cual se observa que el cambio de cubierta después del granizo mencionado en el mes de agosto representó condiciones favorables de crecimiento de este parámetro en todas las unidades secuenciales debido al incremento de la luz, en el mes de octubre dada la adición de metales se mantuvieron aumentando la altura, al igual que en noviembre, a excepción de la segunda unidad secuencial (61-120 cm), de hecho, ésta se mantuvo en una media de 41.3 ± 18.9 en comparación con la que presentó mayor altura (181-240 cm), 49.7 ± 34.63 , además de los parámetros relacionados con la calidad del agua, se atribuye que ésta fungió como la principal unidad secuencial de absorción, cabe señalar que los elementos del componente vegetal se sembraron de manera aleatoria y en el análisis previo se encontraron valores de Pb en agua, lodo y raíz y en el de durante la adición para este solo en agua y hoja inferior, para Cd en agua lodo, tallo inferior y hoja inferior, por lo que representó la unidad secuencial con presencia de metales en los análisis previo y durante la adición en todos los componentes, por lo que a esto se atribuye la diferencia de altura y demás parámetros físicos. En la Figura 4.9 se presentan estos valores respecto a la distancia y al tiempo.

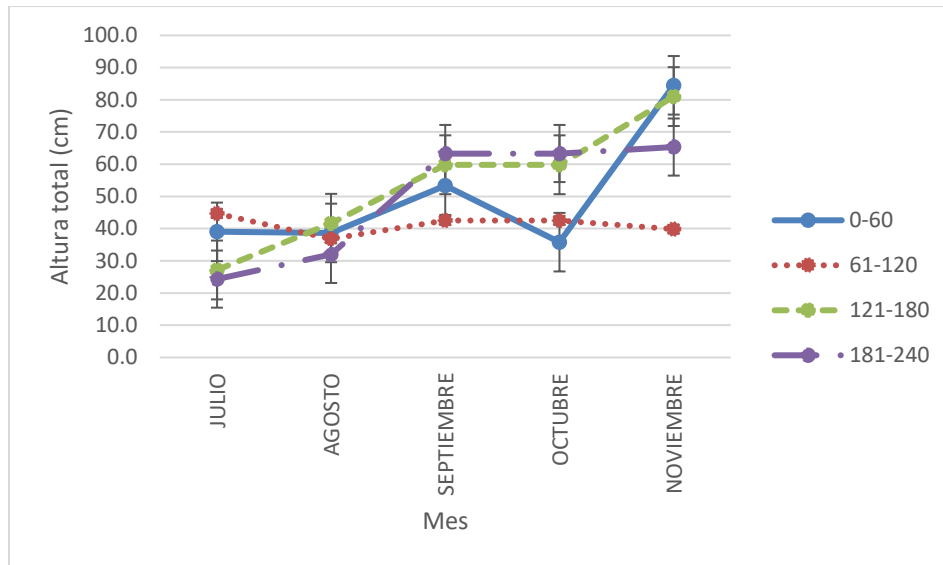


Figura 4. 9 Altura del componente vegetal respecto a la distancia y al tiempo

Tallos

Este parámetro también reflejó la adaptación de estos elementos en el humedal, ya que en la distancia hubo una diferencia significativa, tal como lo refleja el análisis estadístico de la Tabla III.19, ya que, así como en la altura la segunda unidad secuencial (61-120cm) presentó los elementos con menos tallos con una media de 1.6 ± 0.98 a diferencia de los de la última (181-240cm) con los abundantes (3.1 ± 1.66), (Tabla III.20), cabe mencionar que en Quinn *et al.*, se comprobó que la adición de nitrógeno pudo representar la producción de biomasa, raíces y brotes en *A. donax*, sin embargo se desconoce esta relación para esta investigación, dado que no se realizó este parámetro. En lo relativo a la evaluación temporal, también hubo una diferencia significativa de julio a septiembre y octubre en todas las unidades secuenciales (Tabla III.21) al presentarse las condiciones favorables de la cubierta y la adaptación a lo largo del tiempo de funcionamiento, además de la extensión de los rizomas que permitieron el aumento de tallos. En la Figura 4.10 se presenta este parámetro.

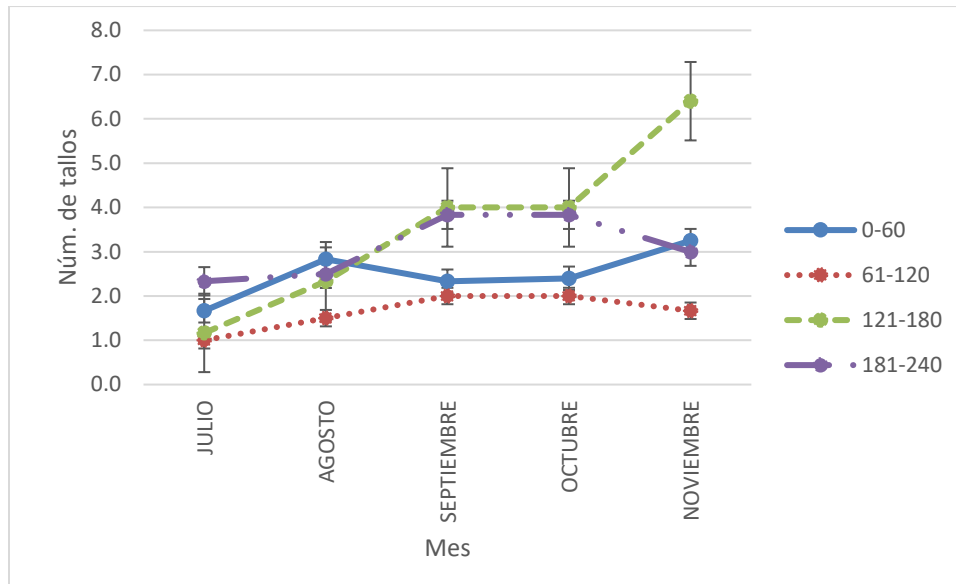


Figura 4. 10 Número de tallos respecto a la distancia y al tiempo

Hojas

La tendencia de este parámetro es muy parecido al de los tallos, en la comparación del número de hojas en las unidades secuenciales si existió una diferencia significativa (Tabla III.22) con relación de la segunda unidad secuencial (61-120 cm) y la última (181-240 cm) (Tabla III.23), también en cuanto a los meses de operación se encontró la misma diferencia de los tallos (Tabla III.24), de julio a septiembre y octubre, lo cual corresponde a que las hojas tienen como medio de soporte el tallo, antes de su caída, presentaron un color amarillo en las periferia hasta cubrirse de este color por completo, de no sobrevivir la planta por completo, denotó el tallo de este color también, estos datos se presentan en la Figura 4.11, en las Figs. 4.12 y 4.13 se presenta el sistema previo y durante la adición, además en la Figs. 4.14 a)-d) se muestran las unidades secuenciales al final del ensayo y se observan las diferencias mencionadas

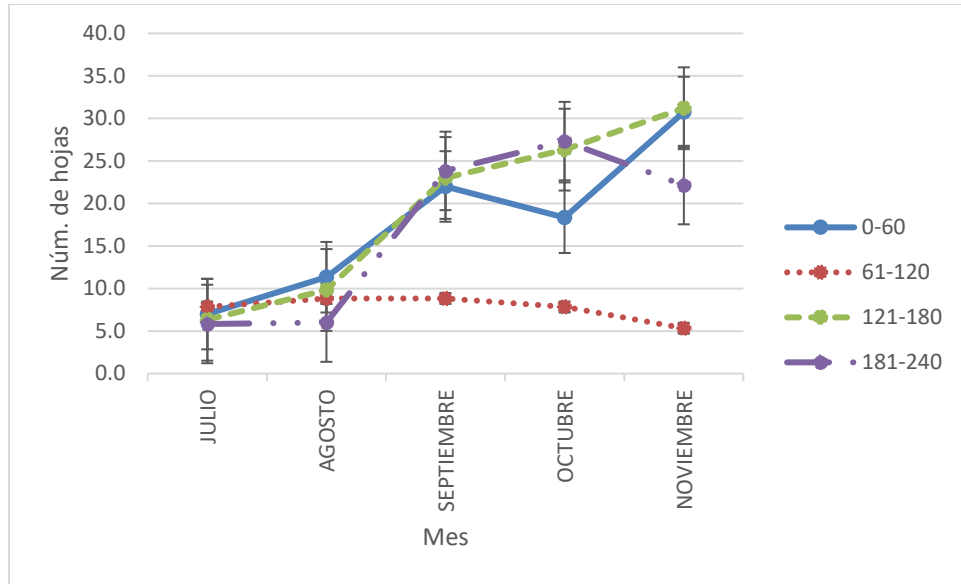


Figura 4. 11 Número de hojas respecto a la distancia y al tiempo



Figura 4. 12 Vista de general de HA en la etapa previa a la adición de metales (Fecha: 16 de julio 2020)



Figura 4. 13 Vista de HA después de la adición de metales
(Fecha: 29 de noviembre 2020)

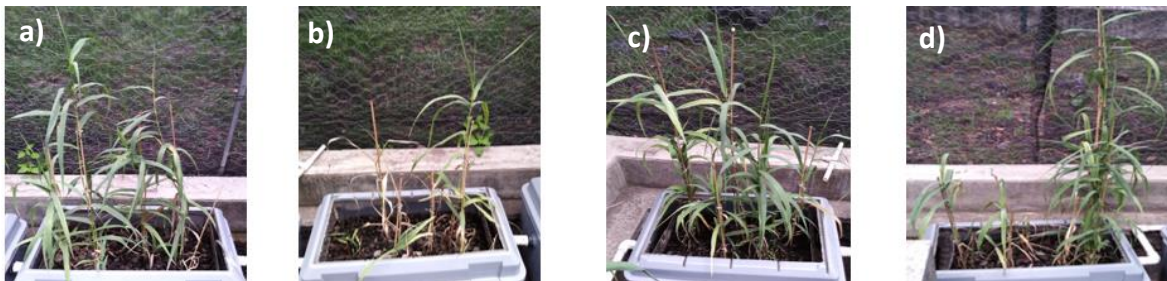


Figura 4. 14 Vista del componente vegetal en las unidades secuenciales
0-60 cm, b) 61-120 cm, c) 121-180 cm y d) 181-240 cm
(Fecha: 29 de noviembre 2020)

En cuanto a la eficiencia de remoción de metales para esta investigación se registró de plomo de 0.48%, sin coincidir con las reportadas por arriba del 90% por autores, tal como Song *et al.*, (2001) y Moogouei y Chen, (2020), en un 80%, en Vera *et al.*, (2016) y Lesage *et al.*, (2007), para un 50% Khan *et al.*, (2009) y al 26% Sheoran y Sheoran, (2006). Por otro lado, para cadmio se logró una remoción de 5.7%, menor a lo reportado en ensayos de remoción similares, tales como el de Jindal y Samorkhom, (2005) Sheoran y Sheoran, (2006) Khan *et al.*, (2009) que reportan de entre 10% y 75%. En Metcalf y Eddy, (2001) para ambos metales la remoción fue 0 (parámetro reportado más cercano a esta investigación), con los valores de influente Cd: 0.0005 mg/L. y Pb: 0.008 mg/L. Los trabajos mencionados tuvieron variabilidad de acuerdo con el diseño, material de empaque, componente vegetal,

inoculación con microorganismos y tiempo de evaluación que varió de 14 días Song *et al.*, (2001) y Debusk, (1996) a tres años (Lesage., 2007).

En Khan *et al.*, (2009 y Lesage *et al.*, (2007), se concluyó que los metales retenidos se almacenaron principalmente en los sedimentos y el componente vegetal, los primeros disminuyeron conforme a la distancia recorrida de proceso (hacia el efluente) y se encontraron mayores concentraciones en las porciones inferiores que superiores del componente vegetal. Lo anterior, lo confirma también Debusk, (1996), y que también coincidió con la presente investigación. Ello se atribuye a que los microorganismos interactúan y forman la biopelícula en el componente vegetal directamente con las raíces y se difunden través del agua (Cicero *et al.*, 2016.; Vymazal, 2009), donde también resulta común la absorción de metales del suelo por medio de las raíces (Niazi y Burton, 2016 y Shahid *et al.*, 2016). Adicionalmente, de acuerdo con Cunningham, (1996) y Seregin e Ivanov, (2001), las plantas dicotiledóneas, como lo es *A. donax* acumulan significativamente plomo en las raíces, pero pueden no absorberse debido a las porciones de plomo que son removidas y transportadas por el agua, por lo que el mecanismo de remoción más reportado es el extracelular (Shahid *et al.*, 2016) que para éste caso, el transporte pudo ser por simplastia y sin pasar la pared celular, también puede a nivel iónico el Pb y Cd entran al citoplasma y a este nivel pueden ser almacenados en la vacuola (García, 2006), Por lo que este proyecto representa que anteriormente a la adición de metales hubo elementos que los contenían y debido a la carencia de pruebas en el material de soporte y de la biopelícula de las raíces, estos parámetros representan una aproximación a la distribución de los metales estudiados, además, dada la acumulación en las porciones celulares, los valores pudieron no ser detectados en los rangos del equipo utilizado.

El componente vegetal con metales fue encontrado en la unidad secuencial 61-120 en el elemento vegetal de 35cm con 5 hojas, por lo que las partes inferiores se consideraron de la mitad hacia abajo. Para este caso hasta los 17.5cm y 2.5 hojas de muestra, en la de 121-180 con altura de 65cm y 20 hojas, siendo la parte inferior hasta de 32.5 y muestra de 10 hojas aprox. y en la última unidad secuencial se representó en el elemento de 80 cm y 30 hojas, considerada las estructuras inferiores de 40cm y 20 hojas.

Por lo que el plomo subió al tallo hasta la altura de 17.5cm a diferencia del cadmio que presentó un rango de 32.5 a 40 cm.

4.3 Balance de masa

Para este apartado se tomó en la Ecuación 10, para el balance por componentes para cada uno de los parámetros respecto a las unidades secuenciales para evaluar la acumulación, para la ubicación de los puntos mencionados de influente y efluente se retomó la Fig. 3.37.

4.3.1 Calidad de agua

A continuación, se presentan los parámetros de evaluación del funcionamiento del humedal piloto mediante los resultados de la calidad del agua. En el caso de la turbiedad que está relacionada con los sólidos suspendidos totales, aunque también puede incluir materia disuelta, hubo una mayor acumulación al inicio del sistema (unidad secuencial 0-60 cm) de 263.3 UTN de turbiedad y 97.6mg/L de sólidos suspendidos totales, además de las remociones mencionadas (25.6% y 26.2% respectivamente) la acumulación total fue de 302.2 UTN y 112.1 mg/L, por lo que el sistema si presentó remoción para la materia suspendida. La acumulación de estos parámetros se presenta en las Tablas 4.8 y 4.9.

Tabla 4. 7 Acumulación de turbiedad (unidad: UTN) en el HA conforme a la distancia

0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm		
I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
331.8	263.3	68.5	68.5	14.6	53.9	53.9	14.1	39.8	39.8	10.2	29.6

I: influente, A: acumulación, E: efluente

Tabla 4. 8 Acumulación de SST (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia

0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm		
I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
122.8	97.6	25.2	25.5	5.4	19.8	19.8	5.3	14.5	14.5	3.8	10.7

I: influente, A: acumulación, E: efluente

Para la materia disuelta los parámetros medidos fueron la conductividad eléctrica y los SDT, que también quedaron principalmente acumulados en la primera unidad secuencial en mayor proporción (0.2 mS/s y 2.4 mg/L), para la siguiente unidad secuencial (61-12.cm) en ambos casos no se presentó remoción en la conductividad y en los SDT hubo un aumento (0.2 mS/s), por el arrastre de esta materia, sin embargo si hubo remoción (de 12.5% y SDT:

13.8%), aunado a que fue mayor en la relación de distancia 6:1, que como se mencionó anteriormente pudo corresponder a un proceso terciario. En relación con la distancia, la acumulación se presenta en las Tablas 4.9 y 4.10.

Tabla 4. 9 Acumulación de conductividad eléctrica (unidad: mS/s) en el HA conforme a la distancia

0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm		
I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
3.2	0.2	3	3	0	3	3	0.1	2.9	2.9	0.1	2.8

I: influente, A: acumulación, E: efluente

Tabla 4. 10 Acumulación de SSD (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia

0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm		
I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
32.6	2.4	30.2	30.2	-0.2	30.4	30.4	0.6	29.8	29.8	1.7	28.1

I: influente, A: acumulación, E: efluente

Para el caso de los sólidos totales que corresponde a la materia suspendida y disuelta, representó una acumulación de 116.6 mg/L, con una remoción del 75%, principalmente de SST, con la tendencia de estos, por lo que el sistema si fue funcional para la remoción de los sólidos, con la característica de la mejor relación para la remoción de cada uno. En la Tabla 4.11 se representa la acumulación de éstos conforme a la distancia.

Tabla 4. 11 Acumulación de ST (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia

0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm		
I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
155.4	100	55.4	55.4	5.3	50.1	50.1	5.7	44.4	44.4	5.6	38.8

I: influente, A: acumulación, E: efluente

La materia orgánica medida en DBO₅ presentó la mayor acumulación en la segunda unidad secuencial (61-120 cm) de 36.9mg/L, además de que la distancia recomendada es la 4:1 al final de la distancia 121-180 cm, pues en la última ya no hubo una remoción, por lo que se

asume que hubo un arrastre de las anteriores, por lo que para la remoción de este parámetro hubo una remoción del 50% hasta esta distancia. Los datos mencionados se presentan en la Tabla 4.12.

Tabla 4. 12 Acumulación de DBO₅ (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia

0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm		
I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
162.3	30.9	131.4	131.4	36.9	94.5	94.5	14.2	80.3	80.3	-13.4	93.7

I: influente, A: acumulación, E: efluente

Además de estar relacionada la DQO con la DBO₅ en cuanto a la materia orgánica, también incluye la inorgánica y difícil de oxidar, por lo que es usada para caracterizar las aguas industriales (Quipuzco, 2002; Romero *et al.*, 2009), por lo que pudiera presentar una tendencia parecida con la DBO₅, en la mejor relación de distancia 4:1, aunque hasta la 6:1 aun presenta remoción y acumulación (8.2% y 23.7 mg/L respectivamente), sin embargo a diferencia de este otro parámetro existe una mínima acumulación en la segunda unidad secuencial (3.9 mg/L) y remoción de 1.1% , tendencia relacionada con lo que pasa en el caso de los sólidos disueltos totales y conductividad eléctrica e incrementa su acumulación hasta la siguiente unidad secuencial (121-180 cm) a 55.5 mg/L, lo cual se vio reflejado en el estado del componente vegetal que se mencionará posteriormente. En la Tabla 4.13 se presenta el balance de las entradas y salidas a lo largo de la distancia.

Tabla 4. 13 Acumulación de DQO (unidad: mg/L) en el HA conforme a la distancia

0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm		
I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
533.3	184.2	349.1	349.1	3.9	345.2	345.2	55.5	289.7	289.7	23.7	266

I: influente, A: acumulación, E: efluente

4.3.2 Metales

La acumulación de metales se presentó en las estructuras inferiores del componente vegetal (raíz, tallo y hojas), el Cd en todas las estructuras inferiores y el Pb solo en la hoja inferior durante y raíz en el análisis previo, debido a que la densidad del Cd (8.65 g/cm³) es menor a la del plomo (11.35 g/cm³), por lo que se encontró más representada en el sistema y en más estructuras, además de que como se menciona en Pérez, (2017), el uso de tezontle

como parte del material de empaque en los humedales artificiales permite que el plomo forme una monocapa sobre la superficie.

La distribución y acumulación de los metales de acuerdo con los valores detectados por el equipo en el sistema, para cadmio: lodos>componente vegetal (raíz> hoja inferior>agua>tallo y para plomo: agua> hoja inferior, por lo que de lo adicionado para la simulación tuvieron un porcentaje de acumulación de: Cd: 7.07% y Pb: 0.035%. En la Tabla 4.14 se presenta el resumen de la acumulación en mg/L de Pb y Cd por componente del sistema.

Tabla 4. 14 Resumen de distribución y acumulación Cd y Pb en el sistema

Parámetro	Unidades	Cd	Pb
Agua	mg/L	0.0018	0.002
Lodos	mg/kg	0.094	>2
Raíz	mg/kg	0.0017	>2
Tallo inferior	mg/kg	0.0002	>2
Hoja inferior	mg/kg	0.0034	0.0004
Tallo superior	mg/kg	>0.2	>2
Hoja superior	mg/kg	>0.2	>2
Acumulación	mg/kg	0.101	0.0021
	%	7.07	0.035

Respecto a las unidades secuenciales la acumulación fue de la siguiente manera:

Cd: 0-60 cm >121-180 cm >181-240 cm >61-120 cm

Pb: 0-60 cm> 61-120 cm>121-180 cm>181-240 cm>

Respecto al análisis estadístico para la comparación de la remoción de Pb y Cd se encontró que si existe una diferencia significativa entre la distancia 0 a 240 cm como se muestra en la Tabla III.26 y respecto a la comparación de las partes inferiores con las superiores del componente vegetal la acumulación del cadmio y plomo fue significativamente diferente como se presenta en Tabla III. 27 y Tabla III. 28, respectivamente, por lo que el humedal piloto con las condiciones de diseño y funcionamiento, además de la época de operación, cumplió los objetivos de remoción.



Los valores de acumulación de Cd y Pb para cada componente conforme a la unidad secuencial se encuentran a continuación en la Tabla 4. 15 para agua, en la Tabla 4. 16 para lodos, y para el componente vegetal en la Tabla 4. 17 estructuras inferiores y Tabla 4. 18 superiores.

Tabla 4. 15 Acumulación de Cd y Pb en agua conforme a la distancia

Metal	0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm			
	NA	I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
Cd	1.43	0.0005	0.0007	0.0007	0.0004	0.0003	0.0003	0.0002	0.00005	.00005	0	0.0005	
Pb	6.51	0.0005	0.0001	0.0001	-	0.0004	0.0004	0.00002	0.00040	0.00040	0.0002	0.0002	

NA: no aplica, I: influente, A: acumulación, E: efluente

Tabla 4. 16 Acumulación de Cd y Pb en lodos conforme a la distancia

Metal	0-60 cm			61-120 cm			121-180 cm			181-240 cm			
	NA	I	A	E	I	A	E	I	A	E	I	A	E
Cd	NA	NA	0.0341	NA	NA	0.0237	NA	NA	0.0127	NA	NA	0.0242	NA
Pb	NA	NA	>2	NA	NA	>2	NA	NA	>2	NA	NA	>2	NA

NA: no aplica, I: influente, A: acumulación, E: efluente

Tabla 4. 17 Acumulación de Cd y Pb en estructuras inferiores del componente vegetal conforme a distancia

Estructura	Metal	0-60 cm	61-120 cm	121-180 cm	181-240 cm
Raíz	Cd	>0.2	>0.2	0.0011	0.00056
	Pb	>2	>2	>2	>2
Tallo inferior	Cd	>0.2	0.00024	>0.2	>.2
	Pb	>2	>2	>2	>2
Hoja inferior	Cd	>0.2	0.00045	0.00238	0.00056
	Pb	>2	0.00031	>2	>2

Tabla 4. 18 Acumulación de Cd y Pb en estructuras superiores del componente vegetal conforme a la distancia

	Metal	0-60 cm	61-120 cm	121-180 cm	181-240 cm
Tallo superior	Cd	>0.2	>0.2	>0.2	>.2
	Pb	>2	>2	>2	>2
Hoja superior	Cd	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2
	Pb	>2	>2	>2	>2

4.3.2.1 Seguimiento de parámetros con respecto al tiempo

La tendencia de la acumulación respecto al tiempo transcurrido en el análisis de calidad del agua permite conocer el comportamiento de los datos mediante la línea de tendencia establecida. A continuación, se realiza el análisis del comportamiento de la acumulación respecto a los meses en los que se realizaron los muestreos (julio-noviembre) con el objetivo de conocer la acumulación para cada parámetro y determinar de acuerdo con la tendencia si llegó a ser suficiente el tiempo o requiere más tiempo para llegar a la estabilización.

Para la turbiedad representó una tendencia potencial ($R^2 = 0.909$), debido al intervalo del primer mes (julio) por los ajustes mencionados anteriormente referentes al funcionamiento del suministro del agua de influente; visualmente decrece hasta el último mes, cuya principal característica fue la adición de metales, por lo que debido a la variación de las condiciones, la tendencia sugiere que se logró la asíntota durante el mes tres y cuatro (agosto y septiembre), a pesar de la interferencia mencionada, sin embargo disminuye el valor, por lo que de continuar con las mismas condiciones a pesar de mantenerse constante sería con una acumulación cercana a valores de 0, el comportamiento de éste parámetro se observa en la Fig. 4.15.

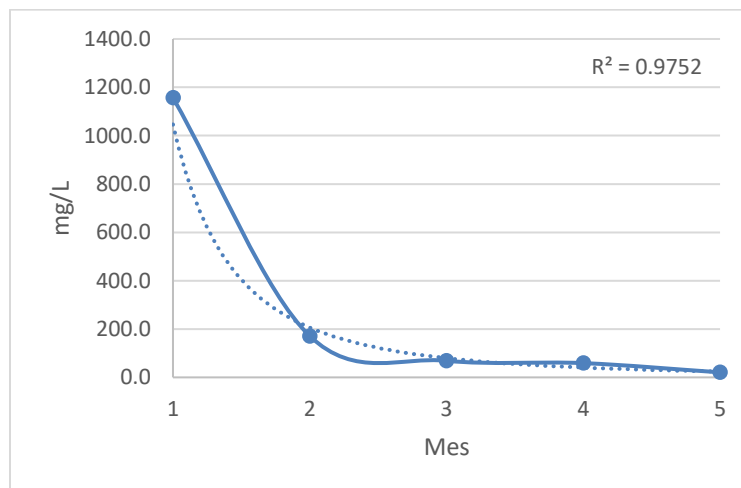


Figura 4. 15 Tendencia de la acumulación de turbiedad con respecto al tiempo

Para los sólidos suspendidos totales, también se observó una tendencia potencial ($R^2 = 0.9752$) ya que se encuentra relacionada con la turbiedad, por lo que la calidad de la fuente de suministro de agua fue determinante en el inicio y logró asentarse en los meses tres y cuatro entonces. Al igual que en el anterior parámetro el mantenimiento constante de los

factores como: la calidad del influente, misma cubierta y el impedimento de las interferencias, serán determinantes para conocer el comportamiento previo a la adición, pues de continuar de la misma manera se reduce la acumulación que es el principal objetivo, este parámetro se representa en la Fig. 4.16.

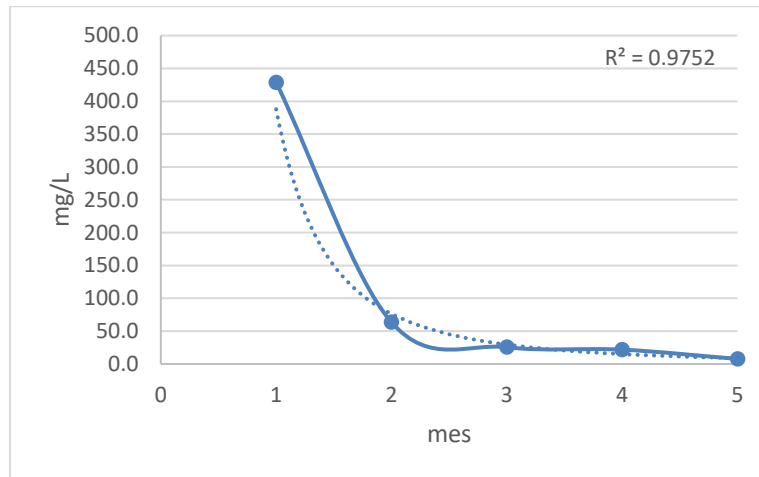


Figura 4. 16 Tendencia de la acumulación de sólidos suspendidos totales en el tiempo

La conductividad eléctrica representó una tendencia polinómica ($R^2 = 0.8473$) debido a las fluctuaciones que representa, a diferencia de los parámetros anteriores los meses en los que logra mínima acumulación son los tres y cuatro (septiembre y octubre), por lo que la interferencia mencionada no favoreció la acumulación de las sales representadas en la conductividad eléctrica, para el mes cinco como se observa visualmente incrementó, y la tendencia indica que de seguir con las mismas condiciones se presentaría condiciones de mayor acumulación, como se observa en la Fig.4.17.

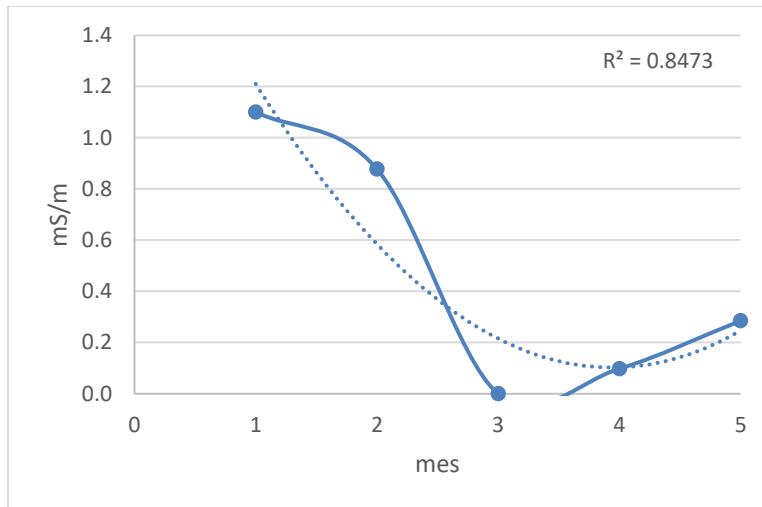


Figura 4. 17 Tendencia de la acumulación de conductividad eléctrica en el tiempo

Así como en el parámetro anterior, los sólidos disueltos totales representaron una tendencia polinómica (0.8473) no favorecida por la interferencia de algas, además cabe mencionar que la adición de los metales debido a su naturaleza pudo representar un valor incluido en este parámetro y representar un incremento en la acumulación debido a la disponibilidad en el sistema, por lo que de haber continuado con la adición cada 48 h, la tendencia indica que se incrementaría la acumulación como se observa en la Fig. 4.18.

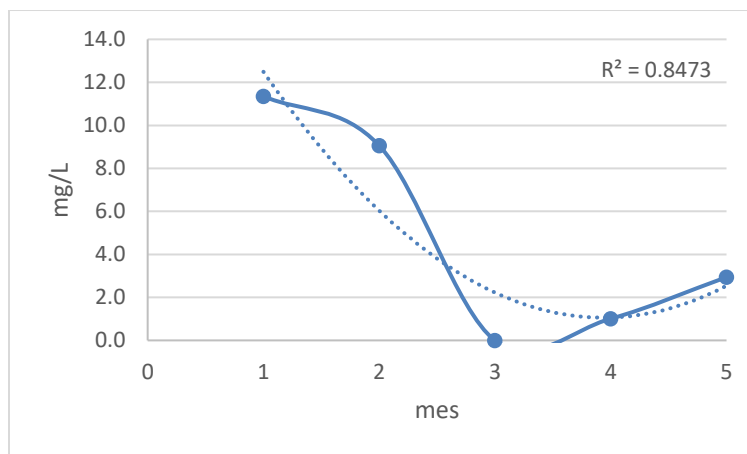


Figura 4. 18 Tendencia de la acumulación de sólidos suspendidos totales en el tiempo

Los sólidos totales representaron la tendencia de los suspendidos por predominar ante los disueltos presentaron una tendencia potencial ($R^2 = 0.9748$) manteniéndose en los mismos meses que los suspendidos 3 y 4, por lo que en la tendencia del ensayo disminuyen a pesar

de mantenerse constantes, por lo que no solo se requiere de una tendencia asintótica, en un valor de acumulación que no tienda a 0 y se representa en la Fig. 4.19

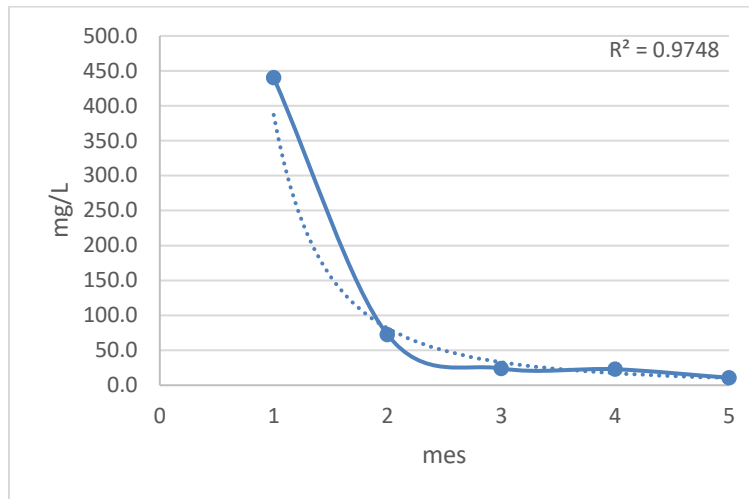


Figura 4. 19 Tendencia de la acumulación de sólidos totales con respecto en el tiempo

Para el caso de la DBO_5 en los análisis del mes tres se observó la interferencia por algas, por lo que representó una etapa en la que no se vio representada la acumulación, el comportamiento del sistema considerando este evento fue representado con una línea polinómica ($R^2=0.6744$) debido a los cambios en el comportamiento, sin embargo al no considerar el mes de la interferencia se presentó una línea logarítmica ($R^2 = 0.8786$) que representó la asíntota en los meses de agosto y octubre pero en el mes cinco (noviembre). El sistema disminuyó la acumulación con los siguientes valores, influente con una media de 205 ± 35 y efluente 195 ± 15 mg/L, por lo que la continuación del experimento sería determinante para conocer las condiciones de acumulación constante. En la Fig. 4.20 se ve representada esta tendencia.

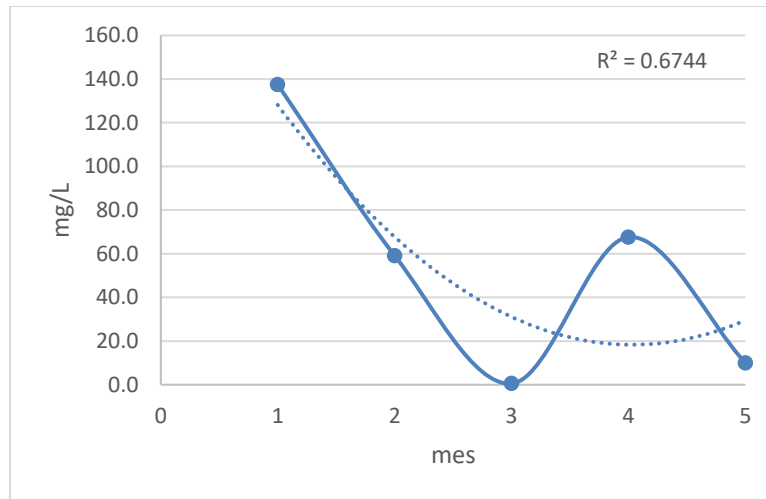


Figura 4. 20 Tendencia de la acumulación de DBO_5 con respecto al tiempo

La DQO al ser un parámetro que también se ve representado por materia orgánica mostró una disminución ante la interferencia; además una tendencia polinómica ($R^2 = 0.9524$) debido a las fluctuaciones. Sin embargo, a partir de la interferencia se presentó visualmente una tendencia que al final disminuyó. A ello se justifica, que a partir de ese evento hubo un cambio en el procesamiento de las muestras que como se ha mencionado fueron filtradas. Aunque debido a la línea de tendencia se esperaría el incremento a la media de acumulación de los meses tres y cuatro para permanecer constante por lo que al igual que el parámetro anterior la continuación con las mismas condiciones sería determinante para definir la tendencia. La Fig. 4.21 muestra este comportamiento.

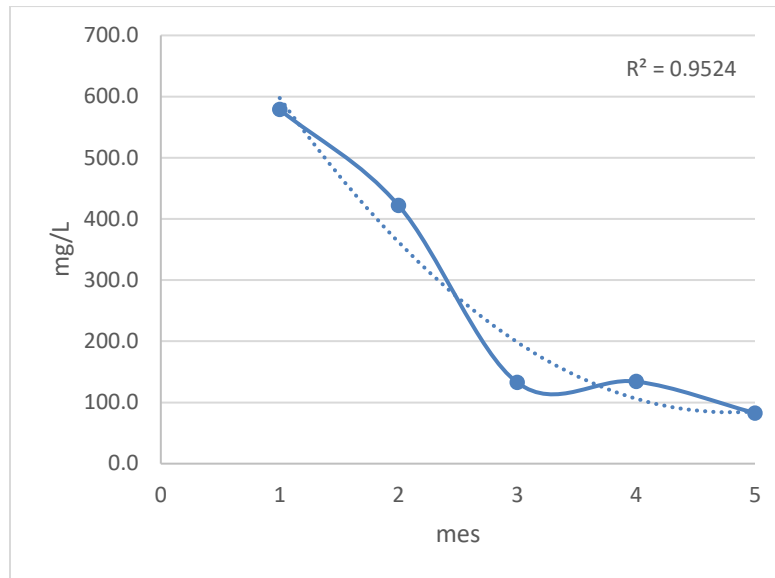


Figura 4. 21 Tendencia de la acumulación de DQO con respecto al tiempo

La presencia de metales en el rango del equipo mencionado respecto al tiempo fue a partir del final de la cuarta semana para ambos metales. Al momento de agregar 4.65 mg/L de Pb y 1.1 mg/L de Cd, al paso de diez adiciones de la concentración simulada para las cuales, si se presentó una diferencia significativa entre la semana cuatro y cinco (Tabla III.29). La acumulación detectada de plomo (0.0021 mg/kg) representó el 0.035% de la adición, de este porcentaje total en la semana cuatro se vio representado el 21.43% y en la semana cinco con tres adiciones más, el 78%. Para el cadmio el total detectado fue de 0.0102 mg/L que representó el 7.16% del adicionado, en la semana cuatro hubo el 1.09% y en la cinco el 98.91%. Por lo cual para ambos metales se presentó una tendencia lineal ante lo cual se asume que, al incrementar la adición, a partir de la décima también hay un incremento en la acumulación, que de continuar con dicha tendencia se supone la detección y representatividad de metales en todos los componentes. Lo anterior se observa en la Tabla 4.19 y la tendencia de la acumulación de Pb y Cd en las semanas en las que se detectaron en la Fig. 4.22.

Tabla 4. 19 Porcentaje de acumulación respecto a las semanas de adición

Semana	Núm.	Concentración (mg/L)		% Acumulado	
		Pb	Cd	Pb	Cd
1	1	0.465	0.11		
2	3	1.86	0.44	<2	<0.2
3	3	3.255	0.77	<2	<0.2
4	3	4.65	1.1	21.43	1.09

Semana	Núm.	Concentración (mg/L)		% Acumulado	
		Pb	Cd	Pb	Cd
5	3	6.045	1.43	78.57	98.91

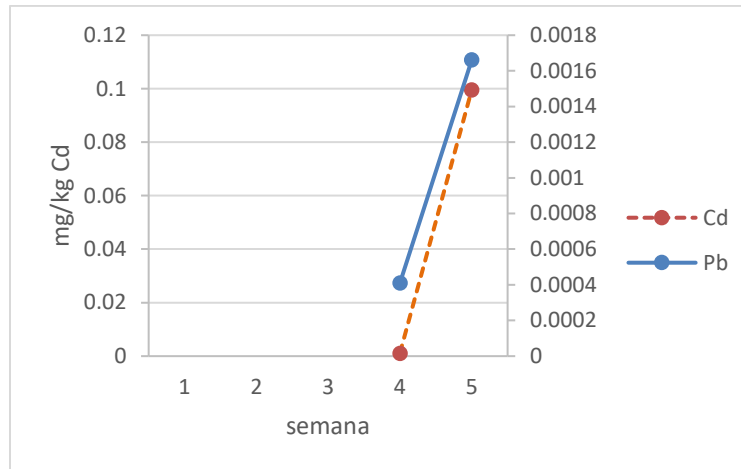


Figura 4. 22 Tendencia de la acumulación de Pb y Cd respecto al tiempo

Para el plomo la detección en la semana cuatro fue en el componente vegetal (hoja inferior) y en la quinta en el agua, por lo que a pesar de la diferencia visual no hubo diferencia significativa entre los valores de acumulación de estas semanas (Tabla III.30) ni de la comparación de la acumulación los diferentes componentes (Tabla III.31). Con respecto al tiempo, la acumulación del Pb en los componentes de acuerdo a lo acumulado 21.43% en el componente vegetal (hoja inferior) en la semana cuatro y 78.57% en agua para la semana cinco, en la Fig. 4.23 se presentan representados los estos datos.

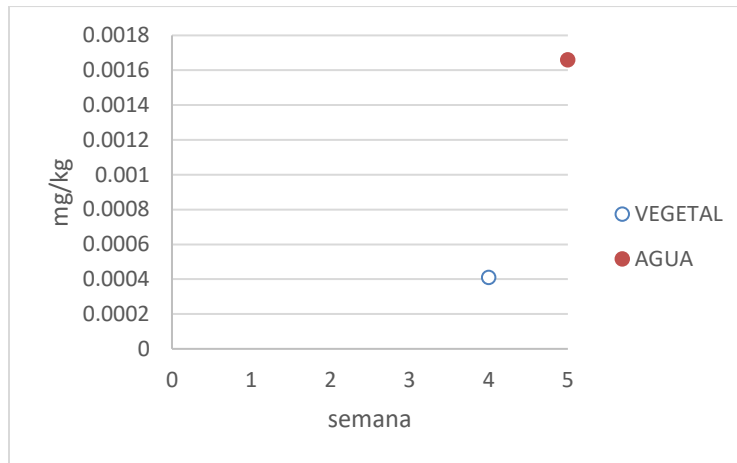


Figura 4. 23 Acumulación de Pb con respecto al tiempo y componentes

En relación con los valores de acumulación de Cd respecto al tiempo en cuanto a las semanas no se encontró diferencia significativa (Tabla III.32). A diferencia del Pb en donde solo se detectó metal en dos componentes, en la semana cuatro se detectó en el componente vegetal (raíz) y en la cinco en todos: agua (1.9), lodos (92.4%), y vegetal (4.1%), de éste último en diferentes elementos de las unidades secuenciales, en raíz (38.57%), tallo inferior (3.41%) y hoja inferior (58.02%). A pesar de que visualmente los lodos sobrepasan a los demás, no se encontró diferencia significativa en los componentes detectados en el tiempo (Tabla III.33). La acumulación y tendencia en los diferentes componentes se presenta en la Fig. 4.24.

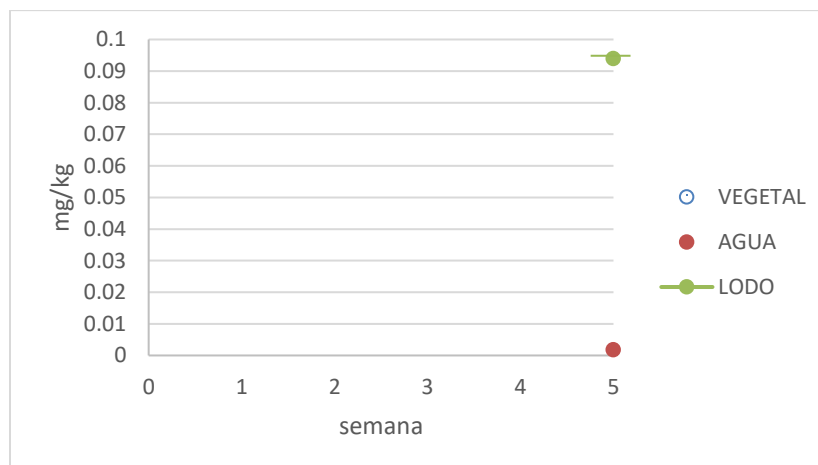


Figura 4. 24 Acumulación de Cd con respecto al tiempo y componentes

Algunas investigaciones en relación con el tiempo de operación, a pesar de la variabilidad de este y concentraciones en el agua sintética con Pb y Cd o para tratamiento de efluentes contaminados mencionan lo siguiente:

- En Song *et al.*, (2001) a escala laboratorio se adicionaron 0.05 mg/L de Pb, junto con 3 mg/L de Zn y 32.2 mg/L SO_4^{2-} y después de 45 días, el Pb tubo una remoción de Pb del 90%, del Zn de 72% y de SO_4^{2-} fue total probablemente por la conversión en sulfuro por las bacterias reductoras de sulfato y la eficiencia del tratamiento respecto al Pb y Zn se asume que se vio favorecida por la predominante concentración de SO_4^{2-} y la asimilación de dichas bacterias en las condiciones del medio.
- Para la investigación de Moogouei *et al.*, (2020) en la remoción de cesio, plomo, nitrato y sodio se utilizaron cuatro especies vegetales y en un periodo de 14 días de una concentración de 5 mg/L de Pb ($\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$)₄ se removió el 98.4% acumulándose principalmente en raíces de *Chenopodium album*, *Amaranthus cruentus*, *Phragmites australis* y *Bambusa vulgaris*.
- En Jindal y Samorkom, (2005) el agua residual sintética con CdCl_2 en 40 días, representó la acumulación en el componente vegetal de 2-4%, por lo que a concentraciones de adición de 1.5, 2, 10 y 20 mg/L de Cd fueron removidas con la especie *Typha angustifolia*.
- En Amábilis *et al.*, 2015 para hacer más eficiente la remoción de metales como mercurio, plomo y cromo se inocularon los reactores de Humedales artificiales con cepas tolerantes en 151 días de operación que a partir del día 100 presentaron estabilidad en la remoción y posteriormente redujeron su eficiencia en función de valores estables.

Respecto a las condiciones físicas de las plantas, en Idris *et al.*, (2012) se menciona que *A. donax* presentó un crecimiento similar de acuerdo con las condiciones del experimento con agua contaminada en el periodo septiembre-abril (250 días); además en Vera *et al.* (2016) se menciona que *Typha dominguensis* se logró retener mayor concentración de plomo en las hojas que en la raíz a una concentración de 5 mg/L de este metal, lo que coincide con Lu *et al.*, (2009). al contrario que *Canna generalis* donde en la raíz fue mayor que en hoja, pero principalmente se encontró en el agua (Lu *et al.*, 2009).

Por lo anterior en comparación con los resultados obtenidos la concentración adicionada para Pb de: 0.05mg/L (Song *et al.*, 2001) hasta 5 mg/L (Moogouei *et al.*, 2020) y para Cd 1.5 a 20 mg/L (Jindal y Samorkhom, 2005), siendo la absorción más eficiente de 5 mg/L para ambos metales, en un tiempo de 14 a 45 días, otros factores importantes para lograr las remociones reportadas son:

La interacción de los metales con otros elementos químicos es determinante por ejemplo la adición de SO_4^{2-} Song *et al.*, (2001) promovió los procesos bacterianos y el contenido de azufre permite la complejación con los grupos sulfhidrilo para la acumulación de metal en las raíces (Khan *et al.*, 2009),

La variabilidad de las especies en el componente vegetal pues en Moogouei *et al.*, (2020) se utilizaron cuatro diferentes con características fitorremediadoras y el número de elementos sembrados que con el tiempo amplía la superficie radicular,

la variación del compuesto del metal de cual dependen sus características fisicoquímicas como solubilidad e interacción con otros elementos, como en Jindal y Samorkhom, (2005) que se adicionó Cd a manera de CdCl_2 y

la interacción de los metales con otros elementos biológicos, como en Amábilis *et al.*, (2015) que existió la inoculación bacteriana con cepas tolerantes, aunque solo representó la estabilidad por un tiempo

Por lo que la remoción y acumulación de Pb y Cd debido a sus propiedades como metales que forman compuestos de coordinación ligados a moléculas como H_2O o NH_3 , que como se mencionó, la solución añadida para la simulación fue en una disolución de 2% NH_3 , pudo ser determinante, además al haberse presentado la interferencia, debido a la presencia de algas, y dado que existió una remoción de la materia orgánica se supone que pudo existir un efecto desnitrificación autótrofa que consiste en la reducción de óxidos de nitrógeno (NO_3 y NO_2) a N_2 gaseoso utilizando compuestos reducidos de azufre como dadores de electrones (H_2S , S_0 y $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) y nitrato como aceptor de electrones donde el producto final es el sulfato (Castillo, 2017), y al favorecer la presencia de S este proceso pudo interactuar con el plomo en el material de empaque (Pérez, 82017) de manera química y con las bacterias adheridas en este, cabe mencionar que Vera *et al.* (2016) no encontró la mayor acumulación de Pb en raíz, sino en las hojas inferiores en *Typha dominguensis*, lo que coincide con este ensayo, además de que cabe mencionar que en análisis el análisis previo se encontró Pb en una muestra de raíz, por lo que se asume que las detecciones en hoja inferior pudieron ser efecto del transporte de exceso de metal de la raíz a estas hojas debido a la adición.

4.4.1 Prueba de hipótesis

Respecto a la comparación de acumulación de concentración de metales en el componente vegetal, se rechaza la *Hipótesis nula* de que todos los tratamientos sean iguales, por lo que las partes inferiores presentaron una diferencia significativa respecto a las superiores para

Pb y Cd, debido a la interacción de las raíces con el agua material de empaque y lodos, de acuerdo con los valores localizados en el rango de detección del equipo utilizado.

En la comparación de acumulación de metales en las unidades secuenciales se rechaza la *Hipótesis nula* que dice que todas las unidades secuenciales son iguales, en la medida de que la concentración de metales pesados fue mayor en las primeras y si representó una remoción de acuerdo con la distancia.

4.4.2 Determinación del uso final de los materiales

En un proyecto de esta índole, es importante corroborar la existencia de los metales pesados más tóxicos (Pb, Cd o Hg) en el agua residual, que en caso de contenerlos, se recomienda no consumir, ni proporcionar como alimento para otros animales, debido a que como se menciona en Lorenzo *et al.*, 2016, Bustamante *et al.*, (S.A.) y Rodríguez, 2005, los metales Pb y Cd se integran a la cadena trófica por la ingesta de otros animales y provocan un riesgo en la salud humana; también se debe evitar la elaboración de artesanías de contacto directo y frecuente, como flautas de contacto directo con la boca de quienes las usen como es en el caso de los niños que, como se menciona en Tamayo *et al.*, 2016, ésta población es más susceptible a estos contaminantes, por lo que en consumo y contacto se deben establecer leyes y vigilancia más estricta.

Si bien para el caso de este trabajo no se tomó en cuenta una población receptora ni otras variables por las que se puede modificar el efecto tóxico (especie animal, duración y frecuencia de exposición, edad o estadio de desarrollo, estado nutricional y exposición a otras sustancias, Real Decreto 465/2003) se debe evitar el consumo de estos metales en el agua y de consumo al menos conforme a los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994.

Para los desechos del componente vegetal que no sean aptos para su uso (porque sobre pase el límite permisible de la normatividad) se recomienda la incineración como lo mencionan Agudelo *et al.*, (2005) y Carrión *et al.*, (2012).

CAPITULO 5: Conclusiones y recomendaciones.

A continuación, se presentan las conclusiones de acuerdo con los objetivos de este proyecto, seguidas de las recomendaciones. Ellas se refieren a los aspectos para los siguientes trabajos similares de algún componente de importancia en cuanto al humedal, tal como: la fuente de suministro, diseño, contenedores, material de empaque, componente vegetal y lodos. Con relación a los metales: la importancia de continuar con el estudio de estos, la incorporación a la cadena trófica y generar instrumentos para una legislación más estricta, además de los requerimientos más específicos para la preparación de muestras.

5.1 Conclusiones

- Los resultados esperados a partir de los criterios de diseño empleados en el humedal artificial se vieron impactados en los porcentajes de remoción obtenidos como consecuencia de los ajustes de rehabilitación. No obstante, el sistema presentó una remoción significativa en cuanto a los parámetros monitoreados de turbiedad, sólidos suspendidos totales y DBO_5 en la relación de distancia 4:1. La mayor acumulación de sólidos suspendidos se observó en el efluente de la primera unidad secuencial, así como también en la DQO, lo cual implica que dicha unidad sirvió como el filtro de remoción de los sólidos de mayor tamaño. Respecto a la conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales, hasta la 6:1 resultó funcionar como un tratamiento terciario para dichos parámetros. A pesar de esto, respecto al factor tiempo, aunque para la turbiedad, sólidos suspendidos totales y sólidos totales representó una tendencia cercana a una asíntota, lo cual sugiere un periodo de estabilización para el sistema, aunque se desconoce si ello constituye la finalización del arranque para los parámetros antes mencionados debido a la interacción que pudieran representar otros parámetros aun no estabilizados dentro del sistema. El resto de los demás parámetros, tal como conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, DBO_5 y DQO se evidencia con base en los valores irregulares observados en la calidad del agua del influente, cubierta y adición de metales y el análisis de tendencia efectuado refleja que aún se encuentran en su etapa de arranque dentro del sistema.
- El balance de masa de metales presentó que este sistema evaluado si removió metales en el tiempo evaluado con las condiciones de análisis correspondientes (Cd del 7.07% y de plomo 0.035%), registrándose en ambos casos se registró una tendencia lineal, donde el incremento de la adición favoreció la detección. En cuanto a la acumulación, el Cd se encontró en mayor porcentaje para los lodos, seguido del componente vegetal,



mientras que para el Pb fue en agua seguido del componente vegetal. En relación con las estructuras vegetales se detectaron en las porciones inferiores (raíz, tallo y hoja inferior) para ambos metales. En consecuencia, se determinó que, debido a la peligrosidad de estos metales, no se debe promover el reúso de algún material que los contenga, y deberá analizarse con equipo de mayor resolución para las estructuras vegetales superiores con el objeto de corroborar su ausencia y posibles usos posteriores.

- El manejo de los materiales de un Humedal Artificial subsuperficial no solo debe corresponder a los componentes analizados para esta investigación, también para los diferentes estratos del material de empaque y los contenedores o material de cubierta. Ello, debido a los porcentajes mencionados de acumulación. También es importante tomar en cuenta el material de empaque y contenedores por la biopelícula que se formó, donde en ellos pudieron haberse adsorbido, por lo que se deberán continuar las investigaciones para su uso adecuado, el cual, hasta dar continuidad al seguimiento del sistema, se sugiere la incineración y su disposición como material peligroso como forma de manejo de residuos.

5.2 Recomendaciones

- Respecto a la PTAR-CBR-DICyG que fungió como suministro de agua, se recomienda la colocación de rejillas previo al cárcamo de bombeo y de un algún convenio para la operación continua de personal capacitado, también la reparación o sustitución del sedimentador secundario para aprovechar las instalaciones existentes y reparadas con este proyecto.
- Del sistema en general, se recomienda que existan al menos dos réplicas para asegurar los resultados ante las variaciones que se puedan presentar. De manera adicional dar continuidad de este proyecto con duración mínima de un año para conocer la variabilidad con respecto a las condiciones climáticas (ciclo anual).
- Con el objeto de lograr mejor acondicionamiento del humedal, se recomienda extender un tiempo el periodo de aclimatación a un año para el establecimiento de los microorganismos y crecimiento de las raíces de las plantas, para así lograr remociones constantes para obtener una calidad de agua correspondiente a la NOM-003-SEMARNAT-1997.
- Se recomienda como continuación del presente experimento el considerar la variable de evapotranspiración, debido a la importancia de la pérdida de metales por esta vía.
- Es recomendable incluir los parámetros de calidad de agua de fósforo y nitrógeno, donde este último busca relacionar su contenido en la producción de los brotes de *A. donax*.
- Respecto a los contenedores, es importante evitar que sean transparentes para impedir la proliferación de microalgas ante la presencia de un ambiente de invernadero, donde en caso de encontrarse, éstas deberán ser removidas manualmente y en medida de lo posible.
- En cuanto al material de empaque, se sugiere experimentar con otro acomodo, de manera vertical, además del tezontle otro con la porosidad mayor al 30% y analizarlo como parte de los componentes donde pudo haber acumulación en la biopelícula.



- Con relación al componente vegetal, para la aclimatación se deberá mantener en las condiciones parecidas a las que permanecerá en el humedal, como el riego con el agua que se le suministrará posteriormente.
- Se recomienda realizar un análisis más detallado a las porciones inferiores de las estructuras (cada 10 cm) para conocer hasta que altura de la planta puede moverse el Pb y Cd en *Arundo donax* (bajo las condiciones del humedal piloto evaluadas).
- Respecto a los lodos, también se sugiere hacer un estudio detallado de las propiedades de estos para determinar la calidad de acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 y así su posible disposición.
- Respecto a los metales de estudio, se requiere continuar con la investigación de la incorporación de metales pesados a la cadena trófica, riesgo a la salud animal (principalmente de consumo) y humana para establecer herramienta que se incorporen a una legislación estricta en la regulación de metales pesados.
- También se recomienda el uso de equipo de mayor alcance y precisión en los procedimientos de digestión.
- Se recomienda realizar la lectura de las muestras preparadas de Cd, las cuales no pudieron ser analizadas debido a la pandemia SARS-CoV-2 (2020), e incluyen muestras de todos los componentes en masa total de los elementos del componente vegetal y lodos.
- Para el análisis estadístico, se propone que además de los presentados, se realice un análisis multivariado que relaciona más de tres variables, como las que hubo en esta investigación, para así conocer la relación de la acumulación de metales en los diferentes componentes, respecto al mejoramiento de la calidad del agua.

ANEXO I: Técnicas de caracterización física y fisicoquímica de los materiales empleados

De acuerdo con Magaña, (2018) los procedimientos se efectuaron de acuerdo con las metodologías empleadas en Bazán *et al.* (2000), Buitrago *et al.* (2004) y UEX (2009).

Caracterización física

Densidad real

Se designa con este término a la relación masa/volumen existente en la fase sólida de un compuesto (UEX. 2009).

Para su cálculo se empleó la siguiente técnica:

- 1.-Se pesa un matraz aforado de 100 ml vacío.
 - 2.-Se adicionan 10 g de muestra.
 - 3.-Se llena hasta tener la mitad del recipiente agua destilada.
 - 4.- Se agita suavemente en forma de ocho o circularmente (de manera horizontal) durante dos minutos con el objetivo de sacar todo el aire contenido en el material y el ocasionado por el mezclado.
 - 5.- Dejar reposar por un tiempo aproximado de tres a cinco minutos.
 - 6.- llenar el matraz hasta el aforo.
 - 7.- Pesar el matraz con la muestra y el agua por separado se pesa el matraz solamente con agua.
- Se calculó a partir de la ecuación siguiente:

$$\text{Densidad real} = \frac{S}{S + A - (s + a)}$$

Dónde:

S = masa de la muestra sola (g)

A = masa del agua sola (g)

s + a = masa de la muestra y agua (g)

Densidad aparente

Refleja la masa de una unidad de volumen de material seco y no perturbado que incluye tanto a la fase sólida como a la gaseosa englobada en ella (Universidad de Extremadura [UEX]. 2009). El valor obtenido es muy variable, ya que depende del volumen de los poros según sea el material. Si el material es compacto la densidad sube. Su valor nos permite establecer equivalencias entre las relaciones masa/masa y masa/superficie (UEX, 2009).

El procedimiento es el siguiente:

- 1.-Se pesa una probeta vacía del volumen requerido de acuerdo con la cantidad de material empleada.
- 2.-Agregar material al cual se le determinará la densidad hasta el límite señalado de la probeta.
- 3.- Se elimina el espacio existente entre el material por la técnica de “golpeado”, o también conocida como la 10-10; la cual consiste en golpearlo ligeramente 10 veces sobre la mesa a una distancia de 10 cm.
- 4.-Agregar lo que falte para completar los 10 o 100 ml de la muestra.
- 5.- Pesar la probeta con la muestra y proceder a calcular como sigue:

$$\text{Densidad aparente} = \frac{A - B}{V}$$

Dónde:

A= masa de la probeta más el agregado (g)

B= masa de la probeta vacía (g)

V= volumen (mL)

Porcentaje de porosidad

Se utiliza su valor para dar una idea de la estructura general del medio, ya que refleja el dominio natural de las fases líquida y gaseosa del suelo, donde la primera limita el espacio ocupado por la segunda. Depende de la textura, estructura y a lo largo del tiempo se verá modificada de la actividad biológica que pueda desarrollarse en ella. Se encuentra dada por el porcentaje de huecos existentes en el mismo frente al volumen total (UEX, 2009).

Con los resultados obtenidos de la densidad aparente y la densidad real, se calcula el porcentaje de espacio poroso existente en la muestra, calculándose como sigue:



$$\% \text{ de Porosidad} = 100 \left(1 - \frac{\text{Densidad aparente}}{\text{Densidad real}} \right)$$

Conductividad hidráulica

Consiste en la velocidad en que el agua que fluye en un medio poroso, la cual es directamente proporcional al gradiente hidráulico causado por el flujo (ley de Darcy) (Quezada, 2010). Se evaluó como:

$$Q = K \times A \times h \times L^{-1}$$

Dónde:

Q = caudal ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)

K = conductividad hidráulica (m d^{-1})

A = área (m^2)

h = altura de agua (m)

L = largo de la muestra de suelo (m)

El procedimiento se señala a continuación:

- 1.- Se coloca un volumen de material en el permeámetro de carga constante
- 2.- Se adiciona un gasto (Q) constante a la entrada
- 3.- Se coloca una probeta de 1 L y se mide el Q a la entrada del sistema, en el desvío y a la salida (balance de masa).
- 4.- Se registran los tiempos requeridos en llenar el volumen de la probeta

ANEXO II Preparación de muestras del componente vegetal y lodos para detección de metales

De acuerdo con las especificaciones de la naturaleza de la muestra a continuación se presenta la metodología para la preparación del componente vegetal y lodos

Componente vegetal

De acuerdo con FAO, (2008) se describen los pasos para la preparación de las muestras previa a su lectura.

Acondicionamiento

- 1) Se cortaron muestras de diferentes partes (raíz, tallo y hoja)
- 2) Se lavaron vigorosamente con agua, se sumergieron por 10 segundos en ácido clorhídrico al 1.2 M y en agua desionizada.
- 3) Se colocaron a escurrir y a secar por 48 horas en estufa a 65 °C.
- 4) Se homogeneizó cada muestra en un mortero.
- 5) Se tamizó con una malla de 0.5mm.

Digestión por vía seca (DVS)

- 6) Se secaron a una temperatura de 100°C, por 4 días, para eliminación completa de la humedad.
- 7) Se pesó cada muestra.
- 8) Se digirieron con HNO₃ concentrado y HClO₄ concentrado en digestión abierta.

Lodos (bacterias)

De acuerdo con Gutiérrez, (2015) el contenido de metales en bacterias de lodos se lleva a cabo por el siguiente procedimiento de biomasa:

Obtención

Se centrifugó el cultivo a 2 000 rpm durante 15 minutos, se descartó el sobrenadante y el precipitado se lavó 2 veces con agua destilada para quitar iones u otros residuos del medio.

Secado



- 1) El precipitado final, se depositó en un crisol y se secó a 80°C durante 3 a 5 horas hasta obtener un peso constante. Una vez seca, la biomasa se molió en un mortero.
- 2) Se mantuvieron las muestras en agitación a 120 rpm por 60 min a temperatura ambiente, luego se centrifugaron a 2 000 rpm durante 15 min.
- 3) El sobrenadante se filtró sobre una membrana de acetato de celulosa con poro de 0.45 μm de diámetro.

ANEXO III. Resumen del análisis estadístico

Tabla III. 1 Comparación de la temperatura respecto a la distancia y tiempo

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influyente	20	432.6	21.63	3.99
0-60	20	425.4	21.27	3.17
61-120	20	420.4	21.02	3.68
121-180	20	419	20.95	4.40
181-240	20	418	20.9	4.95

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	7.28	4.00	1.82	0.45	0.77	2.47
Dentro de los grupos	383.67	95.00	4.04			
Total	390.95	99.00				

Tabla III. 2 Comparación de la temperatura del influente con respecto al efluente

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influyente	20	432.6	21.63	3.99
181-240	20	418	20.9	4.95

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	5.33	1.00	5.33	1.19	0.28	4.10
Dentro de los grupos	169.94	38.00	4.47			
Total	175.27	39.00				

Tabla III. 3 Comparación de la temperatura en temporada de lluvias y seca

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
0-60	6.00	119.40	19.90	6.35
61-120	6.00	117.00	19.50	6.71
121-180	6.00	115.10	19.18	7.35
181-240	6.00	113.80	18.97	7.09

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	2.96	3.00	0.99	0.14	0.93	3.10
Dentro de los grupos	137.48	20.00	6.87			
Total	140.45	23.00				

Tabla III. 4 Comparación del pH del influente con respecto al efluente

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influente	20.00	157.18	7.86	0.09
181-240	20.00	161.62	8.08	0.10

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.49	1.00	0.49	5.36	0.03	4.10
Dentro de los grupos	3.49	38.00	0.09			
Total	3.99	39.00				

Tabla III. 5 Comparación del pH del influente con respecto a la unidad 121-180 cm

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influente	20	157.18	7.86	0.09
121-180	20	161.47	8.07	0.05

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.46	1.00	0.46	6.91	0.01	4.10
Dentro de los grupos	2.53	38.00	0.07			
Total	2.99	39.00				

Tabla III. 6 Comparación de la conductividad eléctrica respecto a la distancia

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influente	20	63.11	3.16	0.16
0-60	20	57.73	2.89	0.44
61-120	20	58.14	2.91	0.24
121-180	20	57.46	2.87	0.25
181-240	20	53.84	2.69	0.68

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influente	19	5606.91	295.10	420014.38
0-60	19	1257.96	66.21	3190.68
61-120	19	999.11	52.58	1511.60
121-180	19	757.34	39.86	909.35
181-240	19	599.94	31.58	1008.57

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	944488.87	4.00	236122.22	2.77	0.03	2.47
Dentro de los grupos	7679422.48	90.00	85326.92			
Total	8623911.36	94.00				

Tabla III. 7 Comparación de la turbiedad respecto a la distancia

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influente	19	5606.91	295.10	420014.38
0-60	19	1257.96	66.21	3190.68
61-120	19	999.11	52.58	1511.60
121-180	19	757.34	39.86	909.35
181-240	19	599.94	31.58	1008.57

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	944488.87	4.00	236122.22	2.77	0.03	2.47
Dentro de los grupos	7679422.48	90.00	85326.92			
Total	8623911.36	94.00				

Tabla III. 8 Comparación de sólidos suspendidos totales respecto a la distancia

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influente	19	2074.54	109.19	57721.99
0-60	19	462.32	24.33	438.49
61-120	19	366.36	19.28	207.74
121-180	19	276.74	14.57	124.97
181-240	19	218.38	11.49	138.61

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	129799.77	4.00	32449.94	2.77	0.03	2.47
Dentro de los grupos	1055372.21	90.00	11726.36			
Total	1185171.99	94.00				

Tabla III. 9 Comparación de sólidos disueltos totales respecto a la distancia

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
Influyente	20	63.1	3.2	0.2
Efluente	20	53.8	2.7	0.7

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	2.1	1.0	2.1	5.1	0.0	4.1
Dentro de los grupos	16.1	38.0	0.4			
Total	18.3	39.0				

Tabla III. 10 Comparación de sólidos disueltos totales respecto al tiempo

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
JULIO	5	117.95	23.59	17.95
AGOSTO	5	129.72	25.94	11.48
SEPTIEMBRE	5	168.54	33.71	0.31
OCTUBRE	5	173.62	34.72	0.22
NOVIEMBRE	5	165.42	33.08	2.51

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	514.51	4.00	128.63	19.81	0.00	2.87
Dentro de los grupos	129.89	20.00	6.49			
Total	644.405195	24				

Tabla III. 11 Comparación de sólidos totales respecto a la distancia

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influyente	19	2696.73	141.93	58254.84
0-60	19	1032.19	54.33	412.89
61-120	19	941.29	49.54	271.65
121-180	19	844.64	44.45	222.87
181-240	19	748.42	39.39	313.53

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	139559.34	4.00	34889.83	2.93	0.02	2.47
Dentro de los grupos	1070564.02	90.00	11895.16			
Total	1210123.36	94.00				

Tabla III. 12 Comparación de DBO₅ del influente y la unidad secuencial 121-180 cm

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influyente	15	2114.70	140.98	9450.17
121-180	15	1252.20	83.48	2343.41

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	24796.88	1.00	24796.88	4.30	0.05	4.20
Dentro de los grupos	165110.03	28.00	5896.79			
Total	189906.90	29.00				

Tabla III. 13 Comparación de DBO₅ respecto de a los meses de operación

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	4.22	19.00	0.22	5.80	0.00000001	1.72
Dentro de los grupos	3.06	80.00	0.04			
Total	7.28	99.00				

Tabla III. 14 Comparación de DQO respecto a las unidades secuenciales

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Influyente	17	8613.00	506.65	36339.63
0-60	17	6153.00	361.94	10495.89
61-120	17	6204.25	364.96	43479.01
121-180	17	5181.75	304.81	17154.29
181-240	17	4611.67	271.27	11412.78

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	551368.31	4.00	137842.08	5.80	0.00	2.49
Dentro de los grupos	1902105.46	80.00	23776.32			
Total	2453473.76	84.00				

Tabla III. 15 Comparación de cadmio en la distancia con respecto a la normatividad

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
FINAL Cd	5.0E+00	1.9E-03	3.8E-04	1.7E-08
NOM	5.0E+00	1.3E-01	2.5E-02	0.0E+00

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.00	1.00	0.00	173552.09	0.00	5.32
Dentro de los grupos	0.00	8.00	0.00			
Total	0.00	9.00				

Tabla III. 16 Comparación de plomo en la distancia con respecto a la normatividad

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
FINAL Pb	5	0.001659	0.0003318	9.13E-08
NOM	5	0.025	0.005	0

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	5.44802E-05	1	5.44802E-05	1193.476	5.38911E-10	5.3176551
Dentro de los grupos	3.65187E-07	8	4.56484E-08			
Total	5.48454E-05	9				

Tabla III. 17 Comparación de altura total del componente vegetal en la distancia

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
0-60	27	1303	48.26	751.81
61-120	30	1238	41.27	371.10
121-180	29	1536	52.97	780.61
181-240	30	1490	49.67	1240.44

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	2160.31	3.00	720.10	0.92	0.44	2.69
Dentro de los grupos	88138.68	112.00	786.95			
Total	90298.99	115.00				

Tabla III. 18 Comparación de altura total del componente vegetal respecto al tiempo

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
JULIO	4.00	135.17	33.79	92.91
AGOSTO	4.00	149.17	37.29	16.41
SEPTIEMBRE	4.00	219.00	54.75	83.86
OCTUBRE	4.00	201.47	50.37	177.27
NOVIEMBRE	4.00	270.67	67.67	413.76

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	3005.99	4.00	751.50	4.79	0.01	3.06
Dentro de los grupos	2352.67	15.00	156.84			
Total	5358.66	19.00				

Tabla III. 19 Comparación del número de tallos en la distancia

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
0-60	27.00	66.00	2.44	2.10
61-120	30.00	49.00	1.63	1.00
121-180	29.00	101.00	3.48	7.19
181-240	30	93	3.1	2.8517241

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	58.31	3.00	19.44	5.92	0.00	2.69
Dentro de los grupos	367.57	112.00	3.28			
Total	425.89	115.00				

Tabla III. 20 Comparación de tallos de las distancias 61-120 cm vs 181-240 cm

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
61-120	30.00	49.00	1.63	1.00
181-240	30.00	93.00	3.10	2.85

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	32.27	1.00	32.27	16.76	0.00	4.01
Dentro de los grupos	111.67	58.00	1.93			
Total	143.93	59.00				

Tabla III. 21 Comparación del número de tallos respecto al tiempo

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
JULIO	4.00	135.17	33.79	92.91
AGOSTO	4.00	149.17	37.29	16.41
SEPTIEMBRE	4.00	219.00	54.75	83.86
OCTUBRE	4.00	201.47	50.37	177.27
NOVIEMBRE	4.00	270.67	67.67	413.76

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	3005.99	4.00	751.50	4.79	0.01	3.06
Dentro de los grupos	2352.67	15.00	156.84			
Total	5358.66	19.00				

Tabla III. 22 Comparación del número de hojas en la distancia

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
0-60	28.00	475.00	16.96	140.11
61-120	30.00	232.00	7.73	13.31
121-180	29.00	549.00	18.93	132.78
181-240	30.00	511.00	17.03	341.21

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	2263.11	3.00	754.37	4.79	0.0035	2.68
Dentro de los grupos	17781.66	113.00	157.36			
Total	20044.77	116.00				

Tabla III. 23 Comparación de hojas en las distancias 61-120 cm vs 181-240 cm

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
61-120	30.00	232.00	7.73	13.31
181-240	30.00	511.00	17.03	341.21

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	1297.35	1.00	1297.35	7.32	0.01	4.01
Dentro de los grupos	10280.83	58.00	177.26			
Total	11578.18	59.00				

Tabla III. 24 Comparación del número de hojas respecto al tiempo

RESUMEN				
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
JULIO	4	27.00	6.75	0.75
AGOSTO	4	36.00	9.00	5.06
SEPTIEMBRE	4	77.67	19.42	50.34
OCTUBRE	4	79.83	19.96	81.56
NOVIEMBRE	4	89.45	22.36	146.16

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	804.49	4.00	201.12	3.54	0.03	3.06
Dentro de los grupos	851.61	15.00	56.77			
Total	1656.11	19.00				

Tabla III. 25 Acumulación de metales respecto a la distancia

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>
0-60	1.00	0.03	0.03
61-120	1.00	0.00	0.00
121-180	1.00	0.00	0.00
180-240	1.00	0.00	0.00

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.00	3.00			
Dentro de los grupos	0.00	0.00	0.00	65535.00	9.28
			65535.00		
Total	0.00	3.00			

Tabla III. 26 Comparación de Cd en estructuras inferiores y superiores

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
superiores	4.00	0.80	0.20	0.00
inferiores	4.00	6.09	1.52	1.00

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	3.49	1.00	3.49	7.01	0.04	5.99
Dentro de los grupos	2.99	6.00	0.50			
Total	6.48	7.00				

Tabla III. 27 Comparación de Pb en estructuras vegetales inferiores y superiores

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
superiores	4.00	8.00	2.00	0.00
inferiores	4.00	2.03	0.51	1.00

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	4.46	1.00	4.46	8.96	0.02	5.99
Dentro de los grupos	2.99	6.00	0.50			
Total	7.44	7.00				

Tabla III. 28 Comparación de la adición de Pb y Cd

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
Pb	5	16.28	3.26	4.87
Cd	5	3.85	0.77	0.27

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	15.44	1.00	15.44	6.01	0.04	5.32
Dentro de los grupos	20.55	8.00	2.57			
Total	35.99	9.00				

Tabla III. 29 Diferencia de porcentaje de acumulación en el tiempo de detección

RESUMEN				
<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
4	2	22.52	11.26	206.8578
5	2	177.48	88.74	206.8578

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	6003.15	1.00	6003.15	29.02	0.03	18.51
Dentro de los grupos	413.72	2.00	206.86			
Total	6416.87	3.00				

Tabla III. 30 Diferencia de la acumulación de plomo en las semanas de adición

Análisis de varianza de un factor

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
4	2.00E+00	4.10E-04	2.05E-04	8.41E-08
5	2.00E+00	1.66E-03	8.30E-04	1.38E-06

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	3.91E-07	1.00E+00	3.91E-07	5.34E-01	5.41E-01	1.85E+01
Dentro de los grupos	1.46E-06	2.00E+00	7.31E-07			
Total	1.85E-06	3.00E+00				

Tabla III. 31 Comparación de la acumulación de Pb en los componentes detectados con respecto al tiempo

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
VEGETAL	2.00E+00	4.10E-04	2.05E-04	8.41E-08
AGUA	2.00E+00	1.66E-03	8.30E-04	1.38E-06

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	3.9E-07	1.0E+00	3.9E-07	5.3E-01		
Dentro de los grupos	1.5E-06	2.0E+00	7.3E-07		5.4E-01	1.9E+01
Total	1.9E-06	3.0E+00				

Tabla III. 32 Diferencia de la acumulación de cadmio en las semanas de adición

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
4	3	0.0011	0.0003667	4.03E-07
5	3	0.099528	0.033176	0.002775

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.00	1.00	0.00	1.16	0.34	7.71
Dentro de los grupos	0.01	4.00	0.00			
Total	0.01	5.00				

Tabla III. 33 Comparación de la acumulación de Cd en los componentes detectados con respecto al tiempo

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
VEGETAL	2.00E+00	4.73E-03	2.37E-03	3.21E-06
AGUA	2.00E+00	1.90E-03	9.48E-04	1.80E-06
LODO	2.00E+00	9.40E-02	4.70E-02	4.42E-03

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.00	2.00	0.00	0.93	0.48	9.55
Dentro de los grupos	0.00	3.00	0.00			
Total	0.01	5.00				

REFERENCIAS

- Aburto, S. (2011). Análisis y modelación del proceso de nitrificación en sistemas experimentales que simulan humedales artificiales. Tesis de Maestría, UNAM. México, D.F. 29-30 .
- Aguas Tratadas del Valle de México [ATVM]. (2018). Obtenido de: http://www.ceajalisco.gob.mx/sites/MicrositioCAA/wp_foro/wpcontent/uploads/2018/03/PTAR-Atotonilco-ATLATEC-Jos%C3%A9-Luis-Cervantes.pdf (Consultado en mayo de 2019)
- Agudelo, L. M., Macías, K. I., y Suárez, A. J. (2005). Fitorremediación: la alternativa para absorber metales pesados de los biosólidos. *Rev. Lasallista de Investigación.*, 2, 57-60.
- Ali, H., Khan, E., y Anwar, S. M. (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere.*, 91, 869-881.
- Amábilis, L. E., Siebe, C., Moeller, G. y Durán, M. del C. (2015). Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(2), 21-34.
- Arias , I., y Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina.*, 13, 17-24.
- Barceló, J., y Poschenrieder, C. (1992). Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y planta.*, 2, 345-361.
- Batty, L., y Younger, P. (2004). Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin Ex. Steudel in Mine Water Treatment Wetlands: Effect of Metal and Nutrient Uptake. *Environmental pollution.*, 132, 85-93.
- Bernal, O. J. (2014). Diseño de unidad piloto de humedales artificiales de flujo subsuperficial para tratamiento de aguas residuales doméstica. Tesis de Maestría, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 39-40.
- Bojórquez, L., y Amaro , J. (2003). Caracterización múltiple de la calidad del agua de los canales de Xochimilco. En E. Stephan, El agua en la Cuenca de México. Sus problemas históricos y perspectivas de solución. UAM-Xochimilco, México D.F. 281-302.
- Bonanno, J. (2013). Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species *Typha domingensis*, *Phragmites australis* and *Arundo donax*. *Ecotoxicology and Environmental Safety.*, 97: 124-130.

Bondada, P. (2004). Absorption of foliarapplied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (*Pteris vittata* L.). *Sci. Total Environ.*, 332, 61-70.

Bonilla, M. N., Silva, E. S., Toxtle, J. S., y Santamaría, J. D. (2014). Concentraciones de metales pesados totales en aguas residuales vertidas a ecosistemas acuáticos por dos parques industriales en Puebla, México. *Rev. Iberoamericana de Producción Académica y Gestión Educativa.*, 2.

Brbootl, M., Abid, A., y Al-Shuwaikl, M. (2011). Removal of Heavy Metals Using Chemicals Precipitation. *Eng.y Tech. Journal.*, 29, 595-612.

Bustamante, J., Chaparro , A., García, C., Peláez, M., y Hernández , W. (S.A.). Niveles de metales pesados (Pb, Cd, Mo y Zn) en ganado bovino criado sobre pastos naturales en Colombia. Obtenido de: http://www.unipamplona.edu.co/unipamplona/portaIIG/home_10/recursos/2016/documentos/040/22016/metales.pdf.

Carranza, C., Alonso, A. J., y Alfaro, M. C. (2008). Accumulation and distribution of heavy metals In *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an artificial lagoon in San Luis Potosí México. *Water, Air, Soil Pollut.*, 188, 297-309.

Carrión, C., Ponce, C., Cram, S., Sommer, S., Hernández , M., y Vanegas, C. (2012). Potential use of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Xochimilco for metal phytoremediation. *Agrociencia.*, 46, 609-620.

Castillo, D.F. (2017) Desnitrificación autótrofa heterótrofa simultánea de Ril sintético en filtro anaerobio (lecho fijo) con flujo ascendente. Universidad Técnica Federico Santa María, 80.

Caviedes, D. I., Muñoz, R. A., Perdomo, A., Rodríguez, D., y Sandoval , I. J. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. *Rev. Ingeniería y Región*, 13, 73-90.

Cázares, S. E. (2020). Pre-tratamiento electroquímico de lodo residual: efectos en la solubilización de materia orgánica y la distribución de tamaño de partícula. Tesis de Maestría, UNAM. Ciudad de México. 36.

Cervantes, L. D. (2018). Propuesta de un humedal artificial en un edificio de oficinas ubicado al sur de la Ciudad de México. Tesina de Especialidad, UNAM. Ciudad de México. 34-35.

Chehregani, A., Noori, M. y Yazdi, H.L. (2009) Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability, *Ecotox. Environ. Saf.* 72, 1349–1353

Cicero, D., Peña, M., Expósito, J. A., y Antizar, B. (2016). Role of *Phragmites australis* (common reed) for heavy metals phytoremediation. *International journal of phytoremediation.*, 6, 575 - 582.

CONAGUA. (2013). Situación del Subsector de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. México, D.F. Comisión Nacional del Agua.

CONAGUA. (2015). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales LIBRO: 30 Humedales Artificiales. México, D.F.: Comisión Nacional del Agua.

CONAGUA. (2016). Estadísticas del agua en México. México, D.F.: Comisión Nacional del Agua.

CONAGUA. (2017). Estadísticas del agua en México. México D.F.: Comisión Nacional del Agua.

CONAGUA. (2017b). Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento edición 2017. México.

CONAGUA. (2019 Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México.

Corno, L., Pilu, R., Tambone, F., Scagila, B., y Adani, F. (2015). New energy crop giant cane (*Arundo donax* L.) can substitute traditional. *Bioresource Technology.*, 191, 197–204.

Cortez, M., Téllez, M. M., Gómez, H., y Hernández, M. (2003). Tendencia de los niveles de plomo en la atmósfera de la zona metropolitana de la Ciudad de México. 1988-1998. *Salud pública de México.*, 45, S196-S202.

Covarrubias, S. A., y Peña, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Rev. Int. Contaminación Ambiental*, 33, 721.

Crites, R. (1994). Design Criteria and Practice for Constructed Wetlands. *Water Science and Technology.*, 29, 1-6.

Crites, R., y Tchobanoglous, G. (2000). Tratamientos de aguas residuales en pequeña poblaciones. Mc Graw Hill Interamericana Editores S.A. de C.V. 776.

Debusk, T. A., Roy, B., Laughlin, J., y Schwartz, L. (1996). Retention and compartmentalization of lead and cadmium in wetland microcosms. *Rev. War. Res.* 30,11, 2707-2716.

De Anda, J. (2017). Saneamiento descentralizado y reutilización sustentable de las aguas residuales municipales en México. *Sociedad y Ambiente*, 14, 119-143.

De la Peña, M.E., Ducci, J. y Zamora, V. (2013) Tratamiento de aguas residuales en México, Banco Interamericano de desarrollo, Sector de Infraestructura y Medio Ambiente, Nota Técnica #IDB-TN-521

De la Vega, M. Y. (2012). Eficiencia en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. México, D.F.: Refugia centro para la conservación de la ecobiodiversidad A. C.

Del Olmo, D. (2017). Ecotoxicología del cadmio, riesgo para la salud por la utilización de suelos ricos en cadmio. Trabajo de fin de grado, Universidad Complutense, España. 3-8.

Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, F., y Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba: Serie Técnica.

Deng, H., Ye, H., y Wong, H. (2004). Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environ Pollut.*, 132, 29–40.

Díaz, B. (1999). Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. 1era Ed. Organización Panamericana de la Salud. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima Perú, 42.

Dickson, R. (2013). Química, enfoque ecológico. LIMUSA, 2da. Ed. México, D.F. 102.

EPA. (1995). A handbook of constructed wetlands: A guide to creating wetlands for agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region. Philadelphia, US. Government Printing Office.

Esponda, P. L. (2001). Arranque de un sistema experimental de flujo vertical a escala piloto de tipo humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales. México, D.F.: Tesis de Licenciatura, UNAM. 99.

Etesami, H. (2018). Bacterial mediated alleviation of heavy metal stress and decreased accumulation of metals in plant tissues: Mechanisms and prospects. *Ecotoxicology and Environmental Safety.*, 147, 175–191.

Fernández, F. (2006). Estudio de la conductividad eléctrica de soluciones electrolíticas y su aplicación en la biofísica vegetal. México, D.F.: Tesis de Maestría, UNAM. 57.

Flores, R. M. (1996). Transporte de plomo y cadmio en presencia de lixiviados en sedimentos de la zona del ex lago de Texcoco. Tesis de Maestría, UNAM, México, D.F. 20-24.

Flores, S., Rico, E., Núñez, J. E., García, E., Carrizales, L., Ilizaliturri, C., y Díaz, F. (2012). Exposición infantil al plomo en sitios contaminados. *Salud Pública Mex.* 54, 383-392.

Food and Agriculture Organization [FAO]. (2008). FAO fertilizer and plant nutrition bulletin: Guide to laboratory establishment for plant nutrient analysis. Rome, Italy. 203.

Food and Agriculture Organization [FAO]. (2017). Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe Estado, principios y necesidades. Santiago de Chile: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Galván, V. G. (2011). Remoción de nitrógeno amoniacal del lixiviado de basura por medio de un humedal artificial de flujo horizontal sub-superficial. Tesis de Licenciatura, UNAM. México, D.F. 27.

García, I., y Dorronsoro, C. (2005). Contaminación por metales pesados en tecnología de suelos. Universidad de Granada, España.

García, M. M. (2008). Evaluación del riesgo por toxicidad crónica a la exposición de cadmio en animales de experimentación. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú.

García, N., Pedraza, J., Montalvo, J., Martínez, M., y Leyva, J. (2012). Evaluación preliminar de riesgos para la salud humana por metales pesados en las bahías de Buenavista y San Juan de los Remedios, Villa Clara, Cuba. *Rev. Cubana de Química.*, 24, 126-35.

García, D. (2006). Efectos fisiológicos y compartimentación radicular en plantas de *Zea mays* L. expuestas a la toxicidad por plomo. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Barcelona, España. 7-9.

García, E. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen. UNAM, 2da. Edic.

García, E. (1998). Catálogo de metadatos geográficos. Climas, 1:1000000. CONABIO.

García, J., Valdés, C., Cadena, L., Romero, S., Silva, S., González, G., . . . Aguilera, D. (2011). Humedales artificiales como un método viable para el tratamiento de drenes agrícolas. *Rev. Mex. Cienc. Agríc. Pub. Esp.*, 11, 97-111.

Gikas P, Ranieri E, Tchobanoglous G. Removal of iron, chromium and lead from wastewater by horizontal subsurface flow constructed Wetlands. *J Chem Technol Biotechnol.* 2013;88:1906–1912.

Guerra, F., Anderson, R., Trevisan, R., y Muraoka, T. (2012). Heavy metals in vegetables and potential risk for human health. *Scientia Agricola.*, 69, 54-60.

- Guido, A. (2006). Estudios de los potenciales de óxido reducción en reactores biológicos que simulan un humedal artificial. Tesis de Maestría, UNAM. México D.F. 19-20.
- Gutiérrez, A. (2015). Estudio de la bioadsorción de cadmio y plomo con biomasa de *Serratia marcescens* M8a-2T, a nivel de laboratorio. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima Perú. 28-29.
- Haarstad, K., Bavor, H.J. y Maehlum T. (2012) Organic and metallic pollutants in water treatment and natural wetlands: a review. *Rev. Water Science and Technology.*, 65.1.
- Hall, L. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J. Exp. Bot.*, 53, 1–11.
- Hasan, K., Cheng, Y., Kanwar, K., Xian, C., Ahammed, J., y Oj., Y. (2017). Responses of plant proteins to heavy metal stress – a review. *Front. Plant Sci.*, 8, 1492.
- Heredia, M. I. (1989). Evaluación de los niveles de contaminación por plomo, cadmio y zinc en el valle de México. Tesis de Maestría, UNAM, México, D.F. 33.
- Hiley, P. (1995). The really of sewage treatment using wetlands. *Water Sci. Technol.* , 29, 329-337.
- Huang, W., y Cunningham, D. (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol.*, 134, 75-84.
- Idris, M., Jones, L., y Salzman, A. (2012). Evaluation of the giant reed (*Arundo donax*) in horizontal subsurface flow wetlands for the treatment of dairy processing factory wastewater. *Environmental Science and Pollution Research.*, 19, 3525–3537.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2015). Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales. Módulo 5: Agua potable y saneamiento.
- International Programme on Chemical Safety (IPCS). (2006). Principles for Evaluating Health Risks in Children Associated with Exposure to Chemicals. Environmental Health Criteria.
- Irvine, K., Perrelli, F., NGoen, R., y Droppo, G. (2009). Metal levels in streetsediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications. *J. Soils Sediments.*, 9:328-341.
- Jameson, L. (2016). Principios de Medicina Interna. XIX Ed. McGRAW-Hill Interamericana Editores,S.A.DeC.V. Obtenido de: <https://harrisonmedicina.mhmedical.com/content.aspx?bookid=1717ysectionid=1149441>

- Jindal, R., y Samorkhom, N. (2005). Cadmium removal from wastewater in constructed wetlands. *practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*, 9.
- Kabata, A. (2000). Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, Inc. Boca Raton. USA. pp. 365, 413.
- Kadlec, H., y Knight, R. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Ratón, FL, USA: Lewis Publishers.
- Kadlec, H. (2008). The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing. *Ecol. Eng.*, 33, 126-141.
- Kadlec, R., y Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands*. 2da. Ed. CRC Press.
- Kapahi, M., y Sachdeva, S. (2019). Bioremediation options for heavy metal pollution. *J. Health Pollution.*, 9, 191-203.
- Khan S., Ahmad I., Shah M.T., Rehman S. y Khaliq A., 2009. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Environmental Management* 90(11): 3451-3457.
- Kisholay, M., y Suchismita, D. (2015). Phytoremediation of Pb, Zn, Fe, and Mg with 25 wetland plant species from a paper mill contaminated site in North East India . *Environ SciPollut Res.*, 22, 701–710.
- Kivaisi, A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.*, 16, 545-560.
- Kumar, K., Gupta, N., Kumar, A., Rebec, M., Singh, N., Rezaei, S., y Ahmad, S. (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation. *Ecological Engineering.*, 120, 274-298.
- Lanphear, P., Dietrich, N., y Auinger, C. (2012). Cognitive deficits associated with blood lead concentration <10 µg/dL in U.S. children and adolescents. *Pub Health.*, 4, 521-529.
- Lara, J. A. (1999). Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales. Trabajo final de Master, Universidad Politécnica de Cataluña, España. 21-24.
- Lesage, E., Rosseau, D. P., Meers, E., y Tack, F. M. (2007). Contaminants in natural and constructed wetlands: Pollutant dynamics and control. *Rev. Science of the total environment.*, 380(1-3):102-115.
- Ley de Aguas Nacionales. (2016). Reforma DOF . México, D.F.

Londoño, F., Londoño, L., y Muñoz, G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial.*, 14, 145-153.

Londoño, L., y Marín, C. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.

Lorenzo, H., Torres, A., Barba, E., Ilizaliturri, C. A., Martínez, R. I., Morales, J. J., y Sánchez, I. (2016). Estimación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de peces (*Pterygoplichthys* spp.) en infantes de comunidades ribereñas de los ríos Grijalva y Usumacinta, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 32, 153-164.

Lu L., Tian S. y Yang X. (2009) Cadmium uptake and xylem loading are active processes in the hiperaccumulator *Sedum alfredii*. *J. of. Plant Physiology.* 166, 579-587.

Luna, V. M., y Aburto, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas.*, 17, 32-55.

Madera, C., Peña, E. J., y Solarte, J. A. (2014). 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. *Ingeniería y Competitividad.*, Vol. 16, 2, 179-188.

Magaña, R. (2018). Efecto de la plata, cobre, hierro y agregados minerales sobre huevos de helminto y su potencial uso en un sistema de filtración. Tesis de Doctorado, UNAM. Ciudad de México. 216-219.

Martínez, A., Padrón, W., Rodríguez, O., Chiquito, O., Escarola, M., Hernández, J., Martínez, J. (2014). Alternativas actuales del manejo de lixiviados. *Avances en Química.*, 9, 37-4.

Masters, M., y Ela, P. (2008). *Introducción a la Ingeniería Ambiental.* Pearson educación, S.A., Madrid, 792 p.p. Obtenido de: ISBN 978-84-8322-444-1.

Mata, L. A. (2013). Empleo de biodiscos en el tratamiento de aguas residuales generadas en un edificio de Ciudad Universitaria. Tesis de Maestría, UNAM. México, D.F. 135-136.

Megías, M., Molist, P. y Pombal M.A. (2020). Atlas de histología vegetal y animal, tejidos vegetales vasculares. Departamento de Biología Funcional y Ciencias de la Salud. Facultad de Biología. Universidad de Vigo.

Mendoza, B., Merú, L., Parra, M., Almaso, L., y Rodríguez, V. (2014). Evaluación de dos métodos de digestión ácida en el análisis de tejido foliar de caña (*Saccharum officinarum* L.). *Ciencia y*

Tecnología., 7(2): 9-20.

Metcalf, y Eddy. (1995). *Ingeniería de agua residual: tratamiento, vertido y reutilización*. España: McGraw-Hill.

Metcalf y Eddy. (2001) *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. 3ra Edición. Tomo 1., Edit. McGraw-Hill. 1485 pp.

Miranda, D., Carranza, C., Rojas, C. A., Jeréz, C. M., Fischer, G., y Zurita, J. (2008). Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del río Bogotá. *Revista colombiana de ciencias hortícolas*, Vol. 2, 180-191.

Miklas, S. (2016). *Wetland for water pollution control*. 2da Ed.

Mishra, A., y Choudhari, M. (1998). Amelioration of lead and mercury effects on germination and rice seedling growth by antioxidants. *Biol. Plant.*, 41: 469-473.

Moogouei , R., y Chen, Y. (2020). Removal of cesium, lead, nitrate and sodium from wastewater using hydroponic constructed wetland. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 17, 3495–3502.

Montiel, P. A. (2014). *Humedal artificial*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F.

Moreno, E., Penalosa, J.M, Manzano, R., Carpena R.O., Gamarra, R. y Esteban, E. (2009) Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *J. Hazard. Mater.* 162, 854–859.

Nguyen, H. H., Masayuki, S., Sakae, S., y Mai, N. (2011). Uptake of metals and metalloids by plants growing in a lead-zinc mine area. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 1384–1391.

Niazi, K., y Burton , D. (2016). Arsenic sorption to nanoparticulate mackinawite (FeS): an examination of phosphate competition. *Environ. Pollut.* , 218, 111–117.

Nicolli, H., Blanco, M. d., Paoloni, J., y Fiorentino, C. (2008). Ambientes afectados por el arsénico. en J. Bundschuh, C. Pérez , y M. Litter, *Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*. CYTED.

Norma Mexicana, NMX-AA-007-SCFI. (2013). *Análisis de agua medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-008-SCFI. (2016). *Análisis de agua. medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-012-SCFI. (2001). Análisis de agua - Determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-028-SCFI. (2001). Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-029-SCFI. (2001). Análisis de aguas - determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-030/2-SCFI. (2011). Análisis de agua - medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- Método de prueba parte 2- Determinación del índice de la demanda química de oxígeno-método de tubo sellado a pequeña escala. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-034-SCFI. (2015). Análisis de agua - medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-038-SCFI. (2001). Análisis de agua-Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-051-SCFI. (2016). Análisis de agua. Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas- Método de prueba. México, D.F.

Norma Mexicana, NMX-AA-093-SCFI. (2000). Análisis de agua determinación de la conductividad eléctrica. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT (1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana NOM-047-SSA1. (2011). Salud ambiental-Índices biológicos de exposición para el personal ocupacionalmente expuesto a sustancias químicas. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-010-ZOO. (1994). Determinacion de cobre, plomo y cadmio en hígado, musculo y riñon de bovinos, equinos, porcinos, ovinos y aves, por espectrometria de absorcion atomica. México D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-001- SEMARNAT. (1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-002-SCT. (2011). Listado de las sustancias y materiales peligrosos

más usualmente transportados. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-003-SEMARNAT. (1997). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-004-SEMARNAT. (2002). Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-052-SEMARNAT. (2005). Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-117-SSA1. (1994). Bienes y servicios. método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-127-SSA. (1994). Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-199-SSA1. (2000). Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente. México, D.F.

Norma Oficial Mexicana, NOM-231-SSA1. (2002). Artículos de alfarería vidriada, cerámica vidriada y porcelana. Límites de plomo y cadmio solubles. Método de ensayo. México, D.F.

Olgúin, E., y Sánchez, G. (2012). Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. *N. Biotechnol.*, 30, 3-8.

Ontiveros, R. E., Lamine, D., Álvarez, E., y Coras, P. M. (2013). Evaluación de aguas residuales de la ciudad de México utilizadas para riego. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4, 127-140.

Ortiz, H. G., Trejo, R., Valdez, R. D., Arreola, J. G., Flores, A., y López, B. (2009). Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. *Rev. Chapingo. Serie Hortícola.*, Vol. 15, 2, 161-168.

Payá, J., Roselló, J., Monzó, J. M., Escalera, A., Santamarina, M. P., Borrachero, M. V., y Soriano, L. (2018). An approach to a new supplementary cementing material: *Arundo donax* Straw Ash. *Sustainability*, 10,4273.

Pérez, R. (2017). Desempeño del medio de soporte de humedales artificiales en la remoción de plomo y cromo presentes en aguas residuales. CdMx, México: Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería Química, UNAM.

Peris, M.M. (2006). Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón (España) Tesis de doctorado, Universidad de Valencia, Facultad de Ingeniería, Valencia, España. 247.

Peryea, J., y Creger, T. (1995). Vertical distribution of lead and arsenic in soils contaminated with lead arsenate pesticide residue. *Water Air Soil Pollut.*, 79, 1–10.

Prieto, M. J., González, C. A., y Román, A. D. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems.*, 10 (1), 29-44.

Pulido, L. (2017). Riego con aguas residuales para depuración de contaminantes. *H₂O Gestión del agua.*, 14, 12-17.

Queirolo, F., Stegen, S., Restovic, M., Paz, M., Ostapczuk, M. J., y Muñoz, L. (2000). Total arsenic, lead, and cadmium levels in vegetables cultivated at the Andean villages of northern Chile. *The Science of the Total Environment* 255, 75-84.

Quinn, L. D., Rauterkus, M. A., y Ho, J. (2007). effects of nitrogen enrichment and competition on growth and spread of giant reed (*Arundo donax*). *Rev. Weed Science*, 55-4, 319.

Quipuzco, E. (2002). Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Rev. Inst. Investig. Fac. Minas Metal. Cienc. Geogr.*, 5, 52-57.

Ramírez, H. F. (1998). Desarrollo de la ingeniería básica para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales a base de un humedal artificial de flujo horizontal. Tesis de Licenciatura, UNAM. México, D.F.

Ramírez, J., Bonete, J., y Martínez, R. M. (2015). Propuesta de una nueva clasificación de los oligoelementos para su aplicación en nutrición, oligoterapia, y otras estrategias terapéuticas. *Nutr Hosp.*, 31(3), 1020-1033.

Real Decreto 465. (2003). Sobre las sustancias indeseables en la alimentación animal. Obtenido de: <http://www.boe.es/boe/dias/2003/04/29/pdfs/A16485-16493.pdf>

Rebollo, J. (2012). Eliminación de cadmio (II) de efluentes urbanos tratados mediante procesos de bioadsorción: el efecto competitivo de otros metales pesados. Trabajo final de Máster, Universidad Politécnica de Cartagena, España.

Reeves, R.D. y Baker, J.M. (2000) Metal-accumulating plants, *in*: Raskin, B.D. Ensley (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*, John Wiley and Sons Inc., New York. 193–229.

Reynoso, L. (2010). Determinación de plomo en la leche cruda de bovinos Holstein de la Comarca Lagunera. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Torreón, Coahuila, México.

Rico, M., y Rivas, A. (1992). Sistemas de tratamiento de aguas usando lechos de hidrófitas. Informe final. CNA. IMTA.

Rio, M.D., Font, R., Almela, C., Velez, D., Montoro, R. y Bailon, A.D.H. (2002) Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadamar river area after the toxic spill of the Aznalcollar mine, *J. Biotechnol.* 98, 125–137.

Robles, M., y Sabath, E. (2014). Breve historia de la intoxicación por plomo. *Rev Invest Clin.*, 66, 88-91.

Rodríguez, J., Julio, C., y Palma, J. (2000). Valor nutritivo del repollito de agua (*Pistia stratiotes* L.) y su posible uso en la alimentación animal. *Zootecnia Trop.*, 18 (2), 213-226.

Rodríguez, P. (2003). Humedales construidos. Estado del arte. (II). *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 24 (3), 42-48.

Rodríguez, D. (2017). Occupational poisoning due to heavy metals. *MEDISAN*, 21,3372- 3385.

Rodríguez, H., Sánchez, E., Vidales, J. A., Acuña, K., Martínez, G., y Rodríguez, J. C. (2005). Metales pesados en leche cruda de bovino. *Rev. Salud Pública y Nutrición.*, Vol. 6 No. 4.3 D.F. 18-20.

Romero, M., Colín, A., Sánchez, E., y Ortiz, M. L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 25 (3) 157-167

Romero, S. M. (2016). Diseño conceptual de dos humedales para el tratamiento de agua residual en la localidad El Alberto en Ixmiquilpan, Hidalgo. Tesis de Licenciatura, UNAM. México D.F. 18-20.

Rzedowski, J., y De Rzedowski, C. (2001). *Flora Fanerogámica del Valle de México.* Pátzcuaro, Michoacán, México: 2da Ed., Instituto de Ecología, A.C., CONABIO.

Sabath, E., y Robles, M. L. (2012). Medio ambiente y riñón: nefrotoxicidad por metales pesados.

Nefrología, 32: 279-286.

Saldaña, P., Lerdo de Tejada, A., Gómez, M. A., y López, R. (2002). La importancia de incluir análisis de toxicidad en descargas industriales y municipales que afectan a los cuerpos receptores. XIII Congreso de Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales

Salgado, I., Cruz, M., Durán, M. C., Oviedo, R., Carballo, M. E., y Martínez, A. (2010). Bacterias como herramientas potenciales en el mejoramiento de humedales artificiales para tratamiento de aguas. *Rev. CENIC. Ciencias Biológicas.*, Vol 41, 1-10.

Sánchez, H. (2009). Operación de un sistema experimental a base de humedales artificiales para tartar agua procedente del canal de Cuemanco. Tesis de Licenciatura, UNAM. México, D.F. 18-20.

Schreck, E., Foucault, G., Sarret, S., Sobanska, S., Cécillon, M., Castrec, G., y Uzu, D. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead. *Sci. Total Environ.*, 427–428, 253–262.

Secretaría de la Convención de Ramsar. (2006). Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). Gland (Suiza): 4a. Ed.

Segura, J. B. (2014). Desarrollo de un humedal artificial experimental conformado por estratos verticales. Tesis de Maestría, UNAM. México, D.F. 50-51, 143-153 .

Servicio Geológico Mexicano, SGM (2019) Anuario estadístico de la Minería Mexicana, 2018
Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., y Xiong, T. (2016). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier. , 325, 36-58.

Siebe, C. (1994). Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el distrito de riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 10 (I), 15-21.

Seregin, I. V., y Ivanov, V. B. (2001). Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*, Vol. 48, 4, 606–630.

Sheoran A.S. y Sheoran V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: a critical review. *Miner Eng.* 2006;19:105–116.

Song, Y., Fitch, M., Burken, J., Nass, L., Chilukiri, S., Gale, N., y Ross, C. (2001). Lead and Zinc removal by laboratory scale constructed wetlands. *Rev. Water environment research.*, 73(1):37-44.

Steinmann, V. (2008). Familia Graminea, subfamilia Arundinoideae,. Flora del Bajío y Regiones Adyacentes, Pátzcuaro, Michoacán, México, Fascículo 158.

Stoltz E., y Greger M. (2002) Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb, and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings, *Environ. Exp. Bot.* 47 271–280

Tamayo, M., Téllez, M.M., Hu, H., Hernández, M., Wright, R., Amarasiriwardena, C., Lupoli, N., Mercado, A., Pantic, I. y Lamadrid, H. (2016). Lead in candy consumed and blood lead levels of children living in Mexico City. *Environmental Research*. Vol. 147, 497-502.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., y Stensel, D. (2003). *Wastewater Engineering (treatment and reuse)*. New York, USA: 4ta Ed. Mc Graw-Hill Companies, Inc.

UNESCO. (2017). *Aguas residuales, el recurso no explotado*. París, Francia: Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos.

Tchounwou , B., Yedjou , B., Patlolla , K., y Sutton, J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, 101. Obtenido de: <https://doi.org/10.1007/978-3>.

Universidad Nacional Autónoma de México. (2012). Boletín UNAM-DGCS-768. Ciudad Universitaria. Obtenido de: https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2012_768.html

United Nations. (2016). Sustainable Development Goal: Ensure Availability and Sustainable Management of Water and Sanitation for All. Obtenido de: <https://sustainabledevelopment.un.org/sdg6>

USEPA. (2008). Obtenido de EPA/600/R-06/096F Child-Specific exposure factors handbook. United States Environmental (Consultado en noviembre de 2020).

Vassiley, A. (2002). Physiological and agroecological aspects of cadmium interactions with barley plants. *J. Central Eur. Agric.*, 4:65–75.

Vera, K., Ramos, K., Camargo, E., Andrade, C., Nuñez, M., Delgado, J., y Morales, E. (2016). Fitorremediación de aguas residuales con alto contenido de plomo utilizando *Typha dominguensis* y *Canna generalis*. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia.* , 39, 88-95.

Vidal, M. (2009). Evaluación de los mecanismos de adsorción y acumulación intracelular de plomo (Pb)²⁺ en sistemas cotinuos de fitorremediación con *Salvinia minima*. Tesis de Maestría, INECOL. Xalapa, Veracruz, México. 14-15.

Vymazal, J. (2009). The use constructed wetland whit horizontal sub- Surface flow for various



types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35, 1-17.

Yoon J., Cao, X., Zhou Q. y Ma, L.Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site, *Sci. Total Environ.* 368 456–464

Waisberg, M., Joseph, P., Hale, B., y Beyersmann, D. (2013). Molecular and celular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicology*, 3, 95-117.

Wasson, J., Linak, P., Gullett, K., King, J., Touati, A., Huggins, E., Huffman, P. (2005). Emission of chromium, copper, arsenic and PCDD's/Fs from open burning of CCA-treated wood. *Environmental ScienceTechnology*, 3, 8865-8876.

Wei, X., Xin, X., y Junyin, X. (2020). Purification effect and microorganisms diversity in an *Acorus calamus* constructed wetland on petroleum-containing wastewater. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 32, 19-25.

Wood, A. (1995). Constructed wetlands in water pollution control, Fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology* , 32 (3), 21-29.

Zhang, Z., Rengel, Z., y Meney, K. (2010). Cadmium accumulation and translocation in four emergent wetland species. *Water Air Soil Pollut.*

AGRADECIMIENTOS

A la UNAM por brindarme las herramientas académicas e integrales para mi formación, Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de maestría.

A la Dra. Ana Elisa Silva Martínez por ser mi tutora principal, al comité tutorial, la Dra. Ma. Teresa Orta Ledesma, la Dra. Alma C. Chávez, por sus constructivas observaciones, al Dr. Enrique César y al Dr. Rafael Magaña López por su valiosa orientación.

A las personas que me ayudaron a la puesta en marcha de la PTAR-DICyG, al Dr. Enrique César y sus alumnos de servicio social, Hilarión Vázquez y Abel J. Mora, de la DICyG; a José Luis Sánchez y al Ing. Eduardo Nieves, por su valioso apoyo en las reparaciones.

Al personal del vivero, a la Ing. Martha García V. y a su personal a cargo, Iván Ávila S., por su gentileza y disposición, al Biól. Javier Montoya. Principalmente a Maximino Varela J. por su amistad y apoyo invaluable.

Del Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental a la M.E. Natasha, I.Q. Claudia, Ing. Juanita, al M. en I. Oscar y a los laboratoristas: Gerardo, Ing. Ramón y Laura. Al laboratorio de Geotecnia de la Facultad de Ingeniería, UNAM a cargo del M. en I. Juan Luis Umaña y a la M. en I. Silvia Cázares por la muestra de lodo.

A mis compañeros de generación, por su apoyo en laboratorio y asesoría, a Elisa García, Ana Laura Priego y Guadalupe Ochoa por su compañía y apoyo en el laboratorio. A mis amigos emergentes, Daniela Montañó, por compartir su paciencia y tiempo y Salvador Salinas, por su apoyo en la planta, las comidas y los cafés; y a Zarick Juliana por mostrarme el valor de la amistad aún del otro lado del mundo.

A mi mamá, por apoyarme y estar siempre, mis hermanos: Sergio por escucharme y darme dos hermosas florecitas (Andy y Amelia), a Joyce por ser mi compañera desde la infancia, a mi papá, por inducirme a estudiar e imaginar. A mis amigos que están en las buenas y malas: Ángel Raúl y Judith Tamar.

A mi esposo: Oscar, por esos fines de semana en la planta, por ser parte de todo, “mi camarada de la vida”, por creer en mí e impulsarme a vencer mis temores.

Principalmente a quien dio vida a este proceso, de, para y por quien son todas las cosas ... Mi Padre Celestial.