

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRIA EN CIENCIAS DE AGROECOLOGIA

MENCION GESTIÓN AMBIENTAL



**OPTIMIZACION DE LA FITORREMEDIACIÓN DE MERCURIO EN HUMEDALES
DE FLUJO CONTINUO EMPLEANDO *Eichhornia crassipes* "JACINTO DE
AGUA".**

Tesis

Para optar el grado de:

MAGISTER EN CIENCIAS DE AGROECOLOGIA

MENCION GESTIÓN AMBIENTAL

JOSÉ LUIS PAREDES SALAZAR

Tingo Maria – Peru

2015



TM

AMB

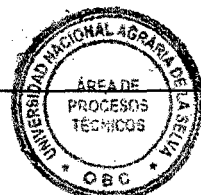
Paredes Salazar, José Luis

Optimización de la fitorremediación de mercurio en humedales de flujo continuo empleando *Eichhornia crassipes* "Jacinto de agua".

86 páginas; 39 cuadros; 33 grfs.; 61 ref.; 30 cm.

Tesis (Maestro en Ciencias Mención: Gestión Ambiental) Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo María (Perú). Escuela de Posgrado.

- | | | |
|--------------------------------|-------------|-------|
| 1. <i>Eichhornia crassipes</i> | 2. MERCURIO | 3. PH |
| 4. HUMEDAL | 5. DITIZONA | |





UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
ESCUELA DE POSGRADO
DIRECCION



Av. Universitaria s/n .Telefax (062) 561070-Email: posgrado@unas.edu.pe

"Año de la Diversificación Productiva y del Fortalecimiento de la Educación"

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En la ciudad universitaria, siendo las 7.00 p.m. del día jueves 11 del mes de junio de 2015, reunidos en el Auditorio de la Escuela de Posgrado, se instaló el Jurado Calificador a fin de proceder a la sustentación de la tesis titulada:

"Optimización de la Fitorremediación de Mercurio en Humedales de Flujo Continuo Empleando *Eichhornia crassipes* "Jacinto de Agua".

A cargo del candidato al Grado de Maestro en Ciencias en Agroecología, Mención Gestión Ambiental, **Ing. Quim. José Luis PAREDES SALAZAR.**

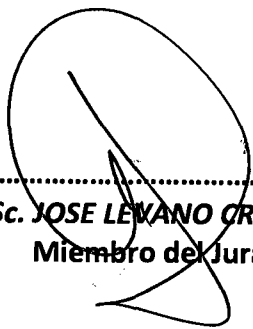
Luego de la exposición y absueltas las preguntas de rigor, el Jurado Calificador procedió a emitir su fallo declarando **APROBADO** con el calificativo de **MUY BUENO.**

Acto seguido, a horas 9.05 p.m. el Presidente dio por culminada la sustentación; procediéndose a la suscripción de la presente Acta por parte de los miembros del jurado, quienes dejan constancia de su firma en señal de conformidad.

.....
Dr. CESAR SAMÚEL LOPEZ LOPEZ
Presidente del Jurado



.....
M.Sc. LADISLAO RUIZ RENGIFO
Miembro del Jurado



.....
M.Sc. JOSE LEVANO CRISOSTOMO
Miembro del Jurado



.....
Dr. MANUEL NIQUE ALVAREZ
Miembro del Jurado - Asesor

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN.....	9
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	12
2.1 Generalidades	12
2.2 El agua.....	19
2.3 Contaminación del agua	20
2.4 Mercurio	21
2.5 Fuentes de contaminación ambiental.....	24
2.6 Humedales artificiales.....	25
2.7 Jacinto de agua(<i>Eichhornia crassipes</i>)	30
2.8 Fitorremediación.....	32
2.9. Legislación ambiental peruana relacionada.	38
III. MATERIALES Y MÉTODOS	40
3.1. Ubicación.....	40
3.2. Equipos y materiales	
3.2.1. Equipos	41
3.2.2. Materiales	41
3.2.3. Reactivos	41
3.3. Metodología.....	42
3.3.1. Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio sobre la viabilidad de la planta	42
3.3.2. Evaluación del efecto del pH sobre la viabilidad de la planta , la solubilidad y la remoción del mercurio	44

3.3.3. Determinación de la remoción de mercurio a intervalos regulares de tiempo.	45
3.3.4. Aplicación de un tratamiento en un humedal artificial superficial de flujo continuo a escala laboratorio	47
IV. RESULTADOS	50
4.1. Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio sobre la viabilidad de la planta.	50
4.2. Evaluación del efecto del pH sobre la viabilidad de la planta, la solubilidad y la remoción de mercurio	61
4.3. Evaluación de la remoción de mercurio a intervalos regulares de tiempo	63
4.4. Aplicación de un tratamiento en un humedal artificial superficial de flujo continuo.	64
4.5. Prueba estadística de la investigación.	65
V. DISCUSIÓN.	66
VI. CONCLUSIONES	75
VII. RECOMENDACIONES	76
VIII. ABSTRACT	77
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
X. ANEXO	86

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Formas del mercurio en su estado natural	21
2. Composición de la <i>Eichhornia crassipes</i>	31
3. Procesos utilizados por las plantas para asimilar contaminantes.....	34
4. Acumulación de metales pesados en plantas acuáticas.....	36
5. Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes minero-metalúrgicos.	39
6. Información de los reactivos utilizados en la investigación	42
7. Evaluación de la viabilidad de las plantas a diferentes concentraciones de nutrientes.....	42
8. Concentración de mercurio a cada hora.....	46
9. Viabilidad de la planta con aplicación de nitrato de potasio a diferentes concentraciones.	50
10. Medición de pH en el tiempo cero, en medio neutro.....	51
11. Medición de pH en el día 1 en medio neutro.....	51
12. Medición de pH en el día 2, en medio neutro	51
13. Medición de pH, en el día 3, en medio neutro.	52
14. Medición de pH, en el día cero, en medio ácido.....	52
15. Medición de pH, en el día 1, en medio ácido.....	52
16. Medición de pH, en el día 2, en medio ácido	53
17. Medición de pH, en el día 3, en medio ácido.....	53
18. Medición de pH, en el día cero en medio básico	53
19. Medición de pH, en el día 1 en medio básico.....	54

20. Medición de pH en el día 2, en medio básico	54
21. Medición de pH en el día 3, en medio básico	54
22. Variación del valor de pH inicial con respecto al final en los tratamientos	55
23. Peso en gramos de las raíces y hojas del jacinto de agua utilizada en los tratamientos a pH neutro	56
24. Peso en gramos de las raíces y hojas del jacinto de agua utilizada en los tratamientos a un pH ácido.....	57
25. Peso en gramos e las raíces y hojas del jacinto de agua utilizada en los tratamientos a un pH básico	58
26. Características de la planta al final del tratamiento e a pH neutro	59
27. Características de la planta al final del tratamiento a pH ácido.....	59
28. Características de la planta al final del tratamiento a pH básico.....	60
29. Determinación de la concentración de mercurio a diferente pH.....	61
30. Concentración de mercurio a cada hora, durante once horas de evaluación.....	63
31. Evaluación de la temperatura durante la aplicación de nutrientes	89
32. Evaluación del pH durante la aplicación de nutrientes.....	90
33. Evaluación del número de hojas grandes durante la aplicación de nutrientes.	90
34. Evaluación del tamaño de la planta durante la aplicación de nutrientes	91
35. Evaluación del tamaño de raíz durante la aplicación de nutrientes.....	91
36. Evaluación del estado de deterioro de las plantas durante la plicación de nutrientes	92
37. Medición de temperatura y luminosidad durante la evaluación preliminar	93
38. Determinación del porcentaje de remoción de mercurio en los tratamientos aplicados	96
39. Análisis estadístico de los resultados de la investigación	97

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1. Características morfológicas del jacinto de agua.....	17
2. Ciclo del mercurio	22
3. Categorización de fuentes de liberaciones de mercurio al medio ambiente y principales opciones de control.....	25
4. Humedal de flujo superficial (HFS).....	28
5. Humedal de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH).....	29
6. Humedal de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV).....	29
7. Tipos de Fitorremediación.....	34
8. Mapa de ubicación del lugar donde se realizó la investigación.....	40
9. Formato utilizado en la evaluación de la aplicación de nutrientes.....	43
10. Esquema de las cubas de vidrio utilizadas	44
11. Representación gráfica de las cubas para evaluación de la remoción de mercurio	46
12. Experimento en humedal artificial superficial de flujo continuo	49
13. Evolución del porcentaje de remoción e mercurio en medio ácido	61
14. Evolución del porcentaje de remoción de mercurio en medio neutro.....	62
15. Evolución del porcentaje de remoción de mercurio en medio básico.....	62
16. Evaluación de la remoción de mercurio en intervalos de tiempos iguales y consecutivos.....	63
17. Ubicación del lugar de recolección de los jacintos de agua	98
18. Evaluación de la planta a diferentes concentraciones de nitrato de potasio..	99

19. Curva de calibración para la lectura de la concentración de mercurio, en el espectrofotómetro UV- visible	100
20. Aplicación de nitrato de potasio a las plantas.....	100
21.Efectos de las plantas con concnetracion de 200 ppm de nitrato de potasio y la planta testigo.....	101
22. Planta con mejor asimilación de nutrientes	101
23. Medición de pH por cada cuba y control de peso de las plantas	102
24. Muestras de agua colectada para determinación de pH optimo	102
25. Medición de pH de las muestras después del tratamiento.....	103
26. Muestras colectadas para la lectura de mercurio remanente por cada tratamiento.....	103
27. Digestión de las muestras con permanganato de potasio en medio ácido.....	100
28. Comparación colorimétrica con ditizona en los tres medios de pH.....	104
29. Diferencia de color, por reacción del mercurio remanente y la ditizona.....	105
30. Montaje del sistema experimental humedal superficial de flujo continuo a escala laboratorio.....	105
31. Divisiones en el humedal para mejor distribución de las plantas.....	106
32. Sistema experimental operando a las condiciones óptimas de pH determinadas en los estudios preliminares.....	106
33. Sistema radicular de los jacintos de agua en el humedal superficial de flujo continuo a escala laboratorio.....	107

RESUMEN

En esta investigación, se estudió a la especie *Eichhornia crassipes* en tres medios de pH: ácido, neutro y básico, a fin de determinar en cuál de estos se consigue mayor remoción de mercurio. Como estudios preliminares se evaluó la concentración de nutrientes apropiada para la vida de la planta durante el período de remoción de mercurio, al mismo tiempo se hizo la evaluación de la adaptación de la planta en los tres medio de pH sometiéndola a concentraciones crecientes de mercurio. Los resultados de las evaluaciones preliminares indicaron que la *Eichhornia crassipes* posee una capacidad de amortiguamiento de pH, con mejores resultados cuando el medio acuoso esta con pH básico, registrándose en estas condiciones un mayor crecimiento de la raíz.

Posteriormente, se realizaron los tratamientos para determinar el porcentaje de remoción de mercurio, por acción de la *E.crassipes*, llevándola a concentraciones de mercurio que van desde 0.05 a 0.5 ppm. , en los medios de pH, acompañados de un testigo. Para la determinación de mercurio se utilizó el método de la ditizona, realizando las lecturas en un espectrofotómetro UV-visible, a una longitud de onda de 520 nm. Los resultados indicaron que la mayor remoción del mercurio se obtuvo en medio básico, con una remoción promedio de 94.68%. También se evaluó la capacidad de remoción de mercurio de la planta en intervalos regulares de tiempo, cada hora, por un período de 11 horas, donde se pudo observar que la planta realizó gran parte de la remoción de mercurio en las tres primeras horas. Al final se experimentó la remoción de mercurio en un humedal artificial superficial de flujo continuo a escala laboratorio, lográndose una remoción de mercurio de 99.5%.

I. INTRODUCCIÓN

El mercurio es un metal no esencial tóxico para los organismos a diferentes escalas tróficas, muy persistente en el ambiente y transferible a los medios acuáticos o atmosférico debido a las distintas conformaciones de especies metálicas altamente reactivas (LEADY *et al.*, 2001), Debido a la insolubilidad en agua, los cauces superficiales o subterráneas pueden solubilizar mercurio formando agentes complejantes inorgánicos y orgánicos azufrados (DOMÉNECH, 2006). Algunos ejemplos de especies mercúricas se relacionan con su capacidad tóxica y solubilidad o no al agua: Hg^0 (tóxico como vapor), Hg_2^{2+} (no muy soluble en agua y relativamente tóxico), Hg^{2+} (no tóxico pero fácilmente metilable), CH_3Hg (muy tóxico y lipofílico), CH_3HgCH_3 (no tóxico y fácilmente transformable a CH_3Hg) (HITES, 2007). Las especies asociadas a solubilidad en agua pueden afectar su equilibrio químico dependiendo del pH y potencial oxidorreductor. Además, tales factores físico-químicos podrían conllevar a tratamientos de efluentes cada vez más complejos a raíz de la combinación de efluentes provenientes de zonas urbanas, industriales o mineras, junto con el aporte excesivo de nutrientes. De otro lado, el empleo de tecnologías de remediación con especies vegetales, conocidas como fitorremediación, ha tenido su auge básicamente en países en vías de desarrollo. Aunque se asume un uso intensivo de macrófitas fitorremediadoras a nivel de suelo, también lo han sido en labores vinculadas a recuperación y restauración de sistemas de humedales, los cuales son actualmente vistos como complejos sumideros de contaminantes, centinelas e integradores de cambios ambientales a escala regional y global, en términos de

respuestas metabólicas primarias (tasa y balance del procesamiento de carbono) (WEIS y WEIS, 2004; CRAIG *et al* ,2008). En los últimos años la minería informal o artesanal se ha incrementado en el Perú con gran impulso extrayendo como producto principal el oro, el peligro para el ambiente de dicha extracción radica en la utilización del mercurio para el lavado del mineral generando riesgos para la salud del hombre, así como para el medio ambiente y el hecho de que no le dan un tratamiento adecuado a sus aguas residuales para volverlos a sus cauces dentro de los Límites Máximos Permisibles (LMP). Estudios anteriores reportaron un 95% de eficiencia en la remoción de lodos, y el costo de operación no es muy caro y por lo que se sabe en Latinoamérica se está usando muy poco este tipo de tratamiento en las aguas residuales, sin embargo en los países desarrollados si lo están haciendo debido a su bajo costo de operación.

La especie *Eichhornia crassipes* “jacinto de agua”, macrófito flotante tropical y subtropical (PENFOUND y EARLE, 1948) es de uso particular en la reducción de carga de nutrientes y metales pesados como el Cd, el Pb y el Hg (MURAMOTO y OKI, 1983; CORDES *et al.*, 2000) y constituye una herramienta complementaria de muy bajo costo y apropiada bajo el enfoque de recuperación de sistemas de humedales artificiales por su alta tolerancia fisiológica en el tratamiento de aguas residuales.

Por esta razón, es necesario tomar una línea base de variables físico-químicas en sistemas de humedales de flujo continuo con *Eichhornia crassipes* al analizar pH, tolerancia a diferentes niveles de concentración de Hg²⁺ así como la cantidad remoción de mercurio a través del tiempo, a fin de conocer las condiciones óptimas de crecimiento vegetal en el humedal dentro del marco de manejo eficiente de

esta especie en la gestión de aguas residuales empleando sistemas de humedales artificiales.

Problema: ¿Cómo se optimizará la fitorremediación de mercurio(II) en solución acuosa utilizando *Eichhornia. crassipes*?

Hipótesis: La optimización de la fitorremediación de mercurio (II) en solución acuosa con *Eichhornia. crassipes*, se obtendrá bajo condiciones óptimas de pH del agua y concentración de mercurio .

Objetivos

1.1.1. Objetivo principal

Optimizar la fitorremediación de mercurio (II) en solución acuosa utilizando *E. crassipes*.

1.1.2. Objetivos específicos

- Evaluar el efecto del incremento de la concentración de mercurio sobre la viabilidad de la planta.
- Evaluar el efecto del pH sobre la viabilidad de la planta, la solubilidad y la remoción del mercurio.
- Determinar el porcentaje de remoción del metal a intervalos regulares de tiempo.
- Aplicar un tratamiento en un humedal de flujo superficial con manejo del pH óptimo para la fitorremediación de mercurio.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Generalidades

El mercurio es un elemento natural cuyo símbolo químico es Hg. Esta abreviatura viene de la palabra griega hydrargyrum, que significa plata líquida. En su forma pura, el mercurio es un metal blanco-plateado, líquido a temperatura y presión estándar. En diferentes contextos, al mercurio se le llama con frecuencia azogue, mercurio metálico o mercurio líquido. Comúnmente, sin embargo, el mercurio puro se denomina mercurio elemental (WEINBERG, 2010).

Debido a que el mercurio elemental tiene una alta tensión superficial, forma gotas pequeñas, compactas y esféricas cuando es liberado en el medio ambiente. Aunque las gotas mismas son estables, la alta presión del vapor del mercurio, comparado con otros metales, hace que el mercurio se evapore. En lugares cerrados el mercurio puede constituir un riesgo por inhalación. Al aire libre el mercurio elemental se evapora y entra en la atmósfera (EPA, 2007)

Se ha calculado que aproximadamente un tercio del mercurio que circula en el medio ambiente mundial se produce en forma natural, y que aproximadamente dos tercios fueron liberados originalmente en el medio ambiente como resultado de la actividad industrial y otras actividades humanas. Además de las erupciones volcánicas, las fuentes naturales de mercurio incluyen la erosión de las rocas y los suelos. La cantidad de mercurio que se encuentra circulando en la atmósfera, los suelos, lagos, arroyos y océanos del mundo ha aumentado por un factor de entre dos y cuatro desde el inicio de la era industrial. Como resultado de ello, los niveles de mercurio en nuestro medio ambiente son peligrosamente altos (WEINBERG, 2010).

Varios tipos de actividades humanas liberan mercurio en el medio ambiente. El mercurio está presente en los combustibles fósiles, los minerales metálicos y otros minerales. Cuando se quema carbón, mucho de su contenido de mercurio entra en el medio ambiente. Cada vez que la gente produce y utiliza mercurio en forma intencional, gran parte de ese mercurio eventualmente se volatilizará en la atmósfera. En la actualidad, el mayor uso intencional del mercurio corresponde a la actividad de los mineros de oro artesanales y de pequeña escala. Los compuestos de mercurio se usan también, ocasionalmente, como catalizadores o alimentadores en la fabricación de productos químicos y en otros procesos industriales. Finalmente, el mercurio y los compuestos de mercurio están presentes en numerosos tipos de productos de consumo y productos industriales. Por lo menos desde el siglo primero de la era cristiana se sabe que el mercurio es tóxico, cuando el sabio romano Plinio describió el envenenamiento con mercurio como una enfermedad de los esclavos, observando que las minas contaminadas con vapor de mercurio eran consideradas demasiado insalubres para los ciudadanos de Roma (WEINBERG,2010).

El metilmercurio (CH_3Hg^+) es la forma de mercurio con mayor responsabilidad por la contaminación con mercurio de los peces y mariscos, de las aves y mamíferos que se los comen. Cuando una persona ingiere metilmercurio, el estómago y los intestinos lo absorben en forma mucho más completa que el mercurio inorgánico.

Parece haber una cantidad de formas diferentes en que el mercurio se transforma en metilmercurio en el ambiente, y los investigadores están estudiándolas. Las bacterias que viven en aguas con bajos niveles de oxígeno en disolución llevan a cabo un importante proceso de biometilación. En aguas dulces y aguas salobres esto puede suceder en los sedimentos de los estuarios y en el fondo de los lagos (SUNDERLAND *et al.*, 2009).

También puede formarse metilmercurio en los océanos, cuando el mercurio de la atmósfera cae sobre la superficie del océano y es transportado hasta las profundidades, donde las bacterias presentes de forma natural descomponen la materia orgánica y, al mismo tiempo, convierten el mercurio en metilmercurio (KRABBENHOFT y RICKERT, 2009).

Una vez en el medio ambiente, el metilmercurio se bioacumula y biomagnifica a medida que los organismos más grandes se comen a los más pequeños.

El término fitorremediación fue acuñado por el ruso Ilya Raskin y definido como el conjunto de tecnologías que ayudan a la recuperación de suelos y aguas contaminados mediante biomasa vegetal viviente (RASKIN *et al.*, 1994). Comprende el uso de plantas verdes, incluidas especies leñosas, para contener, eliminar o neutralizar compuestos orgánicos, elementos traza (ODJEGBA y FASIDI, 2004) o radio-nucleidos (MKANDAWIRE *et al.*, 2004) que pueden ser tóxicos en suelos o aguas por su rápida inserción en la cadena alimenticia humana.

Fitorremediación incluye cualquier proceso biológico, químico o físico inducido por las plantas que promueve la absorción, secuestro, degradación y metabolismo de los contaminantes, ya sea por las mismas plantas o por microorganismos que se desarrollan en la rizósfera. La absorción de elementos por medio de las raíces es la ruta más importante para el ingreso de los elementos trazas en las plantas, sin embargo la absorción de sales se considera como un proceso predominantemente activo y no pasivo. Una vez que las sales disueltas en solución han entrado en contacto con el sistema radicular, se inicia el proceso de adsorción. A este punto, el tamaño del ión metálico posee un factor preponderante en este proceso ya que a mayor tamaño, se presenta una mayor dificultad en atravesar las membranas celulares (DUSHENKOV y RASKIN, 2000).

La capacidad de acumular metales no es característica común en la mayoría de las plantas, por el contrario es fruto de una respuesta evolutiva, ya que la ocurrencia en forma natural de niveles altos de metales en la biosfera es esporádica. Particularmente entre las plantas acumuladoras de metales, se han encontrado especies que poseen la capacidad de acumular cantidades extraordinarias que se elevan notablemente sobre los índices considerados como tóxicos para el reino vegetal (SHINY *et al.*, 2004). A este tipo de plantas se le ha denominado hiperacumuladoras de metales.

La necesidad y la capacidad de tolerancia de las distintas especies vegetales es variada, ocasionando que por cada especie se pueda establecer un rango de valores sobre los cuales comienzan a darse signos de toxicidad y la posibilidad que estos varíen con el desarrollo de la planta, su nutrición, las características de su entorno, etc. Es por ello que cuando se trata de indicar valores de concentraciones de metales tóxicos para las plantas, cada autor cita valores diferentes, pero por lo general cercanos.

El primer efecto directo de los metales cuando alcanzan las concentraciones tóxicas en la planta es un cambio en el balance iónico de la célula. Este desbalance se puede dar en la superficie celular al reemplazar el ión tóxico por otro ión de la célula o también puede suceder que el ión ingrese dentro de la célula y reemplace otros iones que son normalmente cofactores de enzimas u otros componentes de organelas celulares. Ante la posibilidad de estos desórdenes fisiológicos, todas las plantas han desarrollado una serie de respuestas para tolerar y por tanto sobrevivir hasta un cierto umbral de concentración de metal. El conjunto de las respuestas a metales en las plantas son muchas veces comunes a los diversos metales. Los síntomas más comunes son una reducción del crecimiento y amarillamiento de las hojas (TORRES *et al.*, 2007)

Las plantas utilizadas en los sistemas de fitorremediación acuática se clasifican en tres grupos:

Emergentes: la raíz de estas plantas está enterrada en los sedimentos y su parte superior se extiende hacia arriba de la superficie de agua. Sus estructuras reproductoras están en la porción aérea de la planta. Ejemplos: carrizo (*Phragmites communis*), platanillo (*Sagitaria latifolia*) y tule (*Thypha dominguensis*).

Flotantes: se subdividen en dos grupos:

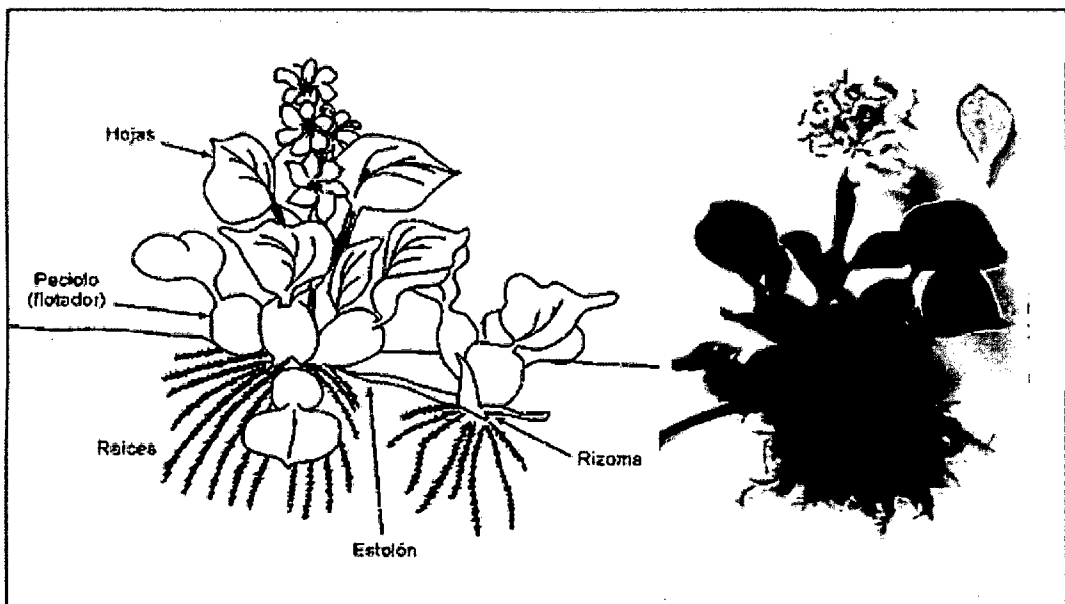
a) Plantas de libre flotación (no fijas): sus tallos y hojas se desarrollan sobre la superficie del agua. Sin embargo, sus raíces no están fijas en ningún sustrato y cuelgan en la columna de agua. Sus estructuras vegetativas y reproductivas se mantienen emergentes. Ejemplos: lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), lenteja de agua (*Lemna spp.* y *Salvinia minima*).

b) Plantas de hoja flotante (fijas): tienen sus hojas flotando sobre la superficie del agua, pero sus raíces están fijas en los sedimentos. Ejemplo: nenúfares (*Nymphaea elegans* y *Nymphoides fallax*).

c) Sumergidas: se desarrollan debajo de la superficie del agua o completamente sumergidas. Sus órganos reproductores pueden presentarse sumergidos, emerger o quedar por encima de la superficie de agua. Ejemplos: bejuquillo (*Cerathophyllum demer-sum*), hidrilla o maleza (*Hydrilla verticillata*) y pastos (*Phyllospadix torreyi*) (NUNEZ, et al., 2004).

La especie *Eichhornia crassipes* conocida como Jacinto de agua, Camalote, Lampazo, Violeta de agua, Buchón, Taruya, Lirio de agua Lechuga de agua, Lechuguín, pertenece a la familia de la Pontederiaceas, es originaria de los cursos de agua de la cuenca del Amazonas, en América del Sur. Se han distribuido prácticamente por todo el mundo, láminas acuáticas de jardines en climas templados y cálidos. Es una especie flotante de raíces sumergidas. Carece de tallo aparente,

provisto de un rizoma, muy particular, emergente, del que se abre un rosetón de hojas que tienen una superficie esponjosa notablemente inflada en forma de globo y forma una vejiga llena de aire (ver Figura 1) mediante la que el vegetal puede mantenerse sobre la superficie acuática (BENITEZ,2008).



Fuente: Tratamiento de aguas residuales (Romero ,2002).

Figura 1. Características morfológicas del Jacinto del agua.

Los humedales son áreas que se encuentran saturadas por aguas superficiales o subterráneas con una frecuencia y duración tales, que sean suficientes para mantener condiciones saturadas. Suelen tener aguas con profundidades inferiores a 60 cm con plantas emergentes como espadañas, carrizos y juncos. La vegetación proporciona superficies para la formación de películas bacterianas, facilita la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual, permite la transferencia de oxígeno a la columna de agua y controla el crecimiento de algas al limitar la penetración de luz solar.

Existen dos tipos de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de agua residual: Sistemas a Flujo Libre (FWS) y Sistemas de Flujo Subsuperficial (SFS).

Se definen como humedales artificiales de flujo libre superficial (FLS, free water surface wetlands) aquellos sistemas en los cuales el agua está expuesta a la atmósfera. La mayoría de los humedales naturales son sistemas FLS entre los que se incluyen a los fangales (principalmente con vegetación de musgos), zonas pantanosas (principalmente de vegetación arbórea), y las praderas inundadas (principalmente con vegetación herbácea y macrófitas emergentes). La observación de la mejora en la calidad del agua en humedales naturales llevó al desarrollo de humedales artificiales para tratar de reproducir en ecosistemas contruídos los beneficios de calidad del agua y hábitat. En los humedales FLS el agua fluye sobre la superficie del suelo con vegetación desde un punto de entrada hasta el punto de descarga. En algunos casos, el agua se pierde completamente por evapotranspiración y percolación en el humedal (EPA, 2000).

Los humedales tienen tres funciones básicas que los hacen tener un atractivo potencial para el tratamiento de aguas residuales, son estas:

- Fijar físicamente los contaminantes en la superficie del suelo y la materia orgánica.
- Utilizar y transformar los elementos por intermedio de los microorganismos.
- Lograr niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y bajo mantenimiento.

A los sistemas FWS normalmente se les aplica agua residual pretratada en forma continua y el tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente.

En cuanto al rendimiento de los humedales, se puede decir que pueden tratar con eficiencia niveles altos de materia orgánica, sólidos en suspensión y nitrógeno (rendimientos superiores al 80%), así como niveles significativos de metales, trazas orgánicas y patógenos. No ocurre lo mismo con la eliminación de fósforo que es mínima en estos sistemas.

2.2. El agua

El agua es uno de los compuestos químicos más importantes para los seres humanos y la vida en general, ya que se encuentra distribuido en todo el planeta. Este cubre aproximadamente el 72% de la superficie terrestre, y la materia viva incluye altos porcentajes de esta sustancia en su composición, debido a que la requieren para realizar sus funciones.

Una característica singular del agua es la de ser única sustancia química que en nuestro planeta se presenta en los tres estados de agregación: sólido, líquido y gaseoso, en estado natural requieren para realizar sus funciones.

2.2.1. Importancia del agua.

Dada la importancia del agua para la vida de todos los seres vivos, y debido al aumento de las necesidades por el continuo desarrollo de la humanidad, el hombre está en la obligación de proteger este recurso. El agua dulce es un recurso renovable, pero la disponibilidad de la misma está disminuyendo de manera constante. En muchas partes del mundo, la demanda de agua ya excede al abastecimiento, a medida que aumenta la población mundial.

Es un deber de todos cuidar nuestros recursos hidrológicos, debido a que la disponibilidad del agua es fundamental para el mantenimiento de los ecosistemas y

para las comunidades, la industria, la agricultura y las actividades comerciales, ya que su presencia o ausencia tiene efectos sobre los seres vivos.

2.3. Contaminación del agua.

Las aguas procedentes de las industrias, de la minera, la de recubrimientos metálicos, las fundidoras y otras más contaminan el agua con diversos metales.

Por ejemplo, las sales de metales como el plomo, el zinc, el mercurio, la plata, el níquel, el cadmio y el arsénico son muy tóxicas para la flora y la fauna terrestres y acuáticas. Todos los metales pesados existen en las aguas superficiales en forma coloidal, de partículas y en fases disueltas, pero, las concentraciones en disolución son bajas generalmente. El metal en forma de partículas y coloidal puede encontrarse en: hidróxidos, óxidos, silicatos o sulfuros, adsorbidos en la arcilla o en la materia orgánica. La solubilidad de trazas de metales en las aguas superficiales está controlada predominantemente por el pH, por el tipo de concentración los cuales el metal puede absorberse, y por el estado de oxidación de los componentes minerales (HERNANDEZ, 2000).

2.3.1. Contaminación del agua por el mercurio.

La contaminación del agua por mercurio es producido por industrias químicas que producen cloro, fábricas de fungicidas y de pinturas contra hongos, de plásticos, por minas de cinabrio (sulfuro de mercurio, HgS), en la extracción de oro y de plata por el método de amalgamación y por las refinerías del petróleo.

Se considera que la mitad del mercurio extraído es arrojado al medio ambiente, una parte en forma de vapor a la atmósfera y otra en los desechos industriales al suelo y al agua. Estos desechos contienen mercurio y siguen el curso del agua hasta llegar a los

lagos, ríos y hasta el mar, donde pueden incorporarse a las diferentes cadenas alimenticias, reaccionar y transformarse en metilmercurio.

2.4. Mercurio.

El mercurio se da de manera natural en el medio ambiente y existe en una gran variedad de formas indicado en el cuadro 1, al igual que el plomo y el cadmio, es un elemento constitutivo de la tierra.

En su forma pura, se lo conoce como mercurio “elemental” o “metálico”. Rara vez se le encuentra en su forma pura, como metal líquido. El mercurio puede enlazarse con otros compuestos como mercurio monovalente o divalente.

El mercurio elemental es un metal blanco plateado brillante en estado líquido a temperatura ambiente, este generalmente se utiliza en termómetros y en algunos interruptores eléctricos. A temperatura ambiente, el mercurio metálico se evapora parcialmente, formando vapores de mercurio, estos vapores son incoloros e inodoros.

Cuanta más alta sea la temperatura ambiente, más vapores de mercurio se emanarán.

Cuadro 1. Formas del mercurio en su estado natural

En condiciones naturales el mercurio se da en algunos de los siguientes estados:
• Como vapor metálico y mercurio líquido/elemental.
• Unido a minerales que contienen mercurio (sólido).
• Como iones en solución o unido a compuestos iónicos (sales inorgánicas y orgánicas).
• Como complejos iónicos solubles.
• Como compuestos orgánicos no iónicos gaseosos o disueltos.
• Unido a partículas o materia orgánica o inorgánica mediante adsorción iónica, electrofílica o lipofílica.

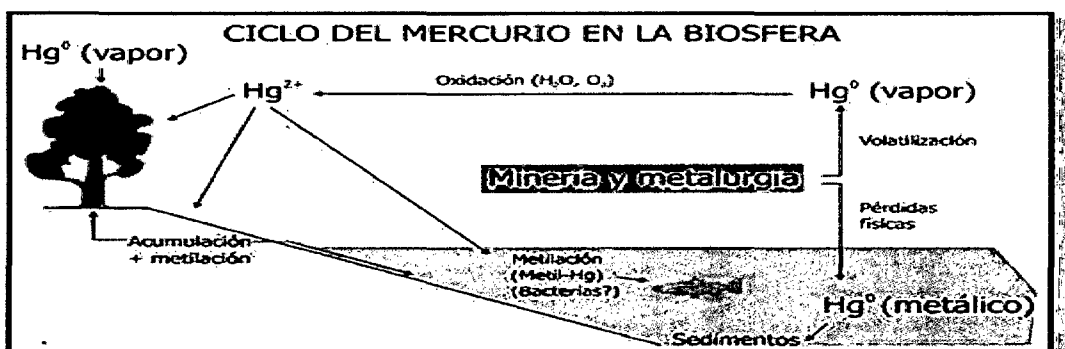
Fuente: Evaluación Mundial sobre el mercurio (PNUMA, 2002).

2.4.1. Ciclo del mercurio.

El mercurio es emitido a la atmósfera a partir de las fuentes naturales y antropogénicas en forma de vapor elemental (Hg^0), posteriormente es oxidado a ión mercúrico (Hg^{2+}) con la presencia de microorganismos aerobios donde participa la catalasa, enzima importante en el ciclo del oxígeno.

En los sedimentos de aguas oceánicas y continentales se realiza la metilación y luego la bioacumulación, que puede ser de dos maneras, una anaeróbica y otra aerobia. La primera involucra bacterias anaeróbicas las cuales metilan el mercurio inorgánico (Hg^{2+}) usando la metilcobalina sintetizada por bacterias metanogénicas. Entre los organismos anaerobios que metilan el mercurio pueden destacarse *Clostridium cochlearium* y *Desulfovibrio desulfuricans*.

La segunda vía bioquímica involucra las bacterias aeróbicas, las cuales incluyen: *Pseudomonas spp*, *Bacillus megaterium*, *Escherichia coli* y *Enterobacter aerogenes*. Entre los hongos que metilan al mercurio por esta vía tenemos *Asperigillus niger*, *Saccharomyces cerevisiae* y *Neurospora crasa*. La eficiencia de la metilación va a depender de factores como la actividad microbiana y la concentración de mercurio biodisponible.



Fuente: Departamento de Ingeniería Geológica y Minas, ciclo del mercurio en la biosfera, 2005

Figura 2. Ciclo del mercurio.

2.4.2. Efectos del mercurio sobre el medio ambiente.

2.4.2.1. Acumulación de mercurio en las redes alimenticias.

Un factor muy importante de los efectos del mercurio en el medio ambiente es su capacidad para acumularse en organismos y ascender por la cadena alimenticia.

Hasta cierto punto, todas las formas de mercurio pueden llegar a acumularse, pero el metilmercurio se absorbe y acumula más que otras formas. El mercurio inorgánico también puede ser absorbido pero por lo general en menores cantidades y con menor eficiencia que el metilmercurio (US EPA, 1997).

2.4.2.2. Compuestos de mercurio tóxicos para la vida silvestre.

El metilmercurio es una toxina que ataca el sistema nervioso central, y los riñones, siendo estos los órganos más vulnerables ante el mercurio inorgánico. También se atribuyen al mercurio efectos significativos en la reproducción, y este representa un riesgo especial para los fetos en desarrollo pues penetra con facilidad la barrera placentaria y puede dañar el sistema nervioso en desarrollo.

2.4.2.3. Ecosistemas vulnerables.

Hay estudios recientes que sugieren que el mercurio ocasiona una reducción de la actividad microbiológica vital para la cadena alimenticia terrestre en el suelo. A fin de prevenir los efectos ecológicos del mercurio en suelos orgánicos se han establecido límites críticos preliminares de 0,07-0,3 mg/kg de contenido de mercurio total en el suelo (PIRRONE *et al.*, 2001).

2.5. Fuentes de contaminación ambiental.

2.5.1. Origen natural.

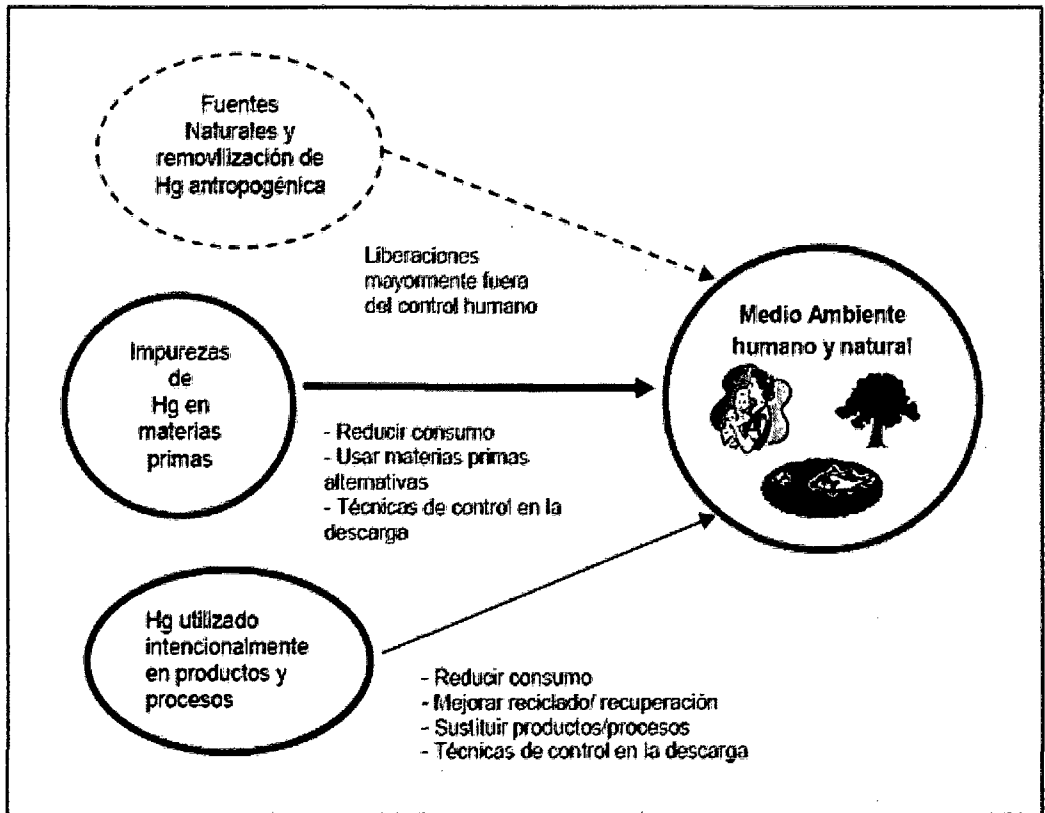
La mayor fuente natural de mercurio es la desgasificación de la corteza terrestre, las emisiones de los volcanes y la evaporación desde los cuerpos de agua. No obstante, gran parte del mercurio encontrado en la atmósfera y en los ecosistemas hídricos, proviene de actividades antropogénicas (MARINS *et al.*, 2000).

2.5.2. Fuentes antropogénicas.

La cantidad total de mercurio liberada a la atmósfera debido a actividades antropogénicas ha sido estimada en 2.000-6.000 toneladas por año (HANISCH, 1998).

La contaminación ocasionada por el hombre es realizada de muchas formas: por la descarga de desechos y la emisión directa a la atmósfera en la explotación minera del metal y del oro, la quema de los combustibles fósiles representa una fuente importante de contaminación atmosférica, así como la incineración de desechos sólidos, los cuales incluyen mercurio volatilizado de baterías desechadas y durante la fundición de cobre y zinc.

La contaminación con mercurio en las zonas tropicales, particularmente en Brasil, Colombia, Ecuador y Bolivia es originada en los procesos de extracción del oro, el cual se lo realiza mezclando la roca triturada enriquecida con el metal precioso con mercurio metálico para formar una amalgama. Este proceso ocasiona el derramamiento directo de grandes cantidades del metal en los ríos y en cuerpos de agua. La amalgama mercurio-oro obtenida es quemada usualmente a campo abierto dejando libre el oro y liberando el tóxico metálico en forma de vapor directamente a la atmósfera. En la figura 3, se cita las fuentes de contaminación ambiental ocasionadas por el mercurio.



Fuente: PNUMA, Evaluación mundial sobre el mercurio, 2002.

Figura 3. Categorización de fuentes de liberaciones de mercurio al medio ambiente y principales opciones de control.

2.6. Humedales artificiales

Los humedales naturales o artificiales, son sistemas de tratamiento acuático en los que se usan plantas y organismos relacionados para el tratamiento de aguas residuales, estos son de superficie libre de agua. Existe una gran cantidad de información sobre el uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales, pero se deduce que hay varios aspectos que limita la aplicación de estos sistemas para un tratamiento (YANEZ, 1993).

Sin embargo, la mejor posibilidad de aplicación parece estar en el uso de lagunas con macrófitas para el mejoramiento de la calidad del efluente de las lagunas. Se debe mencionar que el uso de plantas flotantes no es aplicable a lagunas donde se traten desechos crudos. Por esta circunstancia, el tratamiento de estas lagunas con

plantas debe estar cuidadosamente diseñado, usando formas alargadas que permita la remoción de una gran cantidad de plantas que se reproducen de forma acelerada en las lagunas.

Los humedales artificiales se han utilizado como una alternativa a las tecnologías convencionales para:

- El tratamiento de aguas residuales,
- El tratamiento secundario y avanzado,
- En el tratamiento de aguas de irrigación,
- Para tratar lixiviados de rellenos sanitarios,
- En el tratamiento de residuos de tanques sépticos.

2.6.1. Funciones de los humedales artificiales.

Las actividades humanas han dado y siguen dando origen a varios tipos de humedales dependiendo de lo que se desea remover, realizando diversas funciones, a través de procesos físicos, químicos y biológicos.

- Procesos de remoción físicos

Los humedales artificiales son capaces de proporcionar una alta eficiencia física en la remoción de contaminantes asociado con el material particulado.

- Procesos de remoción biológicos:

La remoción biológica es quizás el camino más importante para la remoción de contaminantes en los humedales artificiales. La remoción de contaminantes en estos humedales se da por la captación de las plantas. Los contaminantes son tomados fácilmente por las plantas de estos humedales.

- Procesos de remoción químicos:

El proceso químico más importante de la remoción de suelos de los humedales artificiales es la absorción, que da lugar a la retención a corto plazo o a la inmovilización a largo plazo de varias clases de contaminantes.

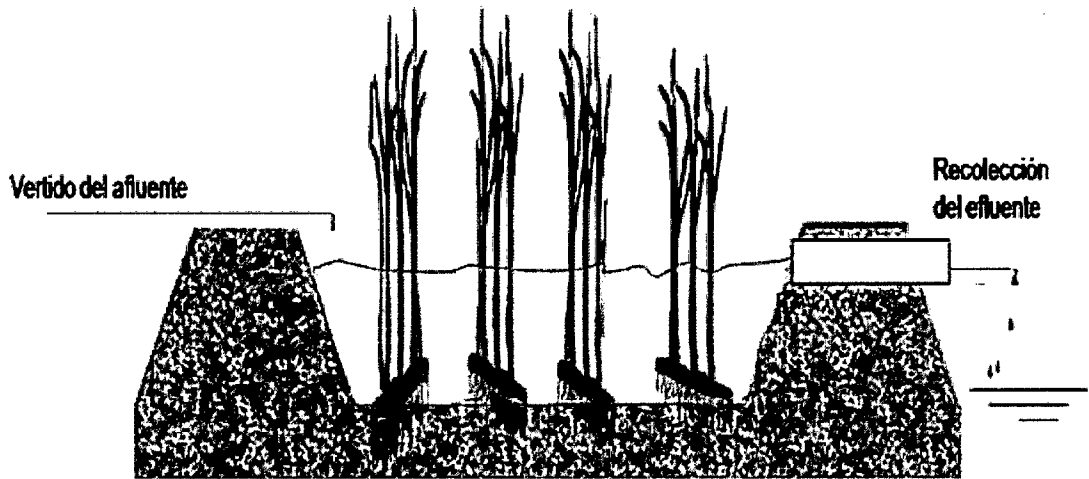
2.6.2. Tipos de humedales artificiales.

Las clasificaciones más recientes de humedales artificiales se hacen en función de la presencia o no de una superficie libre de agua en contacto con la atmósfera, o bien varían en función de la circulación del agua o flujo de la misma:

2.6.2.1. Humedal de flujo superficial - HFS (Free Water Surface- FWS):

Las plantas acuáticas están enraizadas en el fondo del humedal y el flujo de agua se hace a través de las hojas y tallos de las plantas como se observa en la figura 4.

La fitodepuración, en este caso, se refiere a la depuración de aguas contaminadas por medio de plantas superiores (macrófitas) en los humedales o sistemas acuáticos, ya sean éstos naturales o artificiales. El término macrófitas, dado su uso en el lenguaje científico, abarca a las plantas acuáticas visibles a simple vista, incluye plantas acuáticas vasculares, musgos, algas y helechos (FERNÁNDEZ *et al.*, 2004). Constituyen "fitosistemas", porque emplean la energía solar a través de la fotosíntesis. Básicamente, se trata de captar la luz solar y transformarla en energía química, que es usada en su metabolismo para realizar funciones vitales. Al realizar la planta sus funciones vitales, colabora en el tratamiento de las aguas.



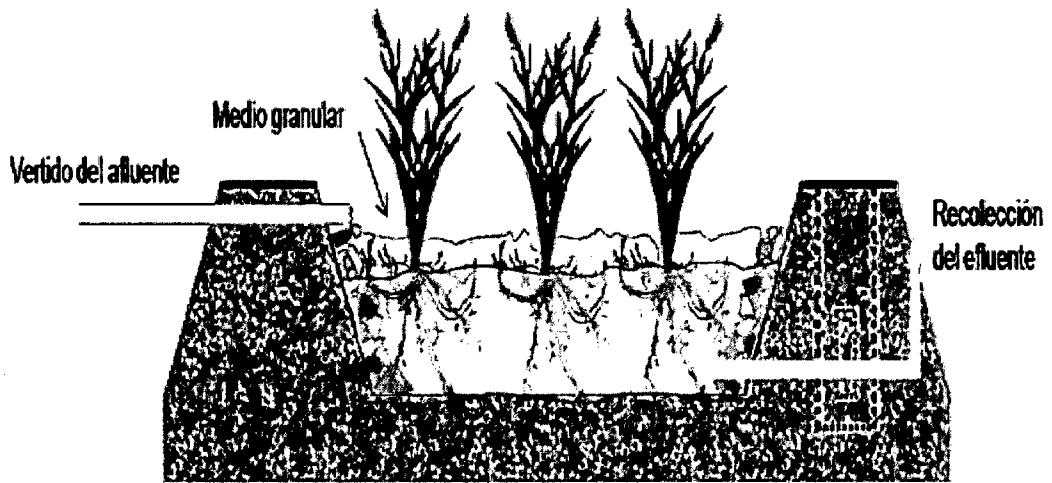
Fuente: Estrada Islena, Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales, 2010.

Figura 4. Humedal de flujo superficial (HFS)

2.6.2.2. Humedal de flujo subsuperficial - HFSS (Vegetated Submerged Bed- VSB):

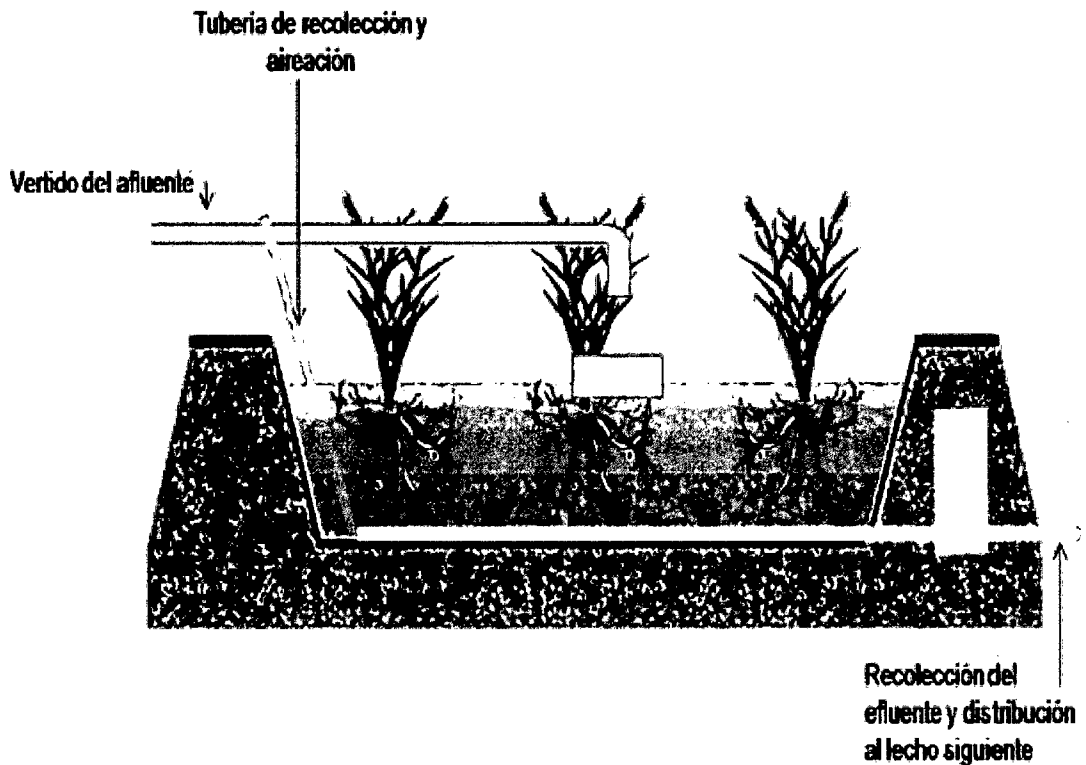
La lámina de agua no es visible, y el flujo atraviesa un lecho relleno con arena, grava o suelo, donde crecen las plantas, que sólo tienen las raíces y rizomas en contacto con el agua.

Los HFSS se clasifican según el sentido de circulación del agua en horizontales o verticales como en la figura 5 y 6. Además, pueden existir combinaciones entre estos dos sistemas.



Fuente: Estrada Islena, Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales, 2010.

Figura 5. Humedal de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH).



Fuente: Estrada Islena, Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales, 2010.

Figura 6. Humedal de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV).

2.7. Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*)

Eichhornia crassipes, llamado comúnmente flor de bora, camalote, jacinto de agua común o tarope, es una planta acuática de la familia de las Pontederiaceae. Es originaria de las aguas dulces de las regiones cálidas de América del Sur, en las cuencas Amazónica, y del Plata. Es usada como planta medicinal, fertilizante de suelos y decorativa; por fuera de su nicho original se la considera especie invasora (JARAMILLO y FLORES, 2012).

2.7.1. Descripción

Tallo vegetativo sumamente corto; hojas en rosetas, ascendentes a extendidas; pecíolos cortos, hinchados (bulbosos), con tejido aerenquimatoso; con dimorfismo foliar al crecer agrupadas: hojas puramente ascendentes y pecíolos elongados y menos hinchados; láminas de 2 a 16 cm. Inflorescencia: espiga; flores azules a celestes, y una mancha amarilla en el lóbulo superior del perianto; fruto: cápsula de 1,5 cm .

2.7.2. Hábitat

Habita en cuerpos de agua dulce como los son: ríos, lagos, charcos y embalses de los trópicos y subtrópicos localizados a latitudes no mayores de 40°N y 45°S. Temperaturas menores de 0°C afectan su crecimiento al igual que alta salinidad. Sin embargo, cuerpos de agua eutrofizados que contienen niveles altos de nitrógeno, fosforo, potasio al igual que aguas contaminada con metales pesados como cobre y plomo no limitan su crecimiento ya que puede anclarse y enraizar en suelos saturados de agua por un corto periodo de tiempo.

2.7.3. Parámetros de crecimiento

Su crecimiento va depender del medio donde se desarrolle. Cuando hay escasez de alimentos fertilizantes se inhibe el crecimiento de la planta. Por el

contrario, en abundancia de nutrientes la planta se desarrolla a su máximo límite, adquiriendo un intenso color azul – verdoso (JARAMILLO y FLORES, 2012).

- Requieren iluminación intensa o estar en semisombra.
- Para un óptimo crecimiento la temperatura debe estar entre 25 – 30 °C
- Dada que la relación nitrógeno/fosforo en los tejidos de la *Eichhornia crassipes* es mayor a la que se encuentra en el agua, el nitrógeno se agotará antes que el fosforo, por lo que sería necesaria una fertilización suplementaria con N para lograr una eliminación de P.
- Necesita un pH que se situé entre 6.5 – 7.5
- El crecimiento es favorecido por el agua rica en nutrientes, en especial el nitrógeno, fosforo y potasio.

2.7.4. Composición de la *Eichhornia crassipes*

Cuadro 2. Composición de la *Eichhornia crassipes*

Constituyente	% de masa seca	
	Promedio	Intervalo
Proteína cruda	18,1	9,7 – 23,4
Grasa	1,9	1,6 – 2,2
Fibra	18,6	17,1 – 19,5
Ceniza	16,6	11,1 – 20,4
Carbohidrato	44,8	36,9 – 51,6
NTK	2,9	1,6 – 3,7
Fósforo	0,6	0,3 – 0,9

Fuente: Tratamiento de aguas residuales (Romero ,2002).

2.7.5 Importancia

Es una planta considerada plaga; sin embargo, podría aprovecharse como fitorremediadora. *Eichornia crassipes* es una de las especies más estudiadas, debido a sus características depuradoras y facilidad de proliferación.

Esta planta obtiene del agua todos los nutrientes que requiere para su metabolismo, siendo el nitrógeno y el fósforo, junto a los iones de potasio, calcio, magnesio, hierro, amonio, nitrito, sulfato, cloro, fosfato y carbonato, los más importantes. Posee un sistema de raíces, que pueden tener microorganismos asociados a ellas que favorece la acción depuradora de la planta. En general, estas plantas son capaces de retener en sus tejidos una gran variedad de metales pesados (como cadmio, mercurio y arsénico específicamente). El mecanismo de cómo actúa es a través de formaciones de complejos entre el metal pesado con los aminoácidos presentes dentro de la célula, previa absorción de estos metales a través de las raíces (JARAMILLO y FLORES, 2012).

2.8 Fitorremediación

La fitorremediación puede considerarse como el conjunto de métodos para degradar, asimilar, metabolizar o detoxificar metales pesados, compuestos orgánicos, radioactivos y petroderivados por medio de la utilización de plantas que tengan la capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener degradar o transformar dichas sustancias a formas menos tóxicas (VALERO, 2006).

Las bases conceptuales de la fitorremediación provienen de la identificación de plantas que hiperacumulan metales. Existen plantas que tienen esta capacidad intrínseca pero también pueden obtenerse plantas con estas capacidades por medio de técnicas de Ingeniería Genética (VALERO, 2006).

Ventajas de la Fitorremediación:

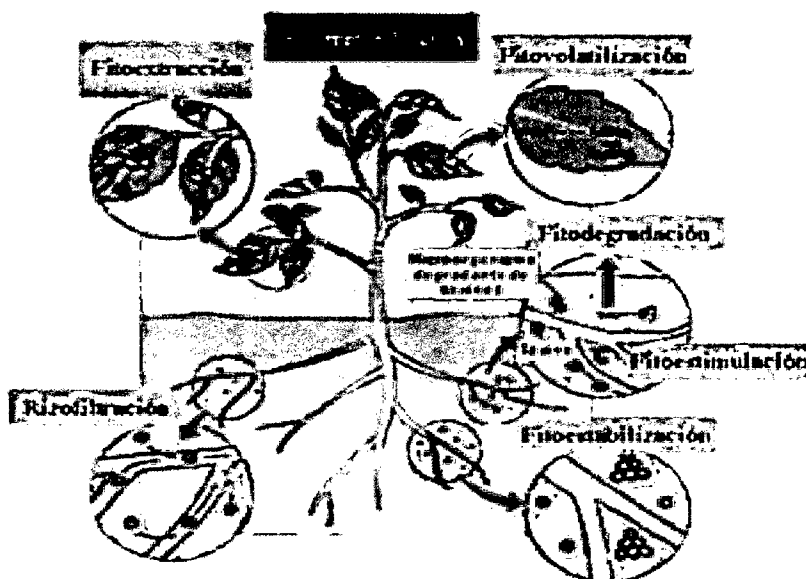
- Las plantas pueden ser utilizadas como bombas extractoras de bajo costo para depurar suelos y aguas contaminadas.
- Algunos procesos degradativos ocurren en forma más rápida con plantas que con microorganismos.
- Es un método apropiado para descontaminar superficies grandes o para finalizar la descontaminación de áreas restringidas en plazos largos.

Limitaciones de la Fitorremediación:

- El proceso se limita a la profundidad de penetración de las raíces o aguas poco profundas.
- La fitotoxicidad definida como la capacidad de un compuesto o elemento químico de provocar un daño temporal o permanente en una planta es una limitante en áreas fuertemente contaminadas.
- Los tiempos del proceso pueden ser muy prolongados en comparación con las tecnologías convencionales como las lagunas de sedimentación.
- La biodisponibilidad de los compuestos o metales es un factor limitante de la captación.

2.8.1. Tipos de fitorremediación

Las plantas pueden incorporar las sustancias contaminantes mediante distintos procesos que se representan la figura 7 y se explican en el cuadro 3.



Fuente: www.porquebiotecnologia.com.ar

Figura 7. Tipos de Fitorremediación.

Cuadro 3. Procesos utilizados por las plantas para asimilar contaminantes.

Tipo	Proceso Involucrado	Contaminación tratada
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar metales en las partes cosechables (hojas y raíces)	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos fenólicos
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes a metales se usan para reducir la movilidad de los mismos y evitar el pasaje a napas subterráneas o al aire.	Lagunas de desecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos)	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc.
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano)
Fitodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzenu, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

Fuente: MARTIN (2008).

De los diferentes tipos de fitorremediación sólo cuatro son relevantes para la asimilación de metales pesados: Fitoextracción, fitoestabilización, rizofiltración, fitovolatilización (HENRY, 2000)

2.8.2. Mecanismos de retención de los metales pesados

Las plantas que crecen en medios contaminados han desarrollado mecanismos de tolerancias a dichos ambientes, los cuales se clasifican dentro de dos categorías:

Exclusión:

Implica la formación de compuestos bioquímicos en el medio ambiente o en la pared celular de las plantas; precipitando los metales al exterior a través de secreciones y otros compuestos orgánicos (JARAMILLO y FLORES, 2012).

Inclusión y acumulación:

Comprende la captura en el interior de las células donde no tiene efectos tóxicos como en la vacuola y la pared celular; destoxificación interna de los metales a través de la incorporación de proteínas, ácidos orgánicos, histidina y péptidos ricos en grupos tiol denominados fitoquelatinas (JARAMILLO y FLORES, 2012).

2.8.3. Mecanismos de acumulación de los metales pesados

De acuerdo con WANG *et al.* (1996), citado por POSADA y ARROYAVE (2006), la acumulación de metales por los organismos acuáticos se presenta en un proceso que consiste en dos pasos: un primer paso de adsorción rápida o vinculación a la superficie biológica (biosorción), seguido por un segundo paso de transporte lento e irreversible, controlado por difusión al interior de la célula (bioacumulación), que puede ser por difusión del ion metálico a través de la membrana celular o por transporte activo por una proteína transportadora.

En el Cuadro 3 se muestran algunos ejemplos sobre la acumulación de metales pesados en las plantas acuáticas.

Cuadro 4. Acumulación de metales pesados en plantas acuáticas.

Especie	Resultado	Referencia
<i>Eichornia crassipes</i>	Acumulación máxima de 0,20 ppm en los brotes y 16,0 ppm en las raíces. A 1 ppm de mercurio se alcanzan las concentraciones máximas después de unos 16 días.	Riddle <i>et al.</i> , 2002
<i>Eichhornia crassipes</i>	Bioconcentración en los tejidos de las raíces dependiendo del tiempo y la concentración.	Lenka <i>et al.</i> , 1990
<i>Eichornia crassipes</i>	2,79 mol Hg/g peso seco. Mayor acumulación en raíces que en brotes.	Jana, 1988
<i>Eichornia crassipes</i>	Contenidos de mercurio de 110-1.217 g/kg peso seco en invierno; (7,6-16,2) g/kg peso seco en verano. Tendencia del mercurio a permanecer en la raíz.	Ramos <i>et al.</i> , 2000
<i>Hydrilla verticillata</i>	Acumulación de 4,21 mol Hg/g peso seco	Jana (1988)
<i>Ipomoea aquatica</i>	Mayor proporción de metales en las raíces, las cuales tienen mayor tolerancia que los brotes a las altas concentraciones internas de metal	Göthberg <i>et al.</i> , 2004
<i>Oedogonium areolatum</i>	Acumulación de 3,35 mol Hg/g peso seco	Jana, 1988

Fuente: JARAMILLO y FLORES (2012).

2.8.4. Fitorremediación de mercurio

Según PAISIO *et al.* (2012), la fitorremediación involucra el uso de plantas, naturales o modificadas genéticamente, para remover diversos contaminantes del suelo y/o aguas. Esta estrategia de remediación consiste en cuatro diferentes tecnologías para la remediación de suelos, sedimentos o agua contaminados con

metales, cada una con un mecanismo de acción diferente (VARA PRASAD y OLIVEIRA FREITAS, 2003 citado por PAISO *et al.*, 2012). Estas incluyen: a) Rizofiltración, que implica el uso de plantas para remediar diversos ambientes acuáticos; b) Fitoestabilización, donde las plantas se utilizan para estabilizar los contaminantes en el suelo más que para removerlos; c) Fitovolatilización, que implica el uso de plantas para extraer ciertos metales del suelo y luego liberarlos en la atmósfera por volatilización; d) Fitoextracción, donde las plantas absorben los metales del suelo y los translocan a los tejidos aéreos, donde éstos se acumulan (Fitoacumulación).

2.8.5. Transporte de contaminantes inorgánicos en las plantas

Los metales pesados son aquellos elementos químicos que presentan una densidad igual o superior a 5 g/cm³ cuando están en forma elemental o cuyo número atómico es superior a 20 (Vardanyan y Ingole, 2006, citado por DELGADILLO *et al.*, 2011).

Muestran una elevada tendencia a bioacumularse y a biomagnificarse a través de su paso por los distintos eslabones de las cadenas tróficas. En concentraciones elevadas, ocasionan graves problemas en el desarrollo, crecimiento y reproducción de los seres vivos (Roy *et al.*, 2005, citado por DELGADILLO *et al.*, 2011).

Los mecanismos de tolerancia varían entre las distintas especies de plantas y están determinados por el tipo de metal, eficiencia de absorción, traslocación y secuestro. Las fases del proceso por el cual las plantas incorporan y acumulan metales pesados son las siguientes (Navarro, 2007, citado por DELGADILLO *et al.*, 2011).

- Fase I. Implica el transporte de los metales pesados al interior de la planta y, después, al interior de la célula. La raíz constituye el tejido de entrada principal de los metales, los cuales llegan por difusión en el medio, mediante flujo masivo o por intercambio catiónico (Navarro, 2007, citado por DELGADILLO *et al.*, 2011).
- Fase II. Una vez dentro de la planta, las especies metálicas son secuestradas o acomplejadas mediante la unión a ligandos específicos. Entre los quelantes producidos por las plantas se encuentran los ácidos orgánicos (ácidos cítrico, oxálico y málico), algunos aminoácidos (histidina y cisteína) y dos clases de péptidos: fitoquelatinas y metaloteínas.

2.9. Legislación ambiental peruana relacionada

En el Decreto Supremo N° 010-2010 MINAM, se aprueban los Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes de actividades minero-metalúrgicas, en el presente documento se define el LMP, como la medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias, parámetros físicos químicos y biológicos, que caracterizan al efluente líquido de actividades minero-metalúrgicas y que al ser excedidas causa o puede causar daños a la salud al bienestar humano y al ambiente. En el cuadro 3 se puede observar que el LMP para el mercurio es 0.002 mg/L

Cuadro 5. Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes de actividades minero-metalúrgicas

PARÁMETRO	UNIDAD	LÍMITE EN CUALQUIER MOMENTO	LÍMITE PARA EL PROMEDIO ANUAL
pH	---	6-9	6-9
Sólidos totales en suspensión	mg/L	50	25
Aceites y grasas	mg/L	20	16
Cianuro total	mg/L	1	0.8
Arsénico total	mg/L	0.1	0.08
Cadmio total	mg/L	0.05	0.04
Cromo hexavalente	mg/L	0.1	0.08
Cobre total	mg/L	0.5	0.4
Hierro (disuelto)	mg/L	2	1.6
Plomo total	mg/L	0.2	0.16
Mercurio total	mg/L	0.002	0.0016
Zinc total	mg/L	1.5	1.2

Fuente: Anexo 01 del DS N° 010-2010 MINAM.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ubicación

El presente estudio se realizó en el Laboratorio de Calidad del agua de la especialidad de Ingeniería Ambiental en la Universidad Nacional Agraria de la Selva, localizada entre las coordenadas UTM 390701 Este 8970221 Norte y una altura promedio 693 m.s.n.m.

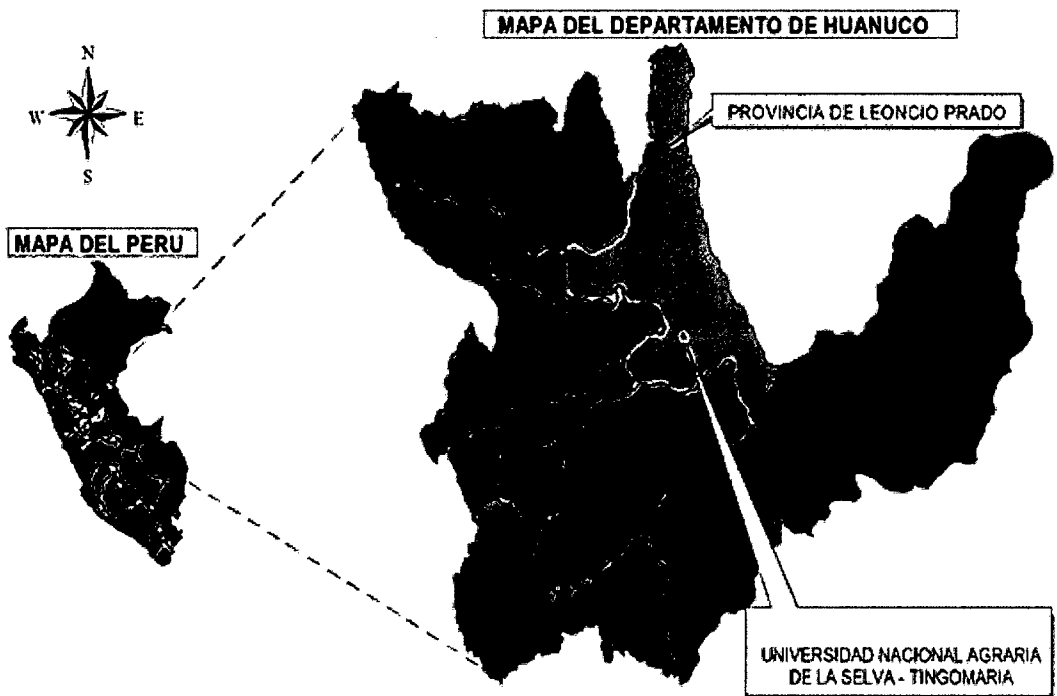


Figura 8. Mapa de ubicación del lugar donde se realizó la investigación.

3.2. Equipos y materiales.

3.2.1. Equipos

- Balanza analítica Sartorius TE214S
- Potenciómetro marca Hanna modelo HI99
- Espectrofotómetro UV-Visible marca Orion Aquamate 8000
- Termómetro de mercurio con graduación de 10 -100°C
- Cámara fotográfica

3.2.2. Materiales

- 18 Cubas de vidrio de 11,6 x 40 x 30 cm
- 137 plantas, Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*).
- 120 Litros de agua destilada
- Material de uso común de laboratorio.

3.2.3. Reactivos

Cuadro 6. Información de los reactivos utilizados en la investigación

Reactivo	Marca	Grado Reactivo	Porcentaje de pureza
Ácido clorhídrico	Merck	Analítico	37%
Hidróxido de sodio.	Merck	ACS	97%
Nitrato de Potasio	Merck	ACS	96%
Ácido sulfúrico, concentrado.	Merck	ACS	95 -98%
Sulfato de sodio anhidro	Merck	ACS	99%
Cloroformo	Merck	ACS	99.8%
Permanganato de potasio	Merck	ACS	99%
Persulfato de potasio	Merck	ACS	99% mínimo
Clorhidrato hidroxilamina	Merck	ACS	90-98%
Bromuro de potasio	Merck	ACS	99.9%

Reactivo	Marca	Grado Reactivo	Porcentaje de pureza
Ditizona	Merck	analítico	85%
Cloruro mercurio.	de Merck	ACS	99.5%

Fuente: Elaboración propia

3.3. Metodología

3.3.1 Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio sobre la viabilidad de la planta.

3.3.1.1. Aplicación de Nutrientes

Se recolectaron los jacintos de agua, con características similares para poder evaluar la asimilación de nutrientes. La zona de colección de los jacintos de agua fue el Caserío Las Mercedes del distrito Aucayacu, provincia Leoncio Prado- Huánuco, con coordenadas UTM 377333 Este 9013549 Norte y una altura promedio 567 m.s.n.m.

Se pesó el nitrato de potasio teniendo en cuenta que $KNO_3 = 39 + 16 * (3) + 14 = 101 \frac{g}{mol}$, por lo tanto hay $62 g NO_3 \rightarrow 101 g KNO_3$

Cuadro 7. Evaluación de la viabilidad de las plantas a diferentes concentraciones de nutrientes.

Concentración (mg/L NO_3)	50	100	150	200	0
	0.05 g KNO_3	0.1 g KNO_3	0.15 g KNO_3	0.2 g KNO_3	0 g KNO_3
En 1 L	0.081	0.162	0.244	0.325	TESTIGO
En 10 L	0.81	1.62	2.44	3.25	

Se prepararon 10 L. de las soluciones a diferentes concentraciones de KNO_3 : 0, 50, 100, 150 y 200 ppm y se colocó 01 planta de Jacinto de agua por cuba a cada concentración. Posteriormente se procedió a evaluar por un periodo de 10 días, las variables que se detallan en la figura 9.






Concentración de Nitrato en una solución de nitrato de potasio		50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	Testigo
Condiciones iniciales						
Variables a evaluar	Tamaño de raíz					
	Tamaño de planta					
	pH del agua					
	Numero de hojas					
	Temperatura de agua					
Tiempo de retención		9 Días				

Figura 9. Formato utilizado en la evaluación de la aplicación de nutrientes

3.3.1.2. Preparación del agua contaminada con mercurio

Se acondicionaron las cubas con $HgCl_2$ a concentraciones de, 1, 3 y 5 ppm de mercurio y un testigo por cada medio de pH, que son concentraciones relativamente elevadas, a fin de evaluar el efecto sobre el Jacinto de agua, para asegurar la viabilidad de los tratamientos.

3.3.1.3. Preparación del medio ácido

Se acondicionaron las 12 cubas con medio ácido para ver el efecto que se produce con el contaminante y las plantas; para el cual se empleó el HCl de concentración 1M, calculando el volumen a adicionar, mediante la expresión matemática del pH y la ecuación de dilución.

3.3.1.4. Preparación del medio básico

Se acondicionaron las 12 cubas con medio básico para ver el efecto que se produce con el contaminante y las plantas; para el cual se empleó el NaOH 1M y se calculó el volumen a adicionar, mediante la expresión matemática del pH y la ecuación de dilución

3.3.2 Evaluación del efecto del pH sobre la viabilidad de la planta, la solubilidad y la remoción del mercurio.

Se determinó el pH óptimo para la remoción de mercurio en 10 días, aplicándose 5 tratamientos con 03 repeticiones teniendo en total 18 cubas, con 10 L. de agua, en las cuales se colocó 01 planta de Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) para los distintos medios de pH, teniendo un testigo o C₀ (0 ppm de Hg), C₁ (0.05 ppm de Hg), C₂ (0.1 ppm de Hg), C₃ (0.2ppm de Hg), C₄ (0.3ppm de Hg), C₅(0.5ppm de Hg) .Dada la capacidad buffer de la planta, se ajustaron los cambios de pH durante el tiempo de evaluación adicionando una solución ácida o básica. Las dimensiones de las cubas de vidrio fueron 11.6 *30*40 cm (figura 10).

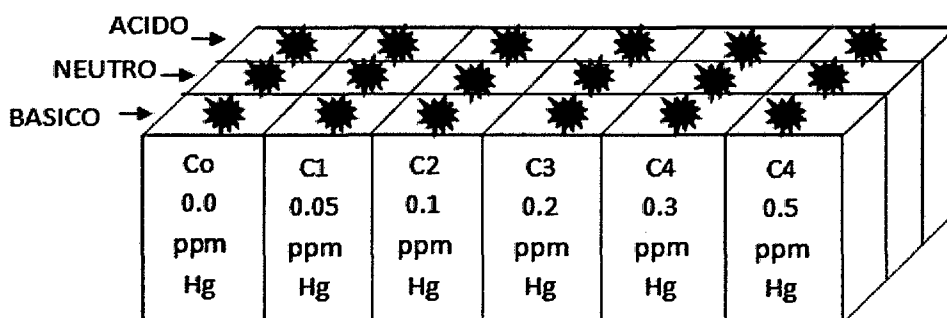


Figura 10 . Esquema de las cubas de vidrio utilizadas.

Determinación de las concentraciones de mercurio

La cuantificación de la remoción de mercurio en cada tratamiento se llevó aplicando el método colorimétrico de la ditizona en un espectrofotómetro UV-Visible, a una longitud de onda de 520 nm.

Todo el mercurio, presente en las muestras de agua, después de una digestión con ácido sulfúrico y permanganato de potasio en un baño María por 30 minutos es convertido a mercurio (II). Luego de ajustar el pH y eliminar el exceso de permanganato se procedió a llevar el mercurio a una fase orgánica. La ditizona en un disolvente orgánico, al reaccionar con iones de mercurio (II) proporcionó una coloración a la solución, esta particularidad es aprovechada para la determinación de mercurio (II) que presentó un complejo de coloración verde-azulada en cloroformo (PIÑA, 2012). El complejo formado por el mercurio (II) y la ditizona (ditizonato de mercurio) proporcionó un color poco estable en el tiempo, razón por la cual se llevó a cabo con rapidez y a un pH aproximadamente de 4.

3.3.3 Determinación de la remoción del mercurio a intervalos regulares de tiempo.

Se trabajó con 3 cubas, cada una tuvo 2 plantas de Jacinto de agua, con una concentración inicial de 0.2 ppm, se tomaron muestras cada hora, durante 11 horas, estas muestras fueron leídas a 520 nm, en el espectrofotómetro UV-Visible, para determinar la concentración remanente de mercurio por cada hora.

Finalmente se calculó el contenido total de mercurio en mg. por cuba, cada hora y se determinó el porcentaje de remoción del metal por la fórmula convencional

$$\%R = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) \times 100$$

Donde C_i y C_f , son las concentraciones iniciales y finales del sistema en cada intervalo de tiempo y $\%R$ es la remoción en porcentaje.

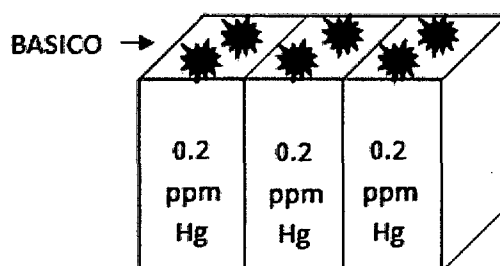


Figura 11. Representación gráfica de las cubas para la evaluación de la remoción de mercurio a intervalos de tiempo regulares.

Cuadro 8. Concentración de mercurio a cada hora

Hora	Tiempo (h)	Concentración (mg/L)	Remoción Hg (mg) cada hora	Remoción Hg (mg/h) acumulado
1:00 PM	0	$C_0=0.2$	$R_1=0$	0
2:00 PM	1	C_1	$R_2=(0.2-C_1) \times 10L$	$R_2/1$
3:00 PM	2	C_2	$R_3=(C_2-C_1) \times 10L$	$(R_2+R_3)/2$
4:00 PM	3	C_3	.	$(R_2+R_3+R_4)/3$
5:00 PM	4	C_4	.	.
6:00 PM	5	C_5	.	.
7:00 PM	6	C_6	.	.
8:00 PM	7	C_7	.	.
9:00 PM	8	C_8	.	.
10:00 PM	9	C_9	.	.
11:00 PM	10	C_{10}	.	.
12:00 AM	11	C_{11}	$R_{11}=(C_{11}-C_{10}) \times 10L$	$(R_2+R_{\dots}+R_{10})/11$

3.3.4 Aplicación de un tratamiento en un humedal artificial superficial de flujo con manejo del pH óptimo para la fitorremediación de mercurio

Diseño del humedal artificial a nivel laboratorio.

Para diseño del humedal artificial se tomó el propuesto por (REED ,1995) por considerarlos más completos y acordes a los objetivos de este trabajo.

Los sistemas de humedales artificiales pueden ser considerados como reactores biológicos, y su rendimiento puede ser estimado mediante una cinética de primer orden de flujo a pistón para la remoción de contaminantes.

La siguiente es la ecuación básica de los reactores de flujo a pistón:

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

Donde:

C_e: Concentración del contaminante en el efluente, mg/l

C_o: Concentración del contaminante en el afluente, mg/l

K_T: Constante cinética de reacción de primer orden dependiente de la temperatura, d⁻¹

t: tiempo de retención hidráulica, d

Este tiempo de retención hidráulica en el humedal puede ser calculado con la siguiente expresión:

$$t = \frac{LWyn}{Q}$$

Donde:

L: Largo de la celda del humedal, m

W: Ancho de la celda del humedal, m

y: Profundidad de la celda del humedal, m

n: porosidad, o espacio disponible para el flujo del agua a través del humedal. La vegetación y los residuos ocupan algún espacio en los humedales tipo FWS, y el medio, raíces y otros sólidos hacen lo mismo en los del tipo SFS. La porosidad es un porcentaje expresado como decimal.

Q: Caudal medio a través del humedal, m³/d

$$Q = \frac{Q_e + Q_o}{2}$$

Donde:

Qe: Caudal de salida, m³/d

Qo: Caudal de entrada, m³/d

$$A_s = LW = \frac{Q \cdot \ln(C_o / C_e)}{K_r \cdot y}$$

Donde:

As: Área superficial del humedal, m²

Ensayo en humedales artificiales de flujo superficial

Después de determinar el pH y concentración óptima para la máxima remoción de mercurio, en el humedal construido se colocaron plantas de *E. crassipes* distribuidas uniformemente. Se controló el pH en el afluente del humedal, que operó con un tiempo de retención de 10 días, a un caudal de 7 mL/min, utilizando NaOH para incrementar el pH a rangos que van de 8 a 10. Se tomó una muestra a la salida del humedal

y se cuantificó la concentración de mercurio para finalmente calcular el mercurio removido, en comparación con la concentración del mercurio en el afluente.

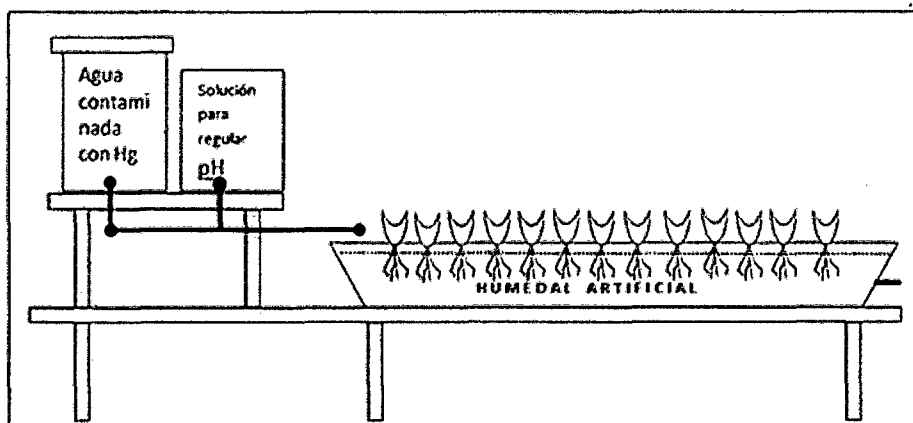


Figura 12. Experimento en humedal artificial superficial. de flujo continuo.

IV. RESULTADOS

4.1. Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio sobre la viabilidad de la planta.

4.1.1. Evaluación de la concentración óptima de nutrientes(KNO₃)

Cuadro 9. Viabilidad de la planta con aplicación del KNO₃ a diferentes concentraciones

Concentración de KNO ₃ (mg/L)	pH del agua	Temperatura del agua (°C)	Tamaño de planta (cm)	Tamaño de raíz (cm)	Número de hojas grandes
0	7.39	26.5	8.9	5	5
50	7.39	26.5	10.5	6.5	5
100	7.39	26.5	12.2	7	5
150	7.39	26.5	9.1	7.6	6
200	7.39	26.5	11	5.5	5

La concentración de KNO₃ de 150 ppm, presenta un mayor crecimiento radicular, por lo tanto, se toma como la mejor para su aplicación en los tratamientos de remoción de mercurio, ya que son las raíces las que ejercen el efecto fitodepurador de la especie.

4.1.2. Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio sobre la variación del pH y la viabilidad de la planta.

4.1.2.1. Medio neutro

Cuadro 10. Medición de pH en el tiempo cero, en medio neutro

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	19/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	7.1	7.1	7.1	7.10
1	7.2	7.1	7.1	7.13
3	7.1	7.1	7.1	7.10
5	7.1	7.1	7.1	7.10

Cuadro 11. Medición de pH, en el día 1, en medio neutro

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	20/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	6.9	7	7.1	7.00
1	7	7	7	7.00
3	6.9	7	7	6.97
5	6.9	6.9	6.9	6.90

Cuadro 12. Medición de pH , en el día 2 , en medio neutro

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	21/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	6.85	6.84	6.85	6.85
1	6.86	6.87	6.86	6.86
3	6.86	6.87	6.86	6.86
5	6.85	6.85	6.85	6.85

Cuadro 13. Medición de pH, en el día 3, en medio neutro

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	22/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	6.91	6.9	6.91	6.91
1	6.9	6.9	6.92	6.91
3	6.92	6.9	6.85	6.89
5	6.8	6.92	6.91	6.88

4.1.2.2. Medio ácido

Cuadro 14. Medición de pH, en el día cero, en medio ácido.

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	24/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	3.4	3.5	3.5	3.47
1	3.5	3.5	3.4	3.47
3	3.5	3.4	3.4	3.43
5	3.4	3.4	3.4	3.40

Cuadro 15. Medición de pH, en el día 1, en medio ácido

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	25/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	3.4	3.5	3.5	3.47
1	3.5	3.5	3.4	3.47
3	3.5	3.4	3.4	3.43
5	3.4	3.4	3.4	3.40

Cuadro 16. Medición de pH, en el día 2, en medio ácido.

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	26/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	3.6	3.7	3.8	3.70
1	3.9	3.8	3.7	3.80
3	3.9	3.5	3.9	3.77
5	3.7	3.8	3.8	3.77

Cuadro 17. Medición de pH, en el día 3 , en medio ácido

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	27/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	3.9	3.8	4.6	4.10
1	5.3	4.5	4.6	4.80
3	4.7	3.8	5.1	4.53
5	4.1	4.3	4.4	4.27

4.1.2.3. Medio básico

Cuadro 18. Medición de pH, en el día cero, en medio básico.

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	28/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	8,6	8,5	8,7	8,6
1	8,8	8,5	8,6	8,6
3	8,2	8,7	8,9	8,6
5	7,9	8,1	8,1	8,0

Cuadro 19. Medición de pH, en el día 1 en medio básico.

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	29/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	6,8	6,9	7,1	6,9
1	7,5	7,3	7,3	7,4
3	7,4	7,5	7,4	7,4
5	7,3	7,2	7,3	7,3

Cuadro 20. Medición de pH, en el día 2 , en medio básico.

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	30/11/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	6,8	6,9	7	6,9
1	7,2	7,1	7,1	7,1
3	7	7	7,1	7,0
5	6,9	6,8	6,8	6,8

Cuadro 21. Medición de pH, en el día 3 en medio básico.

CONCENTRACIÓN (mg/L Hg)	01/12/2014			
	1R	2R	3R	PROMEDIO
0	6,7	6,8	6,9	6,8
1	7	7	7	7,0
3	7,1	7	7,1	7,1
5	7,1	7	7	7,0

Cuadro 22. Variación del valor de pH inicial con respecto al final en los tratamientos (neutro, ácido y básico).

CONCENTRACIÓN mg/L Hg	Incremento(+)/disminución(-) del valor de pH		
	NEUTRO	ÁCIDO	BÁSICO
0	-0.19	+0.63	-1.8
1	-0.23	+1.33	-1.6
3	-0.21	+1.10	-1.5
5	-0.22	+0.87	-1.0

En el Cuadro 22, se puede observar cual es la respuesta de la *Eichhornia crassipes* al someterla a concentraciones crecientes de mercurio y en diferentes medios de pH, donde se puede decir que presenta gran capacidad de amortiguamiento de pH hacia el punto neutro, mostrando mayor facilidad para la variación los tratamientos del medio básico.

4.1.3. Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio y el medio de pH, sobre el peso de la planta.

Cuadro 23. Peso en gramos de las raíces y hojas del Jacinto de agua utilizada en los tratamientos a un pH neutro.

REPETICIONES	TRATAMIENTOS PESO (g)							
	TE (0 mg/L Hg)		C1 (1 mg/L Hg)		C2 (3 mg/L Hg)		C3 (5 mg/L Hg)	
	Hoja + Raíz	Raíz	Hoja + Raíz	Raíz	Hoja + Raíz	Raíz	Hoja + Raíz	Raíz
1R	156.5	98.2	120.4	80.6	116.6	78.1	156.4	95.5
2R	130.2	85.4	142.6	92.9	130.7	85.8	146.3	90.2
3R	145.4	91.6	135.5	85.3	145.6	100.2	135.4	92.4
PROMEDIO	144.03	91.73	132.83	86.27	130.97	88.03	146.03	92.7

En el Cuadro 23 se puede observar que en un medio neutro, la *E. crassipes*, no se muestra afectada en el crecimiento de sus raíces, con el incremento de la concentración de mercurio, alcanzando incluso, el tratamiento con mayor contaminación con mercurio, un mayor peso de raíz que en el testigo.

Cuadro 24. Peso en gramos de las raíces y hojas del Jacinto de agua utilizada en los tratamientos a un pH ácido.

REPETICIONES	TRATAMIENTOS PESO (g)							
	TE (0 mg/L Hg)		C1 (1 mg/L Hg)		C2 (3 mg/L Hg)		C3 (5 mg/L Hg)	
	Hojas + Raíz	Raíz	Hojas + Raíz	Raíz	Hojas + Raíz	Raíz	Hojas + Raíz	Raíz
1R	162.7	104.4	164.5	116.1	152.2	108.7	77.7	44.3
2R	92.3	54.4	140.7	94.4	110.1	76.1	130.4	91.1
3R	178.8	109.6	147.5	94.1	168.3	111	122.4	86.4
PROMEDIO	144.60	89.47	150.90	101.53	143.53	98.60	110.17	73.93

En el Cuadro 24, se puede observar que en un medio ácido, la *E. crassipes*, se muestra afectada en el crecimiento de sus raíces, con el incremento de la concentración de mercurio, mostrando un decrecimiento en el peso de las mismas conforme aumenta la contaminación con mercurio, sin embargo se aprecia que a baja contaminación con mercurio, la planta gana un alto peso de sus raíces comparado con el testigo.

Cuadro 25. Peso en gramos de las raíces y hojas del Jacinto de agua utilizada en los tratamientos a un pH básico.

REPETICIONES	TRATAMIENTOS PESO (g.)							
	TE (0 mg /LHg)		C1 (1 mg/L Hg)		C2 (3 mg/L Hg)		C3 (5 mg/L Hg)	
	Hojas + Raíz	Raíz	Hojas + Raíz	Raíz	Hojas + Raíz	Raíz	Hojas + Raíz	Raíz
1R	173.9	125.1	113.4	77.6	116.2	77.1	205.7	142.4
2R	157.5	102.3	132.5	76.9	124.3	75.8	204.5	137.2
3R	177.8	107.6	147.5	94.1	168.3	111	122.4	86.4
PROMEDIO	170.07	112.33	131.13	82.87	136.27	87.97	177.53	122.00

En el Cuadro 25, se puede observar que en un medio básico, la *E. crassipes*, no se muestra afectada en el crecimiento de sus raíces, con el incremento de la concentración de mercurio, mostrando un crecimiento en el peso de las mismas conforme aumenta la contaminación con mercurio, alcanzando incluso un mayor peso que el testigo.

4.1.3.1. Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio y el medio de pH, sobre la apariencia física de la planta.

Cuadro 26. Características de la planta al final del tratamiento a pH neutro.

	TESTIGO	C1	C2	C3
1R	4 hojas verdes	3 hojas verdes	4 hojas verdes	5 hojas verdes
	1 mediana	1 mediana	1 mediana	1 semi-amarilla
2R	4 hojas verdes	4 hojas verdes	4 hojas verdes	4 hojas verdes
	1 mediana	1 mediana	1 semi-amarilla 2 amarillas	1 mediana
3R	4 hojas verdes	4 hojas verdes	4 hojas verdes	2 hojas verdes
	1 mediana	1 mediana	1 mediana	1 semi-amarilla
		1 amarilla	1 amarilla	2 amarillas

Cuadro 27. Características de la planta al final del tratamiento a pH ácido.

	TESTIGO	C1	C2	C3
1R	4 hojas verdes	4 hojas verdes	3 hojas verdes	5 hojas verdes
	1 mediana	1 mediana	1 mediana	1 mediana

2R	4 hojas verdes 1 mediana	5 hojas verdes	5 hojas verdes 1 mediana	4 hojas verdes
3R	5 hojas verdes	4 hojas verdes 1 mediana	5 hojas verdes 1 mediana	4 hojas verdes 1 mediana

Cuadro 28. Características de la planta al final del tratamiento a pH básico.

	TESTIGO	C1	C2	C3
1R		4 hojas	5 hojas	4 hojas verdes
	5 hojas verdes	verdes	verdes	1 mediana
	0 amarillas	1 mediana	1 mediana	1 semi-
		0 amarilla	1 amarilla	amarilla
2R			5 hojas	
	5 hojas verdes	5 hojas	verdes	6 hojas
	0 amarillas	verdes	1 mediana	verdes,
		0 amarillas	1 semi- amarilla	2 amarillas
3R		5 hojas	4 hojas	5 hojas verdes
	5 hojas verdes	verdes	verdes	1 mediana
	0 amarillas	0 amarillas	0 amarillas	2 amarillas

4.2. Evaluación del efecto del pH sobre la viabilidad de la planta, la solubilidad y la remoción del mercurio

Cuadro 29. Determinación de la concentración final de mercurio en las cubas a diferentes pH

Concentración Inicial de Hg (ppm)	Concentración Final de Hg (ppm) en 3 medios de pH					
	Acido	%Remoción	Neutro	%Remoción	Básico	%Remoción
0.05	0.017	65.07	0.012	77.11	0.006	89.16
0.1	0.024	76.28	0.006	94.52	0.006	94.53
0.2	0.006	97.28	0.006	97.28	0.006	97.28
0.3	0.012	96.28	0.067	78.67	0.006	98.24
0.5	0.006	98.93	0.055	89.45	0.030	94.19
Promedio		86.77		87.40		94.68

En el cuadro 29 se presentan las concentraciones iniciales y finales de mercurio con respecto al pH y el porcentaje de remoción que se obtuvo a los 10 días.

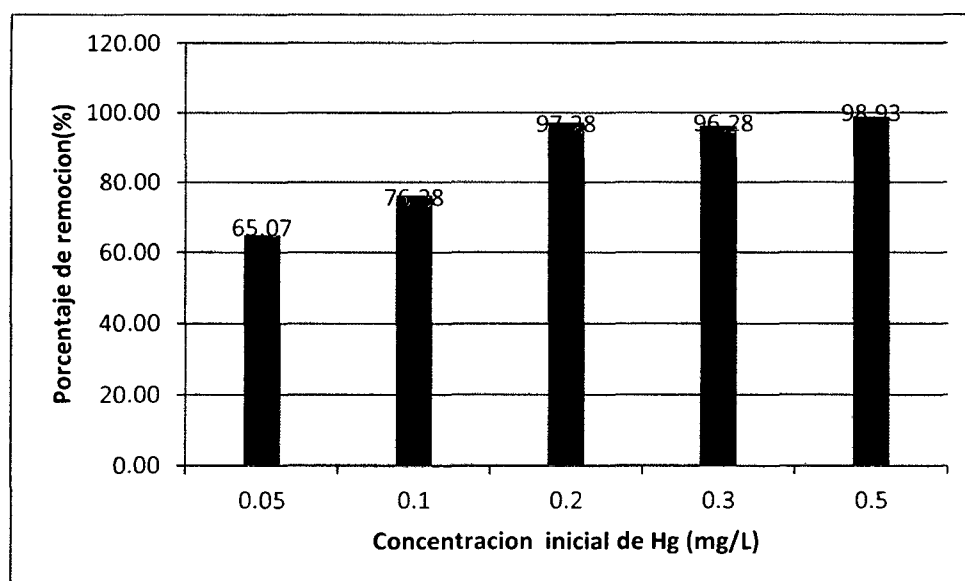


Figura 13. Evolución del porcentaje de la remoción de mercurio en medio ácido

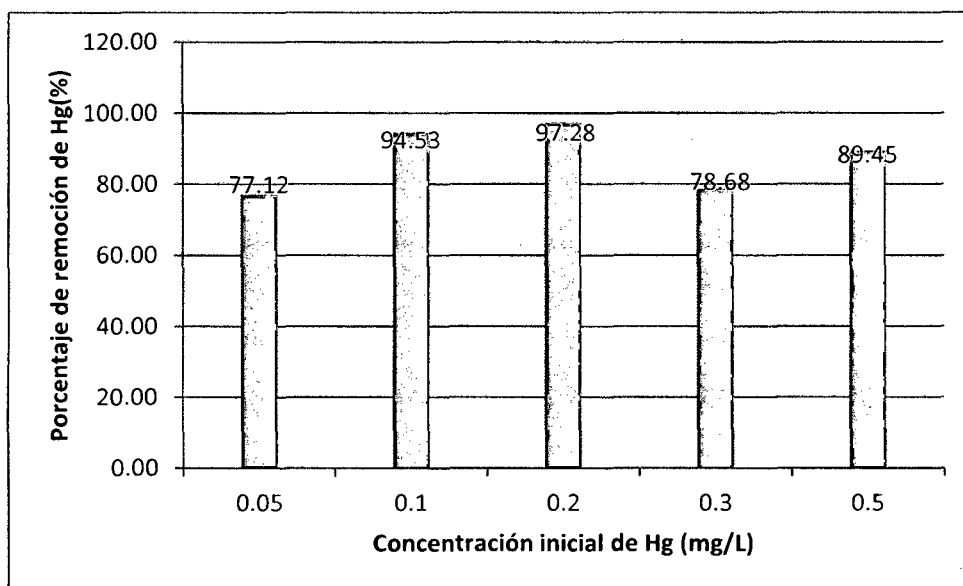


Figura 14. Evolución del porcentaje de la remoción de mercurio en medio neutro

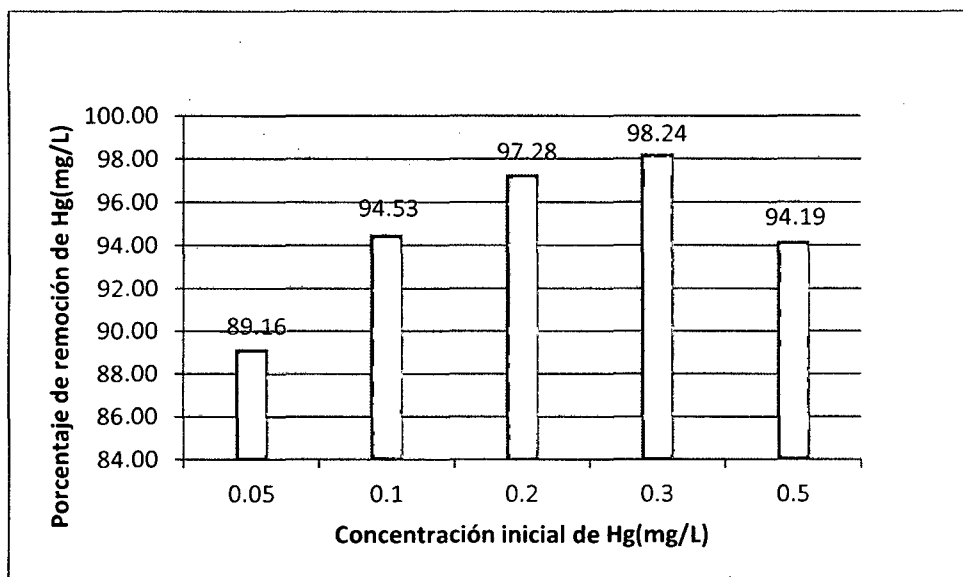


Figura 15. Evolución del porcentaje de la remoción de mercurio en medio básico

4.3. Evaluación de la remoción de mercurio a intervalos de tiempos iguales y acumulativos.

Cuadro 30. Concentración de mercurio a cada hora durante once horas de evaluación

tiempo (horas)	Abs 520 nm	Concentración (ppm de Hg)	Remoción de Hg(mg)	Remoción de Hg(mg/h)
0	0.032	0.20	0	
1	0.025	0.157	0.43	0.43
2	0.029	0.183	0	0.14
3	0.019	0.121	0.62	0.18
4	0.018	0.116	0.05	0.11
5	0.020	0.126	0	0.07
6	0.019	0.123	0.03	0.05
7	0.014	0.094	0.29	0.05
8	0.011	0.074	0.2	0.05
9	0.005	0.037	0.37	0.04
10	0.000	0.00	0.37	0.04
11	0.001	0.014	0	0.04

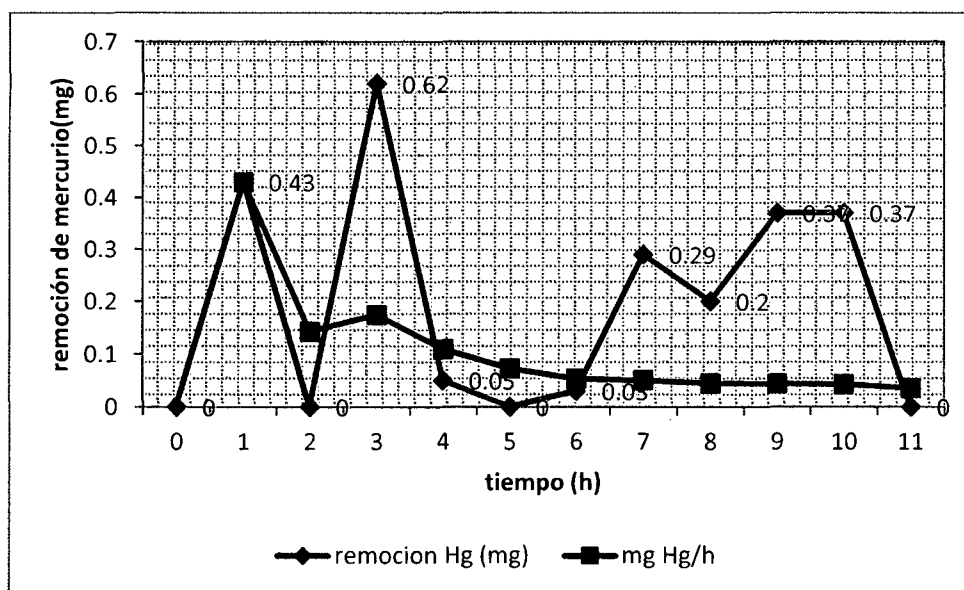


Figura 16. Evaluación de la remoción de mercurio en intervalos de tiempos iguales y acumulativos

En la figura 16 se observa que la remoción de mercurio a través de intervalos iguales de tiempo no es uniforme, teniendo en algunas horas remoción cero, debido a que las concentraciones no disminuyen si no se incrementan. Así también se puede observar que durante las 3 primeras horas se realiza la mayor cantidad de remoción del metal. Sin embargo se observa también que la capacidad remoción de mercurio de la planta en mg/h (acumulada) disminuye a lo largo del tiempo, haciéndose casi constante.

4.4. Aplicación de un tratamiento en un humedal artificial superficial de flujo continuo con manejo del pH óptimo para la fitorremediación de mercurio.

Diseño del humedal:

- Tiempo de retención hidráulica de 10 días,(de acuerdo al tiempo de evaluación en sistema batch en la investigación preliminar)
- Volumen del humedal: 100 L(143 cm de largo x 50 cm de ancho x14 cm de profundidad)
- Área superficial : 0.715 m²
- Número de plantas instaladas en el humedal :24
- Caudal: 10L/ d : 7mL/min

Ensayo en el humedal_

- C_{entrada}: 12.5 ppm de Hg (se considera esta concentración por el estudio preliminar, ya que la máxima concentración aplicada fue 0.5 ppm de Hg, en cubas de 10 L por planta, en 24 plantas, la concentración calculada fue, 12 ppm. Finalmente se aplicó 12.5 ppm, como un margen de seguridad de alguna medición en el volumen de agua en el humedal)
- Rango de pH manejado con una solución de NaOH 1M.: 7.9-10.2.

- C_{salida} : 0.055ppm de Hg
- % remoción: 99.56.

4.5. Prueba estadística de la investigación

Se utilizó el software estadístico Minitab, para aplicar las pruebas ANOVA y TUKEY a los resultados. Se obtuvo un valor de $p = 0.453$, por lo cual se acepta la hipótesis nula (H_0), determinando que los resultados de la investigación no son estadísticamente significativos, es decir la optimización del mercurio con *Eichhornia crassipes*, no se obtiene bajo condiciones óptimas de pH del agua y concentración de mercurio. Con la prueba de Tukey se puede concluir que la remoción de mercurio a diferentes medios de pH (ácido, básico y neutro) son comparables.

V. DISCUSIÓN

Evaluación del efecto del incremento de la concentración de mercurio sobre la viabilidad de la planta.

En la aplicación de nutrientes, se obtuvo como dosis óptima 150ppm de nitrato de potasio, teniendo en consideración que son las raíces las que ejercen el efecto fitodepurador, a esta concentración las plantas alcanzaron un mayor tamaño de sus raíces, 7.6cm. Sus raíces pueden alojar microorganismos que asociados a ellas favorece su acción depuradora. Se cree que su mecanismo de acción es a través de la formación de complejos entre el metal pesado con los aminoácidos presentes dentro de la célula, previa adsorción de los metales a través de las raíces (METCALF y EDDY, 1995).

Para asegurar una eficiencia adecuada se debe promover una profundidad apropiada de penetración de las raíces de la planta que asegure un contacto completo del agua residual con el Jacinto. Una laguna de jacintos que trate un efluente secundario permite obtener concentraciones de nitrógeno y fósforo menor a 5 mg/L (ROMERO, 1994).

CALDELAS *et. al* (2008), en su estudio del efecto combinado del $HgCl_2$ y KNO_3 , sobre la extracción de mercurio con Jacinto de agua, menciona que la absorción de metales pesados puede aumentar, descender o permanecer estable en un rango de niveles de nutrientes dependiendo de muchos mecanismos, como la competencia de los nutrientes catiónicos con los metales pesados por los sitios de absorción, la limitación de la biodisponibilidad por complejación con los nutrientes

aniónicos y el estímulo del crecimiento vegetal promovido por los altos niveles de nutrientes; y concluyen que *E. crassipes* tiene una extraordinaria capacidad para soportar y extraer el Hg y que esta capacidad no se ve afectada por el exceso de nutrientes. Así pues, esta especie es una candidata prometedora para la remediación de aguas eutróficas que contengan un alto nivel de K y NO_3^- .

Evaluación del efecto del pH sobre la viabilidad de la planta, la solubilidad y la remoción del mercurio.

El pH del medio neutro disminuye ligeramente, en valores casi uniformes conforme aumenta la concentración de mercurio; para el medio ácido el pH tiende a aumentar, pero conforme aumenta la concentración de mercurio, disminuye la capacidad del sistema para aumentar el pH. En el medio básico, el pH disminuye, pero conforme aumenta la concentración de mercurio, disminuye en menor proporción.

Haciendo una comparación general entre los tres medios de pH a concentraciones crecientes de mercurio, se puede decir, según la evaluación en el testigo, que la *Eichhornia crassipes* tiene la capacidad de amortiguar el pH, hacia valores que tienden al medio neutro, observándose así, una gran diferencia en la capacidad de amortiguamiento de pH cuando la planta está en medio básico.

Los resultados obtenidos en la presente investigación, respecto a la variación de pH se asimilan a los obtenidos por BENAVENTE *et. al* (2007) quienes mencionan en su estudio de remoción de mercurio con quitosano que durante la realización de estos experimentos, se observó que el pH de la solución iba incrementándose a medida que ocurría el proceso de adsorción hasta alcanzar un pH promedio de aproximadamente 7.2.

La evaluación del peso de las plantas a concentraciones crecientes de mercurio, da como resultado, que la raíz, en medio básico, crece sin dificultades

alcanzando incluso un peso mayor que la raíz del testigo. En medio neutro la planta alcanza también un peso de raíz mayor que la del testigo, pero este es menor que el del medio básico. Para el medio ácido los pesos de las raíces van disminuyendo conforme aumenta la concentración del mercurio. GARCIA (2012), menciona que el Jacinto de agua es una de las plantas de más rápido crecimiento, se reproducen principalmente por estolones que forman nuevas plántulas, además de por semillas; pudiendo doblar su número en dos semanas.

JANA (1998), en su estudio sobre la acumulación de mercurio en las plantas de *Eichhornia crassipes*, *Hidrilla verticillata* y *Odeogonium aerolatum*, y los cambios subsecuentes en las características fisiológicas y bioquímicas de las plantas, reporta que la acumulación de mercurio, en las raíces de *E. crassipes* fue el doble que los brotes.

La evaluación de la apariencia física de las plantas, al final de los tratamientos, nos muestra que en los medios de pH neutro y básico existe un deterioro de las hojas relacionado en forma directa con el incremento de concentración de mercurio, reflejado en el amarillamiento de algunas de éstas; mientras que en medio ácido las hojas permanecen de color verde, demostrando buen aprovechamiento de nutrientes.

Ante la posibilidad de estos desórdenes fisiológicos, todas las plantas han desarrollado una serie de respuestas para tolerar y por tanto sobrevivir hasta un cierto umbral de concentración de metal. El conjunto de las respuestas a metales en las plantas son muchas veces comunes a los diversos metales. Los síntomas más comunes son una reducción del crecimiento y amarillamiento de las hojas (TORRES *et al.*, 2007).

SARKAR y JANA (1986) reportan que el helecho acuático *Azolla pinnata* expuesto a diferentes concentraciones de mercurio muestra una disminución en la clorofila, en las proteínas y en el peso seco, e incremento en la permeabilidad de los tejidos.

En la determinación del porcentaje de remoción de mercurio, se observó que en el medio básico se produjo el más alto porcentaje de remoción promedio de mercurio con un valor de 94.67%, siendo a concentraciones bajas de mercurio donde el jacinto de agua presenta la máxima capacidad de fitodepuración de mercurio. En la fábrica de Imusa S.A. localizada en el municipio de Río Negro (Antioquia), Colombia se tienen operando desde 1988 unos canales sembrados con *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua), se ha comprobado una eficiencia de remoción de los diferentes contaminantes que alcanza más de 97% en los metales pesados (GARCIA, 2012).

Los resultados obtenidos en esta investigación nos indican que el medio básico es muy favorable para la remoción de mercurio con *E. crassipes*, resultado que coincide con el que reporta TORRES (2009) en su estudio de remoción de cromo(VI) con *E. crassipes* cuando menciona que el comportamiento de la biomasa experimentada a distinto pH demuestra que la macrófita *Eichhornia crassipes* por su composición de carbono presentará una mayor disociación cuanto mayor sea el pH y será más favorable la adsorción de elementos cargados positivamente a partir de un pH igual a 9.

NAVARRO *et. al*, (2007) investigaron la biosorción de fenol por las algas marinas *Lessonia nigrescens* Bory y *Macrocystis integrifolia* Bory, como una función del pH de la solución inicial, y reportan un porcentaje de adsorción más alta a pH 10 con valores entre 10% y 35%, respectivamente. De los resultados, se propone una fuerte dependencia de adsorción sobre el pH en el nivel de la química acuosa del fenol

impulsado puramente por un mecanismo polar que implica la formación de enlaces de hidrógeno con los grupos hidroxilo que están espacialmente dispuestos en las cadenas de polisacáridos que forman la estructura de algas marinas.

La remoción de mercurio en medio ácido fue la menor entre los tres medios de pH evaluados, resultado similar al que reporta BENAVENTE *et al.*, (2007) quien menciona que la baja capacidad de adsorción a bajos valores de pH ($\text{pH} < 4$) puede deberse a la competencia de los protones, iones H^+ , y los iones metálicos por los sitios amino disponibles en el quitosano. A estos pH, más iones H^+ están disponibles para protonar grupos aminos y formar $-\text{NH}_3^+$, reduciendo los sitios activos para la adsorción de los iones metálicos.

Por otro lado, la protonación de grupos aminos en solución ácida induce a una repulsión electrostática que reduce el número de sitios activos disponibles para la adsorción de iones mercurio (JEON y HÖLL, 2003). A pH más altos la adsorción aumenta debido al decrecimiento de iones H^+ en la solución (WAN *et al.*, 2005).

KADLEC y WALLACE (2009) describen beneficios de los procesos (reducción de metales, reducción en la fijación de metales pesados y algunos metaloides) con respecto a la variación de los valores de pH en la actividad del proceso biotecnológico, para la presente investigación, se obtiene mayores beneficios con respecto a la remoción de mercurio, controlando el pH a un medio básico en un rango de 8 -9, mientras que un medio ácido también se observó remoción de mercurio en menor cantidad y con signos de aceptable adaptación de la *E. crassipes* al medio ácido. Sin embargo PASTOR *et al.* (2006) en su investigación realizaron la medición de parámetros como pH y conductividad, identificando valores que le permitieron optimizar, los procesos de acumulación, a pesar de controlar el pH, murieron 111 especies de las 132 evaluadas y el rango óptimo varió entre 5.5 -6.5,

notándose que a pH por debajo de este rango, las plantas se marchitaban lentamente y terminaban muriendo. También existe influencia en el medio, del nutriente Hutner y el proceso de intoxicación de las especies vegetales.

Como consecuencia de la persistencia de los contaminantes en los ecosistemas acuáticos se dan los procesos de bioacumulación y la posterior bioconcentración. La USEPA (2005) define la bioacumulación como la absorción y retención de productos químicos por un organismo en su alimento y su ambiente, lo que genera un incremento de dicha sustancia en el organismo comparada con su concentración en el ambiente. La bioconcentración es descrita por la USEPA (2005) como el proceso que resulta de la acumulación de un producto químico en un organismo a niveles más altos que los encontrados en su alimento.

Los productores (para el caso las plantas de Jacinto de agua) toman los nutrientes de su ambiente y debido a que una deficiencia de estos nutrientes puede limitar el crecimiento del productor, los productores harán el mayor esfuerzo para obtenerlos con frecuencia, gastan considerable energía para incorporar los nutrientes en sus cuerpos, incluso incorporan más de los necesario en el momento y lo almacenan. El problema se presenta cuando un producto contaminante como el mercurio, se presenta en el ambiente. Este contaminante se asemeja químicamente a nutrientes inorgánicos esenciales, por lo que son incorporados y almacenados” por error” (MARCANO, 2003).

La acumulación de mercurio ha sido ampliamente estudiada en el Jacinto de agua por otros investigadores como RIDDLE *et al.* (2002), quienes encontraron que al hacer crecer esta planta en la solución de Hoagland diluida con 1 ppm de mercurio acumula un máximo de 0.20 ppm de mercurio en los brotes y 16,0

ppm de mercurio en las raíces y alcanza las concentraciones máximas después de unos 16 días.

Evaluación de la remoción de mercurio a intervalos de tiempos iguales y acumulativos.

Durante la evaluación de la remoción de mercurio en intervalos de tiempos iguales y consecutivos, se pudo observar que el jacinto de agua, efectúa una remoción cuantitativa heterogénea de mercurio, presentando de manera general una disminución de la concentración de mercurio a lo largo del tiempo de evaluación en forma directa, sin embargo en algunas horas de evaluación, la concentración de mercurio aumentaba, respecto a la concentración remanente de comparación, efecto que podría producirse por la desorción de mercurio, desde las raíces del Jacinto de agua. Según WANG *et al.*(1996), el proceso de biorremediación se puede explicar por la acumulación de metales por los organismos acuáticos y se presenta en un proceso que consiste en dos pasos: un primer paso de absorción rápida o vinculación a la superficie biológica(biosorción), seguido por un segundo paso de transporte lento e irreversible, controlado por la difusión al interior de la célula(bioacumulación) que puede ser por difusión del ión metálico a través de la membrana celular o por transporte activo por una proteína transportadora.

Según METCALF y EDDY (1995); MIRETZKY *et al.* (2006), el mecanismo involucrado en la biosorción de metales pesados es a través de un intercambio de iones entre metales monovalentes como iones móviles intercambiables presentes en la biomasa de las macrófitas e iones de metales pesados y protones tomados desde el agua, esta biosorción llega a un punto de saturación, esto se puede comprobar en la presente investigación durante la evaluación de la cinética de remoción de mercurio

cuando la concentración de mercurio disminuye y aumenta a lo largo del período de evaluación.

OPORTO *et al.* (2001), consideran que el punto de saturación es un fenómeno superficial de adsorción monocapa, caracterizado por una capacidad máxima por adsorbente, el cual después de un cierto tiempo de contacto con la solución, llega a un nivel de saturación en el que la concentración de la sustancia de interés en el adsorbente es constante, esto coincide con lo que se observa en la presente investigación cuando se evalúa la concentración de mercurio, después de 9 y 10 horas donde se observa una remoción constante de mercurio con *E. crassipes* de 0.37mg en ambos tiempos.

Aplicación de un tratamiento en un humedal artificial superficial de flujo continuo con manejo del pH óptimo para la fitorremediación de mercurio.

La aplicación de la remoción de mercurio en un humedal artificial superficial de flujo continuo a escala de laboratorio, presentó un mayor remoción de mercurio (99.56%) que las pruebas tipo batch aplicadas en las cubas de vidrio, lo que podría explicarse por la movilización de los iones de mercurio en el humedal, producto del desplazamiento del flujo de entrada tipo pistón, cantidad de remoción de metales con un sistema continuo, que es similar al que reportaron DIAZ *et al.*,(2003) en un estudio de remoción de metales en drenajes ácidos de mina, con algas, donde mencionan que se consiguieron porcentajes de remoción del 99% para Fe, 91% para Mn y 92% para Al presentes en un DAM mediante algas marinas *sargassum sp.* en un proceso en continuo, utilizando un diseño de un tanque horizontal.

Si bien estadísticamente los resultados no son significativos, lo que nos lleva concluir considerando la hipótesis nula, que la remoción de mercurio con

Eichhornia crassipes, no se optimiza mediante un pH óptimo del agua y concentración del metal, el error más probable podría ser la falta de homogeneidad de las plantas, dado que la abundancia y longitud de las raíces son muy variables, e influyentes en los cambios de pH del agua.

VI. CONCLUSIONES

- La *Eichhornia crassipes* presenta gran capacidad de amortiguamiento del pH. en los medios ácido y básico.
- La variación de pH hacia el medio neutro con la *E. crassipes*, es más fácil desde un valor de pH básico.
- A mayor concentración de mercurio, menor es la capacidad de amortiguamiento de pH en los tres medios de pH.
- En medio básico, el peso de las raíces aumenta en forma directamente proporcional a las concentraciones crecientes de mercurio,
- En medio básico se logró el mayor porcentaje promedio de remoción de mercurio.
- La cinética de remoción de mercurio con *Eichhornia crassipes*, no es proporcional a lo largo del periodo de evaluación.
- La remoción de mercurio con *Eichhornia crassipes* en sistema continuo es mayor que un sistema tipo batch.

VII. RECOMENDACIONES

El resultado de la presente investigación nos indica que una óptima remoción de mercurio, con la especie *Eichhornia crassipes*, se logra cuando el medio acuoso se encuentra en un pH alcalino, por lo tanto es recomendable aplicar los resultados para una eficaz gestión de las aguas residuales contaminadas con mercurio, mediante el uso de humedales artificiales de flujo continuo con una correcta operatividad, es decir construir estos biorreactores con sensores de pH y bombas dosificadoras de soluciones alcalinas que ayuden a regular el pH a valores que son favorables para la remoción de metales pesados.

Respecto a la determinación de la concentración de mercurio en el agua por el método de la Ditizona, se recomienda realizar las lecturas inmediatas en el espectrómetro UV-Visible, dada la inestabilidad del color del complejo formado por la reacción de la ditizona y el mercurio.

Se recomienda aplicar esta tecnología de remoción de metales pesados, en la gestión ambiental, ya que se requieren de tecnologías económicas y eficientes que formen parte del mecanismo de gestión, que brinda la posibilidad de mitigar los impactos ambientales de elementos traza, en los diversos niveles de la cadena trófica.

VIII. ABSTRACT

Optimization mercury phytoremediation, in continuous flow wetlands using *Eichhornia crassipes*, "water hyacinth".

In this research, the species *Eichhornia crassipes* was studied in three pH medium: acid, neutral and basic, in order to determine which of these, get higher mercury removal. Preliminary studies were performed to determine the appropriate concentration of nutrients for plant life during the mercury removal, at the same time was evaluated the adaptation of the plant in the three pH through subjecting it to increasing concentrations of mercury. The results of preliminary tests indicated that *Eichhornia crassipes* have a pH buffering capacity, with better results when the aqueous medium is with basic pH, recorded under these conditions increased root growth. Subsequently, the treatments were performed to determine the percentage of mercury removal by the action of the *E. crassipes*, in mercury concentrations ranging from 0.05 to 0.5 ppm in the aqueous medium pH, accompanied by a witness plant. Dithizone method was used for the determination of mercury, making the readings on a UV-visible spectrophotometer at a wavelength of 520 nm. The results indicated the higher mercury removal was in basic medium, with 94.68 % average removal. The mercury removal capacity of the plant at time regular intervals, was evaluated each hour, for 11 hours, the most quantity of the mercury removal performed for the plant was the first three hours. At the end mercury removal was experienced in a surface flow constructed wetland continuous, at laboratory, achieving a mercury removal 99.5%

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- BENAVENTE, M.; SJÖREN A.; MARTINEZ, J. 2007. Remoción de mercurio de efluentes mineros por biosorción: un caso de estudio en la ciudad de La Libertad, Chontales, Nicaragua. Nexo Revista Científica, Nicaragua. Vol. 20, N°. 02, pp. 47-55.
- BENITEZ, I.2008 "Evaluación de la distribución de metales pesados en las plantas acuáticas jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y tul (*thypa spp*) utilizadas en la planta de tratamiento de aguas residuales La cerra, Villa canales, por medio de fluorescencia de rayos x". Tesis de maestría en ciencias y tecnología del medio ambiente. Universidad de San Carlos de Guatemala. 104 p.
- CALDELAS, C., IGLESIA-TURIÑO, S.; ARAUS, J., FEBRERO, A.; BORT, J.2008. Efecto combinado del $HgCl_2$ y el KNO_3 sobre la extracción de mercurio y la composición elemental del Jacinto de agua .Redisa, España.
- CORDES, K.B., MEHRA, A., FARAGO, M.E., BANERJEE, D.K. 2000. Uptake of Cd, Cu, Ni and Zn by the water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms from pulverised fuel ash (PFA) leachates and slurries. Environmental Geochemistry and Health, The Netherlands. 22: 297-316.
- DELGADILLO L. GONZALES R. PRIETO G. VILLAGOMEZ I. ACEVEDO S. 2011. Fitorremediación: Una Alternativa para Eliminar La Contaminación. [En línea]: (http://www.uaeh.edu.mx/investigacion/icap/LI_IntGenAmb/Otilio_Sando/1.pdf, documento, 8 de mar.2013).

- DIAZ, A., ARIAS, J., GELVES, G., MALDONADO, A., LAVERDE, D., PEDRAZA, J., ESCALANTE, H. 2003. Biosorción de Fe, Al y Mn de drenajes ácidos de mina de carbón empleando algas marinas *sargassum sp.* en procesos continuos. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, Medellín Colombia. N° 30: pp. 34-48.
- DOMÈNECH, X., PERAL J. 2006. Química ambiental de sistemas terrestres; Barcelona, España. Edit. Reverté S.A. 122 p.
- DUSHENKOV V., RASKIN I. 2000. Phytoremediation: Green revolution in Ecology. Agro XXI, 9:19-20.
- Encyclopedia Britannica Online, February 20, 2010,
<http://www.britannica.com/EBchecked/topic/424257/occupational-disease>.
- EPA 2007. Treatment Technologies for Mercury in Soil, Waste, and Water. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, U.S. [En línea]: (<http://www.epa.gov/tio/download/remed/54r07003.pdf>, 02 de julio de 2014)
- EPA, 2000. Humedales de flujo libre superficial. Oficina del agua, Washington D.C. (U.S.A.). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales ,EPA 832-F-00-024.
- FERNÁNDEZ, J. 2004. Manual de fitodepuración, Ayuntamiento de Lorca, Universidad Politécnica de Madrid (España).
- GARCIA Z. 2012, Comparación y evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes, en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Tesis de la Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería, Lima 2012.pág. 3
- GUERRERO C. 1985 Remoción de metales en aguas residuales industriales. Revista Colombiana de Química Vol. 14 ,1985

- HANISCH, C. 1998. The pros and cons of carbón dioxide dumping. *Environmental Science and Technology* 32: 20A-24A.
- HENRY, J. 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. National Network of Environmental Management Studies (NNEMS) U. S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation office Washington, D.C. Unites State of America.
- HERNANDEZ, A. 2000. Manual de depuración Uralita, Sistema para depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 2000 hab. Edit. Thompson. 3era Edición. España. 20 p.
- HITES, R. 2007. Elements of Environmental Chemistry. Wiley-Interscience. John Wiley & Sons Inc. New Jersey. USA. p.173-176
- INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON RESOURCE CONSERVATION AND ENVIRONMENTAL TECHNOLOGIES IN METALLURGICAL INDUSTRIES.(1995, U.S.A.).1995. Phytoremediation: A new technology for the environmental cleanup of toxic metals. P. Mahant, C. Pickles and W.-K. Lu (eds.) Canadian Institute of Mining: 381-384.
- JANA, S. 1988. Accumulation of Hg and Cr, by three aquatic species and subsequent changes in several physiological and biochemical plant parameters. *Water, Air and Soil Pollution*.38 (1y2): 105-109.
- JARAMILLO J. FLORES S. 2012. Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales en aguas residuales producto de la actividad minera. [En línea]: (<http://www.uam.es/departamentos/ciencias/qagri/MP-Fitorrem.pdf>, documento, 8 Mar. 2014).

- JEON, C., HÖLL W.H. 2003. Chemical Modification of Chitosan and Equilibrium Study for Mercury Ion Removal. *Water Research*, U.S.A.Vol. 37, No. 19, pp. 4770–4780.
- KADLEC, R., WALLACE, S. 2009. *Treatment wetlands*. 2 ed. U.S.A., Taylor & Francis Group .1000 p.
- KRABBENHOFT, D., RICKERT, D., 2009. Definition of methylmercury. [En línea]:U.S.Geological Survey, (http://toxics.usgs.gov/definitions/methylmercury.html, Journals, 12 Jun. 2014)
- LEADY, B.S., GOTTGENS, J.F. 2001 Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal. *Wetlands Ecology and Management*. 349-361.
- MARCANO, J.E., 2003. Educación ambiental en la República Dominicana. [En línea]: (<http://www.jmarcano.com/index.html> , documentos ,3 abr. 2014)
- MARINS, R., ANDRADE, J., PEREIRA, P., PAIVA, E.,PARAQUETTI, H. 2000. Sampling techniques for the assessment of anthropogenic vapour and particulate mercury in the Brazilian Amazon atmosphere. *J. Environ. Monit.*,U.S.A. 2(4):325-328.
- MARTIN, S. 2008. La gestión del agua. Observatorio Medioambiental, España. Vol 11: 301-305.
- METCALF, L.; EDDY, H.1995. *Ingeniería de aguas residuales .Tratamiento , vertido y reutilización*.3ra edición, España, Mc Graw-Hill/interamericana de España S.A.1485 p.
- MIRETZKY,P.;SARALEGUI,A.; FERNANDEZ, C. 2006. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere*, U.S.A. 62(2):247-254

- MKANDAWIRE, M., TAUBERT, B., DUDEL, E.G. 2004. Capacity of *Lemna gibba* L. (duckweed) for uranium and arsenic phytoremediation in mine tailing waters. International Journal of Phytoremediation, Germany.6, 4: 347-362.
- MURAMOTO, S., OKI, Y. 1983. Removal of some Heavy Metals from Polluted Water by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*), Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 30:170-177.
- NAVARRO, A., PORTALES, R., SUN-KOU, M., LLANOS, B. 2007. Effect of pH on phenol biosorption by marine seaweed. ScienceDirect. New, York, USA. 156(1-3):405-11.
- NÚÑEZ, R., MEAS, Y., BORGES, R., OLGUÍN, E. 2004. Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. Biotecnología y biología molecular. Ciencia, Colombia. 1:69-82.
- ODJEGBA V.J., FASIDI I.O. 2004. Accumulation of Trace Elements by *Pistia stratiotes*: Implications for phytoremediation. Ecotoxicology, The Netherlands. 13: 637-646.
- OPORTO, C., ARCE, O., DE PAUW, N., VAN DER BROECK, E. 2001. Evaluación del potencial de *Lemna minor* para la remoción de Cr(VI) de aguas residuales. Revista Boliviana de Ecología, Bolivia. 10: 17-27
- PAISIO C. GONZALES P. TALANO M. AGOSTINI E. 2012. Remediación biológica de Mercurio: Recientes avances. [En línea]: Revista Latinoamericana (http://www3.inacol.edu.mx/solabiaaa/ARCHIVOS/documentos/relbaa/paisio_etal_rev_latinoam_biotec_amb_algal_v3n2.pdf, documento, 8 de mar. 2013).
- PASTOR, R., SOPLIN, J., SAENZ, C., SANDOVAL, J. 2006. Fitorremediación en el tratamiento de aguas residuales con metales con especies del humedal natural

- de Pampa Chica-Iquitos. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana., Iquitos(Perú).15p.
- PENFOUND, W.T., EARLE, T.T. 1948. The Biology of the Water Hyacinth, Ecological Monographs. 18:447-472.
- PIÑA, x., LUÉ-MERU, M.,POLEO,G.,ROJAS, J.,TORRES, G.2012.Optimizaci{on de un metodo analítico para la detrmínación de mercurio en muestras ambientales por espectrometría UV-Visible. Avances en Química,Venezuela.7(3):171-180.
- PIRRONE, N., COSTA ,P., PACYNA, J.M., FERRARA, R. 2001. Mercury Atmospheric from natural and anthropogenic sources in the Mediterranean region. Atmos. Environ. 35:2979-2986.
- POSADA M. ARROYAVE M. 2006. Efectos del Mercurio Sobre algunas Plantas Acuáticas Tropicales. [En línea]: (<http://revista.eia.edu.co/articulos6/Articulo5.pdf>, revista 12 p, documento ,8 de mar. 2013).
- PNUMA. 2005. Evaluación Mundial sobre el mercurio, PNUMA productos químicos. [En línea]: (<http://www-chem.unep.ch/final-assessment-report-Nov05-Spanish.pdf>, documento, 9 de marzo del 2014).
- RASKIN, I., KUMAR, N., DUSHENKOV,V., SALT D. 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. Current Opinion in Biotechnology, 5: 285-290.
- REED, S.C., CRITES, R.W., MIDDLEBROOKS, E.J.1995. Natural systems for waste management and treatment, 2 Ed, New York, U.S.A., McGraw-Hill. 444p.
- RIDDLE, S.,TRAN, H.,DEWITT, J., ANDREWS, J.2002. Field, laboratory and X-ray absorption spectroscopic studies of mercury accumulation by water hyacinths.Environ Sci Technol, San Francisco , California,U.S.A.36 (9):1965-1970.

- ROMERO, J.A. 1994. Lagunas de estabilización de aguas residuales. Colombia, Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 300p.
- SALT D.E., BLAYLOCK M., KUMAR N., DUSHENKOV, V., ENSLEY BD., CHET I. AND RASKIN I. 1995. Phytoremediation: A novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. *Biotechnology*, 13: 468-474.
- SARKAR, A., JANA S. 1986. Heavy metal pollutant tolerance of *Azolla pinnata*. *Water, Air and soil pollution, India*. 27(1-2): 15-18.
- SHINY K.J., REMANI K.N., JALAJA TK., SASIDHARAN VK. 2004. Removal of Chromium by two aquatic pteridophytes. *Journal of Environmental Science and Engineering, India*. 46, 3: 249-251.
- SUNDERLAND, E., KRABBENHOFT, D., MOREAU, J., STRODE, S., LANDING, M., 2009. A New Source of Methylmercury Entering the Pacific Ocean, *Global Biogeochemical Cycles*. [En línea]: U.S. Geological Survey (http://toxics.usgs.gov/highlights/pacific_mercury.html, Journals, 12 Jun. 2014)
- TORRES, G., NAVARRO, A., LANGUASCO, J., CAMPOS, K., CUIZANO, N. 2007. Estudio preliminar de la fitorremediación de cobre divalente mediante *Pistia stratioides* (lechuga de agua). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales, España*. 3 (1): 13-20.
- TORRES, S. 2009. Estudio de aprovechamiento del lechuguín *Eichhornia crassipes*, del embalse de la represa Daniel Palacios, como biosorbente de metales pesados en el tratamiento de aguas residuales. Tesis Ing. Ambiental. Cuenca, Ecuador. Universidad Politécnica Salesiana. 132 p.
- USEPA, 1997. Mercury study report to congress. USEPA. [En línea]: (<http://www.epa.gov/airprog/oar/mercury.html>, documentos, 10 abr. 2014).

USEPA, 2005. Mercury in medical facilities, [En línea]:
(<http://www.epa.gov/seahome/mercury/src/terms.html>, documentos, 22 abr. 2005).

VALERO A. 2006. Aplicación Tecnológica de las Macrófitas a la Depuración de Aguas Residuales con la ayuda de Microorganismos. [En línea]:
(<http://repositorio.uis.edu.co/jspui/bitstream/1234556789/7580/2/121012.pdf>, documento, 8 de mar.2013).

WANG, T.C.; WEISSMAN, J.C.; RAMESH, G.; BENEMANN, J.R. 1996. Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (*Myriophyllum spicatum*). (U.S.A). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, . 57, 779-786.

WAN, N., GHANI, S., KAMARI,A. 2005. Adsorption Behaviour of Fe(II) and Fe(III) ions in Aqueous solution on Chitosan and Cross-linked Chitosan Beads. Bioresource Technology, USA. Vol. 96, No. 04, pp. 443–450.

WEINBERG ,J 2010 : Introducción a la contaminación por mercurio para las ONG.s.l:s.n

WEIS J., WEIS P. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: Implications for phytoremediation and restoration. Environ Int 30 (5): 685-700.

YANEZ, F. 1993. Lagunas de estabilización, Teoría, Diseño, Evaluación y Mantenimiento. Ministerio de Salud, Quito (Ecuador)

X. ANEXO

Apéndice 1. Cálculos para la preparación del agua contaminada con mercurio.

Para la adición de $HgCl_2$

Se adicionó $HgCl_2$ en 9 cubas y 03 se emplearon para testigo.

➤ Para la concentración 2 (C2).

$$[Hg]mg/l = [HgCl_2]mg/lx \frac{Peso Molecular [Hg]g}{Peso Molecular [HgCl_2]g}$$

$$1 mg/l = [HgCl_2]mg/lx \frac{200.59 g [Hg]}{271.59 g [HgCl_2]}$$

$$[HgCl_2]mg/l = 1.35 mg/l$$

Se adicionó a 03 cubas la cantidad 0.0135 g de $HgCl_2$ a cada una para que la solución contenga 1 ppm de Hg.

➤ Para la concentración 3 (C3).

$$[Hg]mg/l = [HgCl_2]mg/lx \frac{Peso Molecular [Hg]g}{Peso Molecular [HgCl_2]g}$$

$$3 mg/l = [HgCl_2]mg/lx \frac{200.59 g [Hg]}{271.59 g [HgCl_2]}$$

$$[HgCl_2]mg/l = 4.06 mg/l$$

Se adicionó a 03 cubetas la cantidad 0.0406 g de $HgCl_2$ a cada una para que la solución contenga 3 ppm de Hg.

➤ **Para la concentración 4 (C4).**

$$[Hg]mg/l = [HgCl_2]mg/lX \frac{\text{Peso Molecular } [Hg]g}{\text{Peso Molecular } [HgCl_2]g}$$

$$5 mg/l = [HgCl_2]mg/lX \frac{200.59 g [Hg]}{271.59 g [HgCl_2]}$$

$$[HgCl_2]mg/l = 6.77 mg/l$$

Se adicionó a 03 cubas la cantidad 0.0677 g de $HgCl_2$ a cada una para que la solución contenga 5 ppm de Hg.

Preparación del medio ácido con HCl 1 M.

$$pH = 4$$

$$pH + pOH = 14$$

$$pOH = 10$$

$$pOH = -\text{Log} [1 * 10^{-10}]$$

$$OH = 1 * 10^{-10}$$

$$[OH] = \frac{10^{-14}}{1 * 10^{-5}} = 1 * 10^{-10}$$

$$[H][OH] = 10^{-14}$$

$$[H] = 10^{-4}$$

Numero de H^+ que se disocian es 1.

$$CONCENTRACION = 10^{-4}$$

$$C1 * V1 = C2 * V2$$

$$10^{-4} * 10L = 1 M * V2$$

$$V2 = 0.001 L$$

$$V2 = 0.001 L * 1000 \frac{mL}{1L}$$

$$V2 = 1 ml$$

Entonces a las 4 cubas y para 10 L de agua se adicionó 1ml HCl y se obtuvo un pH entre 3 - 4.

Preparación del medio básico con NaOH 1M.

$$pH = 10$$

$$pH + pOH = 14$$

$$pOH = 4$$

$$pOH = -\text{Log} [1 * 10^{-4}]$$

$$OH = 1 * 10^{-4}$$

$$[H] = \frac{10^{-14}}{1 * 10^{-4}} = 1 * 10^{-10}$$

$$[H][OH] = 10^{-14}$$

$$[OH] = 10^{-4}$$

Numero de OH⁻ que se disocian es 1.

$$CONCENTRACION = 10^{-4}$$

$$C1 * V1 = C2 * V2$$

$$10^{-4} * 10L = 1 M * V2$$

$$V2 = 0.001 L$$

$$V2 = 0.001 L * 1000 \frac{mL}{1L}$$

$$V2 = 1 ml$$

Entonces a las 4 cubas y para 10 L de agua se adicionó 1ml NaOH 1 M y se obtuvo un pH básico entre 8 - 10.

Apéndice 2. Reporte de la medición de valores de las variables de estudio y las relacionadas al mismo

Cuadro 31. Evaluación de temperatura durante la aplicación de nutrientes

TEMPERATURA (°C)					
DÍA	50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	Testigo
0	26.5	26.5	26.5	26.5	26.5
1	22.9	22.9	22.9	23	23
2	24.2	24.5	24.4	24.5	24.5
3	25.3	25.5	25.5	25.7	25.6
4	25.4	25.7	25.7	25.8	25.6
5	26.3	25.7	25.8	25.9	25.8
6	24.9	24.7	24.7	24.6	24.5
7	22.5	22.6	22.5	22.6	22.6
8	23.2	23.2	23.4	23.4	23.3
9	26.2	26.4	26.5	26.6	26.4

Cuadro 32. Evaluación de pH durante la aplicación de nutrientes

pH					
DÍA	50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	Testigo
0	7.39	7.39	7.39	7.39	7.39
1	7.2	7.26	7.16	7.13	7.66
2	7.25	7.24	7.34	7.42	7.7
3	7.8	7.83	7.68	7.55	7.5
4	7.7	7.53	7.48	7.45	7.32
5	7.7	7.56	7.53	7.5	7.47
6	8.2	7.9	7.7	7.6	7.9
7	7.13	7.1	7.09	7.09	6.92
8	7.13	7.06	7.06	7.05	6.98
9	7.12	7.08	7.09	7.11	7.1

Cuadro 33. Evaluación del número de hojas grandes durante la aplicación de nutrientes

Nº de hojas grandes					
DÍA	50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	Testigo
0	5	5	6	5	5
1	5	6	6	5	5
2	5	5	6	5	5
3	5	6	9	6	5
4	5	6	7	5	6
5	5	6	9	5	6
6	5	5	6	5	6

7	5	5	6	4	6
8	6	6	8	6	6
9	6	6	8	6	6

Cuadro 34. Evaluación del tamaño de la planta durante la aplicación de nutrientes

Tamaño de planta (cm)					
DÍA	50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	Testigo
0	10.5	12.2	9.1	11	8.9
1	10.2	13.5	9.7	11	8
2	10.5	13.7	9.7	11.2	7.1
3	11.7	14	9.8	11.5	10.8
4	10.8	14	9.9	11.6	8.9
5	13.1	14.5	10	11.6	10.1
6	13	12.5	14	13	11
7	11.1	10	11.3	11.9	9.4
8	10.7	14.1	10.5	11.8	9.8
9	10.9	11.5	11.7	11.9	9.9

Cuadro 35. Evaluación del tamaño de la raíz durante la aplicación de nutrientes

Tamaño de raíz(cm)					
DÍA	50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	Testigo
0	6.5	7	7.6	5.5	5
1	6	6	7.8	5.7	5
2	6.2	6	7.9	5.9	8.1
3	5.5	6.5	7	6.2	7.4
4	5.1	4.8	6.8	6.4	6
5	6.7	5.3	7.3	6.5	7.7

6	4	3	5.5	3	5
7	6.1	5.3	6.5	5.2	7.6
8	6.5	5.3	7.5	4.8	7.8
9	6.7	5.3	6.9	4.9	7.7

Cuadro 36. Evaluación del estado deterioro de las plantas durante la aplicación de nutrientes

Evaluación signos de deterioro en las plantas					
Día	50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	Testigo
0	1 con manchas amarillas y negras	1 hojas rota, 1 hojas ploma, 3 hojas pequeñas	2 hojas con manchas, 4 hojas pequeñas	1 hoja dañada, 1 hoja con manchas y una hoja en crecimiento	1 hoja dañada
1	1 hoja con manchas	1 hoja rota, 3 pequeñas	3 hojas pequeñas	1 pequeña y una con manchas	1 con manchas y 1 pequeña
2	1 hoja pequeña, 1 hoja pequeña y con manchas	1 hoja con manchas, 2 Hojas nuevas	3 Hojas en crecimiento, 2 pequeñas	1 Hoja muriendo, varias creciendo	1 hoja en crecimiento
3	1 hoja en crecimiento	2 hojas creciendo, 1 hoja muriendo	2 hojas en crecimiento	2 hojas muriendo	1 hoja creciendo, 1 hoja muriendo
4	1 hoja en crecimiento	2 hojas en crecimiento	3 hojas en crecimiento	1 hoja en crecimiento	1 hoja en crecimiento

5	1 hoja en crecimiento	1 Hoja marchita, 1 hojas en crecimiento	1 Hoja en crecimiento, 1 hoja marchita	2 Hojas marchitas	1 hoja marchita
6	1 Hoja marchita	1 hoja marchita	2 hojas marchitas	2 hojas marchitas	1 hoja marchita
7	1 Hoja marchita	1 Hoja marchita, 1 bulbo muerto, 2 hojas pequeñas	2 hojas marchitas	2 Hojas marchitas, 2 bulbos muertos	1 hoja marchita
8	1 hoja enferma	2 hojas pequeñas, 1 hoja enferma, 1 hoja muerta	2 hojas pequeñas, 4 hojas enfermas	2 hojas muertas	2 hojas enfermas
9	1 hoja enferma	2 hojas enfermas	2 hojas enfermas	2 hojas enfermas	2 hojas enfermas

Cuadro 37. Medición de temperatura y luminosidad en la evaluación preliminar

Fecha	T° agua (° C)	T° ext. (° C)	Luxómetro (Lux)
24/11/2014	22,1	24,2	268
25/11/2014	23,65	27,5	850
26/11/2014	20,1	23,9	194
27/11/2014	23,7	27,6	879
28/11/2014	22,2	24,9	328
29/11/2014	25,6	26,7	742
30/11/2014	24,28	28	940
01/12/2014	24,9	26,1	629

Cuadro 37. Evaluación del pH, cada 2 días, durante la remoción de mercurio

CONCENTRACIÓN DE MERCURIO 0.05 mg/L							
REPETICIÓN 1	pH ACIDO	3.4	4.1	5.5	6.8	6.9	7.0
	pH NEUTRO	6.4	6.8	7.1	7.3	7.6	7.8
	pH BASICO	10.1	9.8	8.5	8.1	8.0	8.2
REPETICIÓN 2	pH ACIDO	3.4	3.8	4.1	5.9	6.7	7.1
	pH NEUTRO	7.2	7.0	7.0	7.0	7.0	7.1
	pH BASICO	8.0	7.4	7.5	7.5	7.6	7.7
REPETICIÓN 3	pH ACIDO	3.7	3.9	4.9	4.9	5.4	5.3
	pH NEUTRO	6.8	6.2	6.2	6.2	6.4	6.3
	pH BASICO	8.1	7.6	7.4	7.1	7.7	7.8
CONCENTRACIÓN DE MERCURIO 0.1 mg/L							
REPETICIÓN 1	pH ACIDO	3.6	4.1	5.5	6.8	6.9	7.0
	pH NEUTRO	6.4	6.7	7.0	7.5	7.2	7.3
	pH BASICO	10.0	9.5	8.0	7.5	7.5	7.6
REPETICIÓN 2	pH ACIDO	3.6	4.2	5.1	6.0	6.2	6.5
	pH NEUTRO	7.2	7.1	6.7	6.7	6.8	6.6
	pH BASICO	8.2	7.4	7.6	7.5	7.4	7.8
REPETICIÓN 3	pH ACIDO	4.7	6.0	4.9	4.2	5.1	5.0
	pH NEUTRO	6.8	6.2	6.1	6.2	6.2	6.1
	pH BASICO	8.1	7.6	7.7	7.2	7.7	7.8
CONCENTRACIÓN DE MERCURIO 0.2 mg/L							
REPETICIÓN 1	pH ACIDO	3.3	4.0	4.5	6.5	6.7	6.8
	pH NEUTRO	6.4	6.5	6.8	7.0	7.3	7.5
	pH BASICO	10.3	9.5	9.0	7.3	7.5	7.0
REPETICIÓN 2	pH ACIDO	4.3	5.7	7.0	6.5	5.8	7.1
	pH NEUTRO	7.3	6.9	6.9	6.9	7.2	7.0
	pH BASICO	8.2	7.6	7.8	7.3	7.9	7.8
REPETICIÓN 3	pH ACIDO	3.9	4.5	4.9	4.8	5.2	5.1
	pH NEUTRO	7.0	6.6	6.0	6.0	6.2	6.1
	pH BASICO	8.2	7.4	7.4	7.6	7.5	7.3
CONCENTRACIÓN DE MERCURIO 0.3 mg/L							
REPETICIÓN 1	pH ACIDO	5.7	5.7	5.8	5.5	5.3	5.0

	pH NEUTRO	6.9	6.7	6.6	7.0	7.1	7.2
	pH BASICO	7.8	8.5	8.9	8.9	8.8	8.7
REPETICIÓN 2	pH ACIDO	4.2	4.4	5.6	5.4	6.2	6.2
	pH NEUTRO	6.4	7.1	6.8	6.7	6.6	6.6
	pH BASICO	7.4	7.5	7.4	7.4	7.5	7.1
REPETICIÓN 3	pH ACIDO	5.9	5.9	4.9	4.8	5.1	5.2
	pH NEUTRO	6.8	6.6	6.0	6.2	6.2	6.1
	pH BASICO	8.1	7.6	7.5	7.5	7.7	7.8
CONCENTRACIÓN DE MERCURIO 0.5 mg/L							
REPETICIÓN 1	pH ACIDO	3.7	4.0	5.0	7.2	7.0	7.0
	pH NEUTRO	6.5	6.8	7.3	7.5	7.3	7.2
	pH BASICO	10.2	9.5	8.0	7.9	7.6	7.7
REPETICIÓN 2	pH ACIDO	3.4	3.5	4.1	5.9	5.9	6.0
	pH NEUTRO	7.1	6.9	6.8	6.8	6.8	6.6
	pH BASICO	8.0	7.7	7.8	7.8	7.8	8.0
REPETICIÓN 3	pH ACIDO	3.6	4.1	4.9	5.8	6.0	6.5
	pH NEUTRO	6.7	6.2	6.0	6.2	6.1	6.0
	pH BASICO	8.1	7.8	7.5	7.7	7.8	7.8
TESTIGO							
REPETICIÓN 1	pH ACIDO	4.1	4.5	5.5	7.0	7.1	7.3
	pH NEUTRO	6.5	7.0	7.3	7.2	7.4	7.7
	pH BASICO	10.4	8.0	9.0	7.3	7.6	8.0
REPETICIÓN 2	pH ACIDO	6.8	6.2	6.3	5.7	5.4	5.5
	pH NEUTRO	7.2	6.9	6.9	6.9	6.9	6.6
	pH BASICO	8.8	7.8	7.8	7.8	8.0	7.7
REPETICIÓN 3	pH ACIDO	5.9	5.8	5.0	4.4	5.1	5.0
	pH NEUTRO	6.8	6.2	6.1	6.1	6.2	6.1
	pH BASICO	8.0	7.5	7.3	7.8	7.7	7.8

Cuadro 38. Determinación del porcentaje de remoción de mercurio en los tratamientos aplicados.

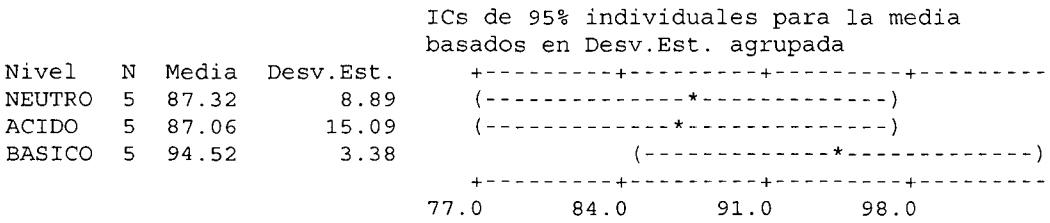
PORCENTAJE DE REMOCION DE MERCURIO POR CADA TRATAMIENTO															
pH	%R1			%R2			%R3			%R4			%R5		
	1R	2R	3R	1R	2R	3R	1R	2R	3R	1R	2R	3R	1R	2R	3R
acido	67.6	65.1	65.5	75.2	76.3	76.2	97.0	97.3	96.6	96.5	96.3	99.6	98.8	98.9	98.9
neutro	77.8	77.1	76.9	94.1	94.5	94.1	96.1	97.3	97.0	79.3	78.7	78.3	89.7	89.4	89.4
básico	89.2	89.2	89.6	94.1	94.5	94.1	96.6	97.3	96.6	98.1	98.2	98.2	94.1	94.2	94.0

Cuadro 39. Análisis estadístico de los resultados de la investigación

ANOVA unidireccional: NEUTRO, ACIDO, BASICO

Fuente	GL	SC	MC	F	P
Factor	2	179	90	0.85	0.453
Error	12	1272	106		
Total	14	1452			

S = 10.30 R-cuad. = 12.36% R-cuad. (ajustado) = 0.00%

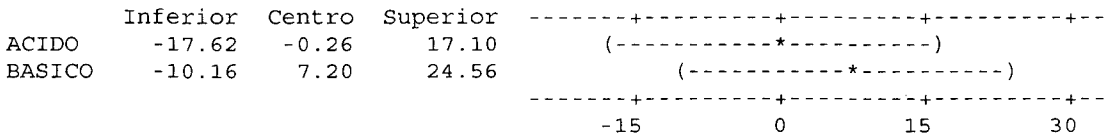


Desv.Est. agrupada = 10.30

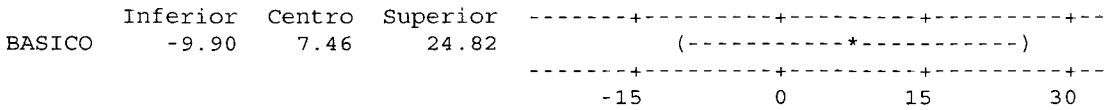
Intervalos de confianza simultáneos de Tukey del 95%
Todas las comparaciones en parejas

Nivel de confianza individual = 97.94%

Se restó NEUTRO a:



Se restó ACIDO a:



Apéndice 2. Figuras y fotos de la investigación

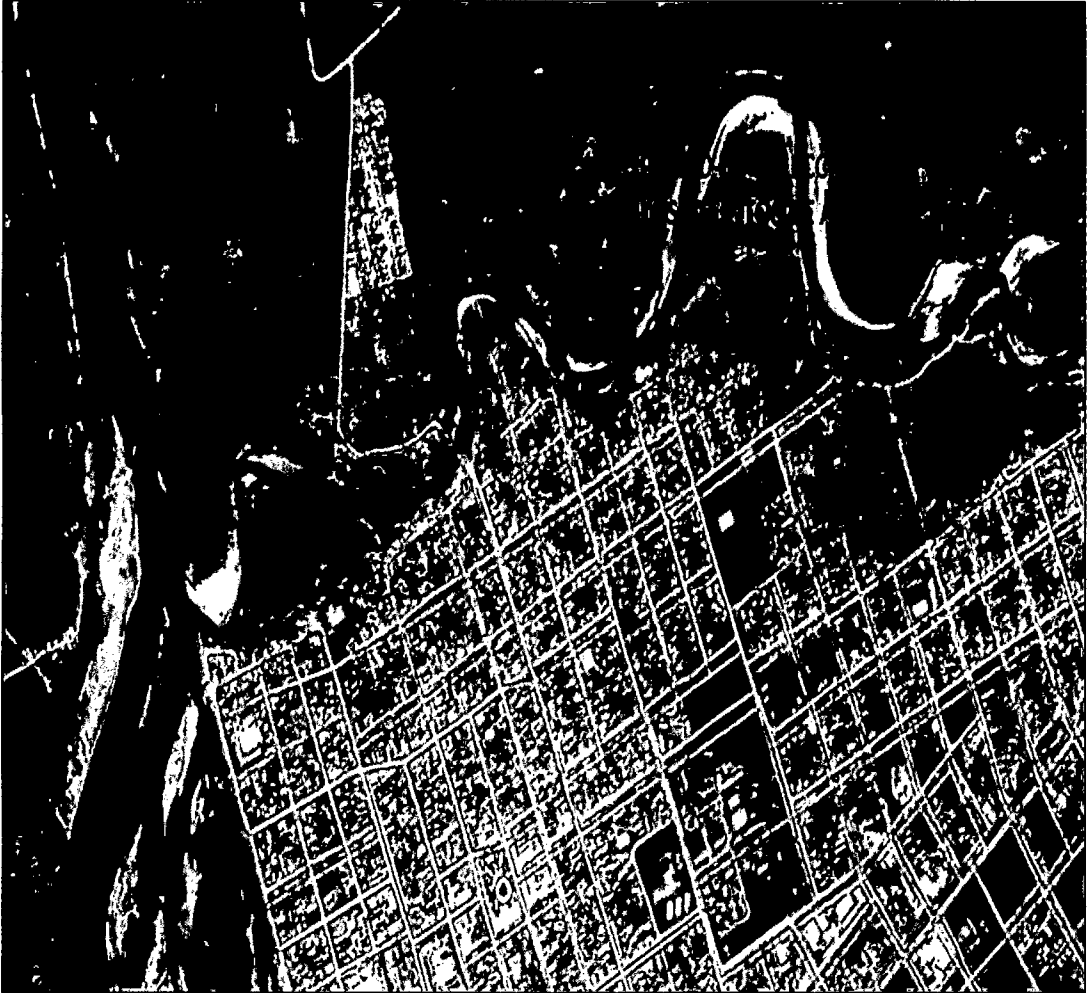


Figura 17. Ubicación del lugar de recolección de los jacintos de agua.



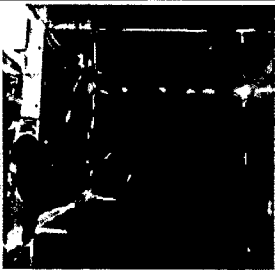
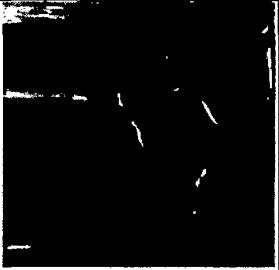
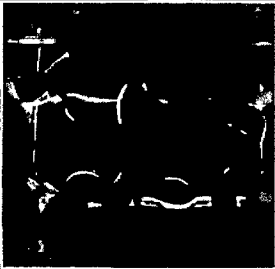

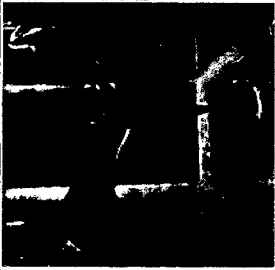
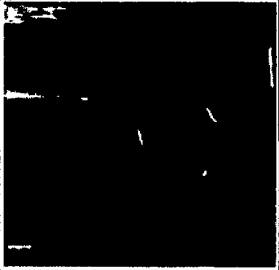
Diferentes Concentraciones de Nitrato de Potasio	Tamaño de la raíz (cm)	Tamaño de la planta (cm)	Ph del agua	Número de hojas grandes	Temperatura del agua (°C)	Testigo
	50ppm					
	6.5	10.5	7.39	5	26.5	
	Testigo					
	5	8.9	7.39	5	26.5	
	100ppm					
	7	12.2	7.39	5	26.5	
	Testigo					
	5	8.9	7.39	5	26.5	
	150ppm					
	7.6	9.1	7.39	6	26.5	
	Testigo					
	5	8.9	7.39	5	26.5	
	200ppm					
	5.5	11	7.39	5	26.5	
	Testigo					
	5	8.9	7.39	5	26.5	

Figura 18. Evaluación de la planta a diferentes concentraciones de nitrato de potasio.

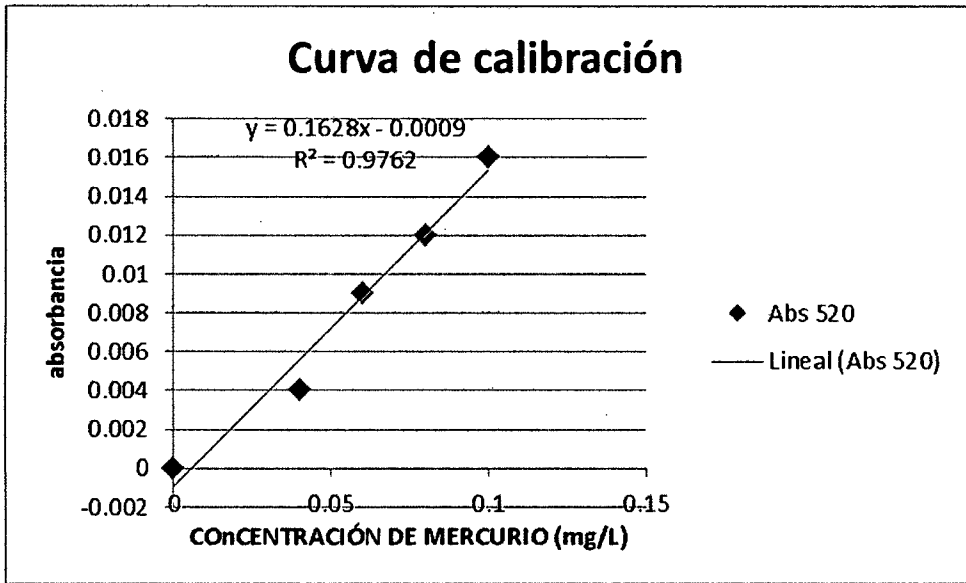


Figura 19. Curva de calibración para la lectura de concentración de mercurio, en espectrofotómetro UV-visible



Figura 20. Aplicación de nitrato de potasio a las plantas

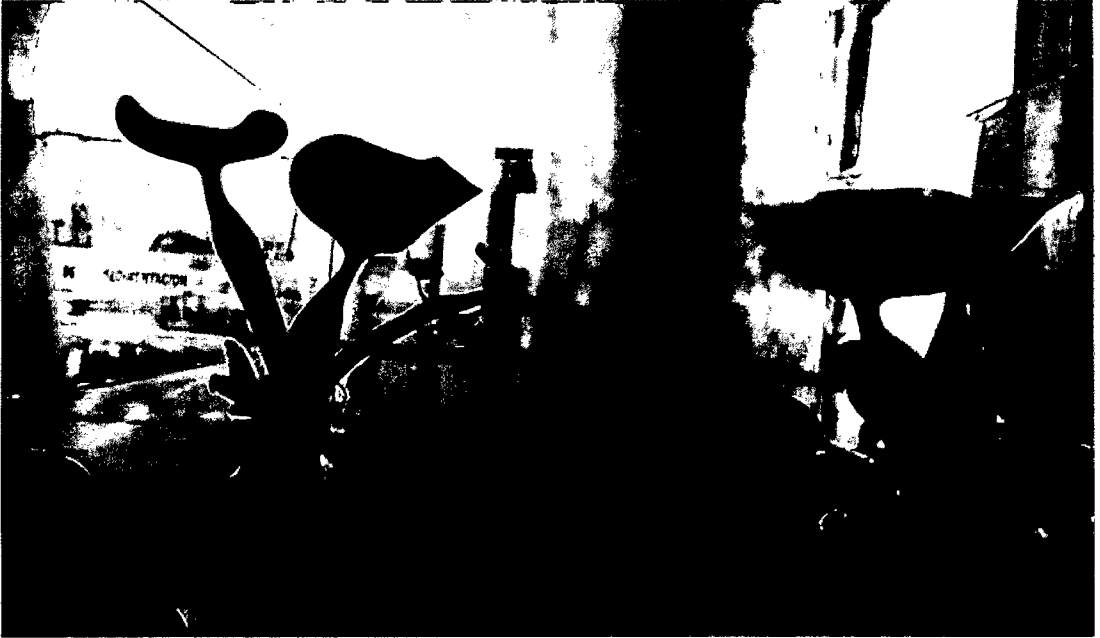


Figura 21. Efectos en la plantas con concentración de 200 ppm de nitrato de potasio (a la izquierda) y la planta testigo(a la derecha)

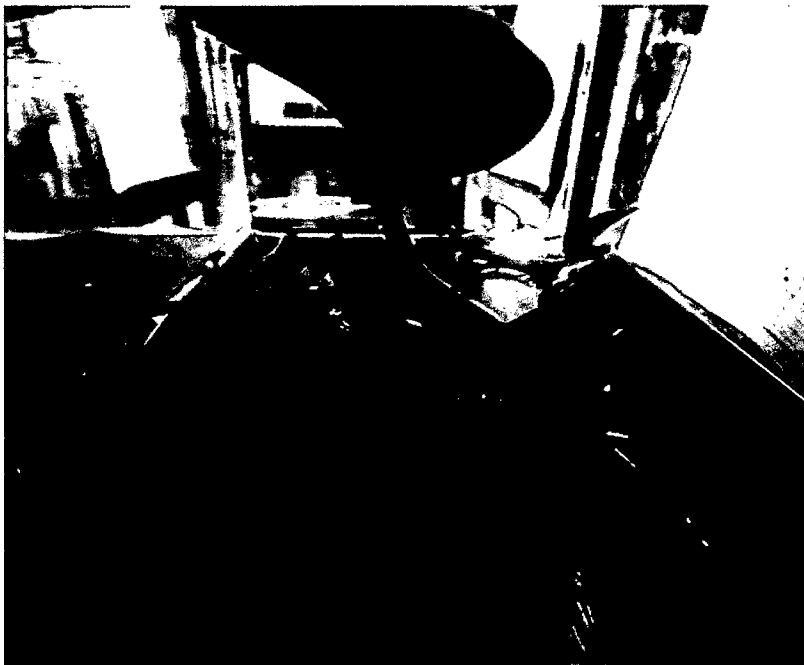


Figura 22. Planta con mejor asimilación de nutrientes.

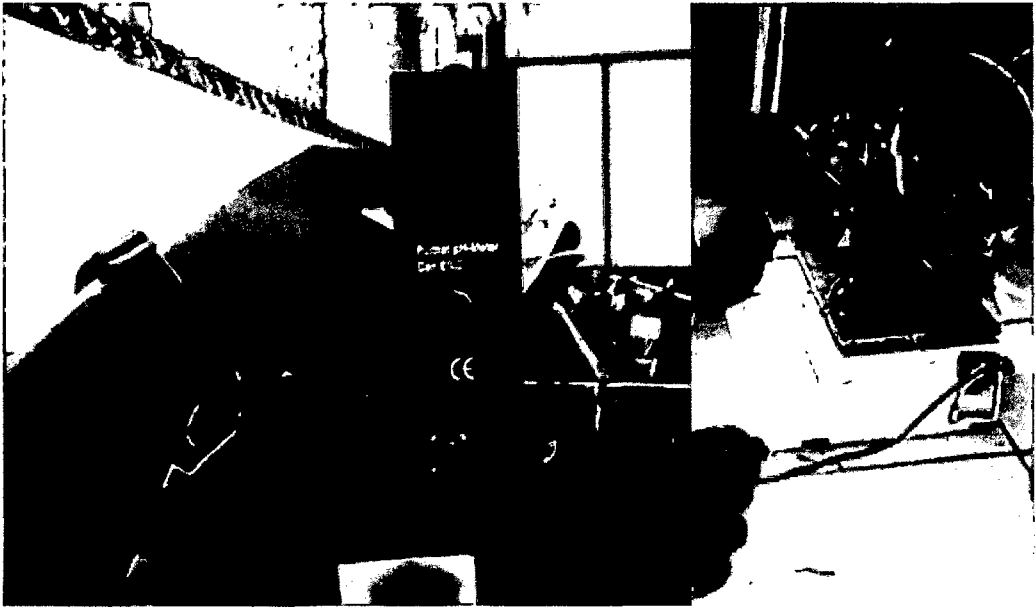


Figura 23. Medición de pH por cada cuba y control de peso de las plantas



Figura 24. Muestras colectadas para la determinación del pH óptimo.



Figura 25. Medición del pH de las muestras después del tratamiento



Figura 26. Muestras colectadas para la lectura de mercurio remanente por cada tratamiento

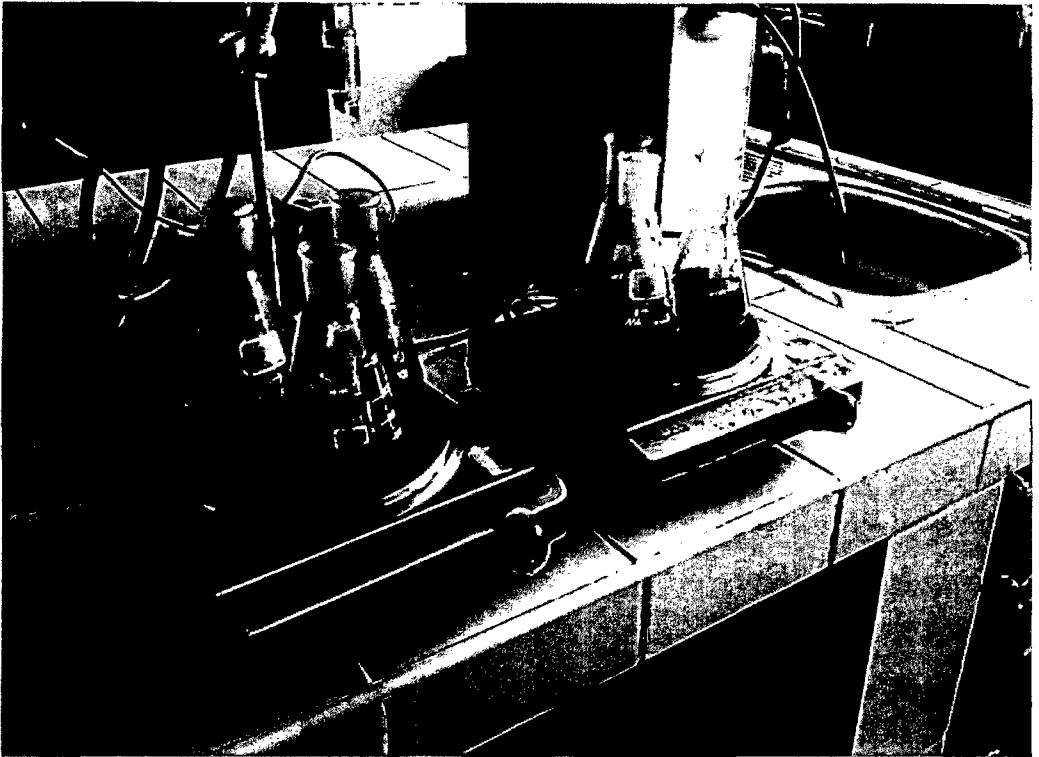


Figura 27. Digestión de las muestras con permanganato de potasio en medio ácido

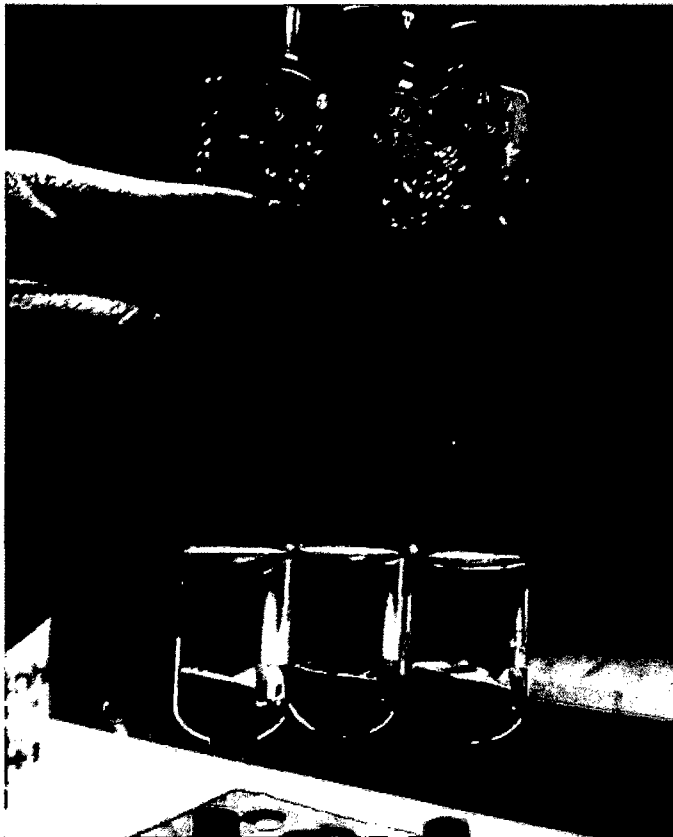


Figura 28. Comparación colorimétrica con ditionita, en los tres medios de pH.

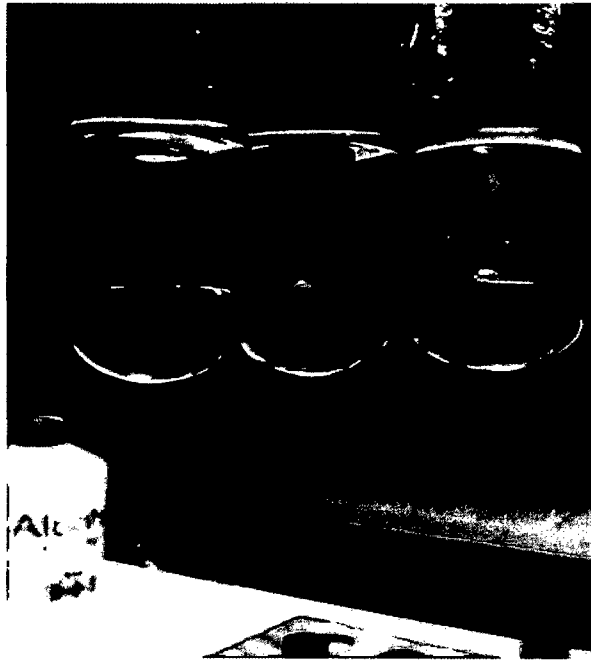


Figura 29. Diferencia de color, por reacción del mercurio remanente y la ditizona.



Figura 30. Montaje del sistema experimental-humedal superficial de flujo continuo a escala laboratorio

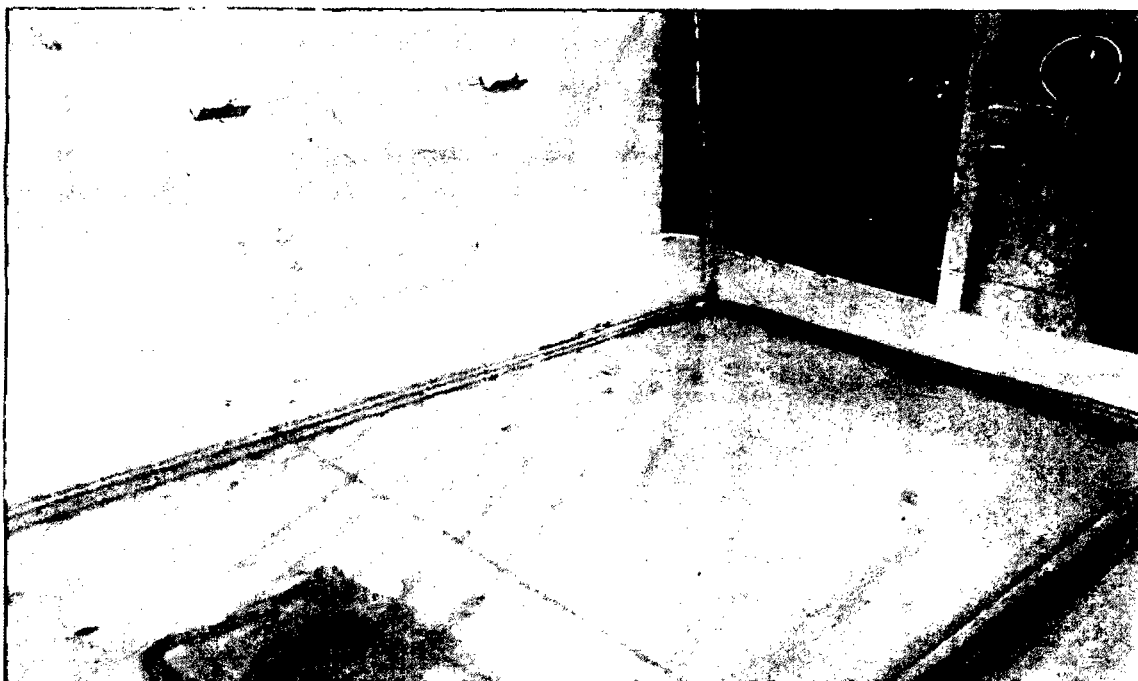


Figura 31. Divisiones en el humedal para mejor distribución de las planta.



Figura 32. Sistema experimental operando a las condiciones óptimas de pH determinadas en los estudios preliminares



Figura 33. Sistema radicular de los jacintos de agua en el humedal superficial de flujo continuo a escala laboratorio