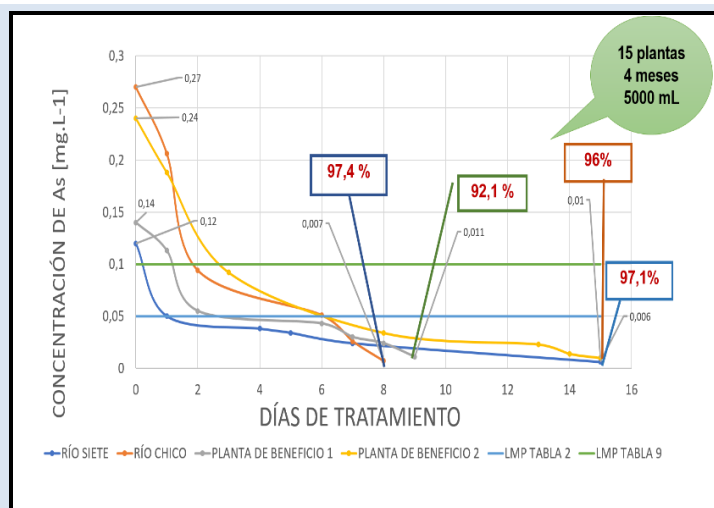


REMOCIÓN DE ARSÉNICO DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE PLANTAS DE BENEFICIO DE ORO Y CUERPOS HÍDRICOS, DE LA ZONA MINERA DE PONCE ENRÍQUEZ, POR RIZOFILTRACIÓN CON PASTO AZUL (*DACTYLIS GLOMERATA*)

Ángela Quishpe*, Paola Barreto, Alicia Guevara

Departamento de Metalurgia Extractiva, Escuela Politécnica Nacional, Ladrón de Guevara E11-253, Quito, Ecuador.

*e-mail: qangela2912@gmail.com



RESUMEN

El presente trabajo se evaluó la remoción de As de muestras de agua de dos cuerpos hídricos y dos efluentes de plantas de beneficio de oro de la zona minera de Camilo Ponce Enríquez, a través del tratamiento de rizofiltración con pasto azul (*dactylis glomerata*). Esta especie fue previamente seleccionada por su capacidad de remoción de As del 96% en soluciones sintéticas. Para el estudio se partió de concentraciones de As de 0,12 y 0,27 mg.L⁻¹, para muestras de los ríos Siete y Chico, y 0,14 y 0,24 mg.L⁻¹, para efluentes de dos plantas de beneficio, respectivamente. Después del cuarto día de tratamiento por rizofiltración, la concentración de As ya presentaba valores bajo el límite máximo permisible establecido en la normativa ambiental ecuatoriana (0,05 y 0,1 mg.L⁻¹) que corresponden al 80% de remoción. Así mismo se determinó que más del 70% del As contenido en las especies se acumula en la raíz, esto debido a la retención del metaloide en la pared celular como por la complejación de las fitoquelatinas en la vacuola celular de la planta. A partir de los resultados obtenidos a escala laboratorio se realiza una prueba piloto en un humedal artificial con 5 L de muestras de efluente, logrando una remoción del 98% de As al segundo día de tratamiento, la eficiencia del proceso se incrementó debido a la interacción del sistema radicular del pasto azul con el sustrato del humedal.

Palabras claves: Arsénico, rizofiltración, cuerpos hídricos, efluentes líquidos, remoción.

REMOVAL OF ARSENIC FROM LIQUID EFFLUENTS OF GOLD BENEFIT PLANTS AND WATER BODIES, FROM THE MINING ZONE OF PONCE ENRÍQUEZ, BY RIZOFILTRATION WITH BLUE GRASS (*DACTYLIS GLOMERATA*)

ABSTRACT

The present study evaluated the removal of As from water samples from two rivers and two effluents from gold processing plants in the mining area of Camilo Ponce Enriquez, through the treatment of rizofiltration with blue grass (*dactylis glomerata*). This species was previously selected for its 96% As removal capacity in synthetic solutions. For the study, concentrations of As of 0,12 and 0,27 mg.L⁻¹ were used, for samples of the Siete and Chico rivers, and 0,14 and 0,24 mg.L⁻¹, for effluents of two gold processing plants, respectively. After the fourth day of treatment by rizofiltration, the concentration of As already had values below the maximum permissible limit established in the Ecuadorian environmental regulations (0,05 and 0,1 mg.L⁻¹) that correspond to 80% removal. Likewise, it was determined that more than 70% of the As contained in the species accumulates in the root, this due to the retention of the metalloid in wall cell as well as the complexation of the phytochelatins in the cellular vacuole of the plant. From the results obtained at the laboratory scale, a pilot test is carried out in an artificial wetland with 5 L of effluent samples, achieving a 98% removal of As on the second day of treatment, the efficiency of the process was increased due to the interaction of the root of the blue grass with the wetland substrate.

Keywords: Arsenic, rizofiltration, rivers, liquid effluents, removal

1. INTRODUCCIÓN

En Ecuador tanto la extracción como el procesamiento de oro se han desarrollado principalmente a escala artesanal y de pequeña minería, ambos caracterizados por un escaso nivel de tecnificación y la insuficiente participación de personal capacitado. Esta situación ha provocado, entre otros problemas, la inadecuada gestión de los recursos naturales, el incremento de riesgos geológicos, la deficiencia de sistemas de seguridad y salud ocupacional, además de la contaminación del agua, suelo y aire [1].

Esta problemática se hace más evidente en las provincias de Azuay, El Oro y Zamora Chinchipe, específicamente en los distritos mineros de Nambija, Portovelo-Zaruma y Camilo Ponce Enríquez [2], como se indica en la figura 1. En estas zonas los minerales auríferos que contienen cantidades importantes (> 15%) de sulfuros como piritita, pirrotina, arsenopirita y calcopirita, se procesan en molinos chilenos (trapiches) se concentran gravimétricamente y el oro grueso presente se recupera por amalgamación con mercurio, esto a pesar de la prohibición establecida en la Reforma de la Ley de Minería del año 2013[3]. El oro fino del material residual se recupera por cianuración y este proceso genera grandes volúmenes de efluentes que contienen concentraciones elevadas de metales como As, Cu y Hg [4].

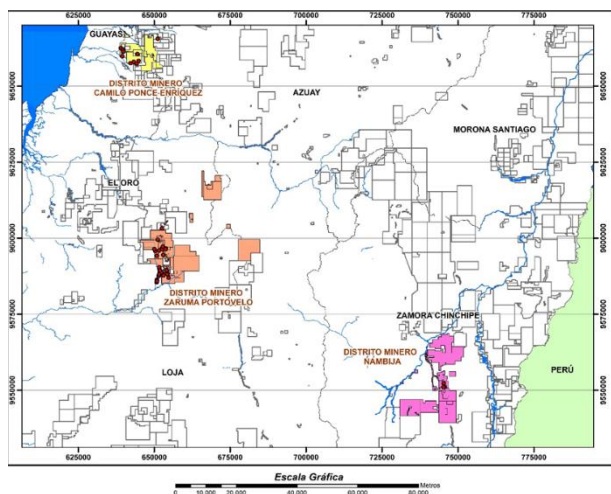


Figura 1. Ubicación de los principales Distritos Mineros de Pequeña Minería, Ecuador.

Los efluentes generados en estos procesos metalúrgicos son considerados desechos peligrosos,

sin embargo, en muchos casos debido a una inadecuada gestión ambiental y ubicación geográfica, estos son depositados cerca de pendientes y ríos [5]. Las descargas al ambiente, sin ningún tratamiento previo, de efluentes que contienen metales pesados disueltos y otras sustancias químicas ha generado que la mayor afectación ambiental se concentre en los cuerpos hídricos de las áreas cercanas a la explotación minera [1,6,7]. Esta situación representa un riesgo potencial para el ambiente, los habitantes de estas zonas, así como a la agricultura y acuicultura [8].

En este contexto, los metales pesados presentes tanto en los efluentes líquidos como en los relaves generados en los procesos de extracción aurífera, constituyen un riesgo latente debido a su peligrosidad, ya que al no ser ni química ni biológicamente degradables, pueden permanecer cientos de años en el ambiente y provocar la degradación de los cuerpos hídricos [7].

La preocupación que ha generado este tema ha llevado a que se realice monitoreos de la calidad de agua de los tres principales distritos mineros del Ecuador, realizados por PRODEMINCA [8], Appleton et al. [5]; así como INIGEMM [9]. En estos estudios se determinó que la concentración de As en los ríos de la zona de Camilo Ponce Enríquez, es superior a la de los ubicados en Zaruma Portovelo y Nambija, conforme se detalla en la Tabla 1.

Se ha determinado que los cuerpos hídricos del distrito minero de Camilo Ponce Enríquez, presentan valores promedio de As 20 veces superiores a los límites máximos permisibles establecidos por la normativa ambiental para la preservación de la vida acuática y silvestre en agua dulce ($0,05 \text{ mg. L}^{-1}$) y 64 veces más que la concentración mínima recomendada por la Organización Mundial de la Salud (10 ug. L^{-1}).

Por este motivo es de vital importancia que los efluentes líquidos generados en las plantas de beneficio antes de su descarga a los cuerpos hídricos cuenten con un tratamiento previo, ya que la exposición prolongada a éste metaloide, puede causar alteraciones en el sistema nervioso y circulatorio, así como en la piel, pudiendo llegar a provocar hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) enfermedad que se atribuye al consumo de agua con alto contenido de As durante un largo tiempo, e incluso provocar cáncer de piel,

pulmón, vejiga, entre otros [10-13].

Tabla 1. Resultados del monitoreo de la concentración de As en los cuerpos hídricos de los 3 principales distritos mineros.

Distrito minero	Zona de muestreo	As (mg.L ⁻¹)
Camilo Ponce Enríquez	Río Chico-Río Gala ⁽³⁾	2,82
	Quebrada Jabón ⁽²⁾	0,893
	Río Siete ⁽³⁾	0,785
	Río Chico ⁽²⁾	0,051
	Río Siete (valor máximo) ⁽¹⁾	0,47
	Quebrada Caña Quemada ⁽³⁾	0,044
	Río Guanache ⁽²⁾	0,036
	Ex Camp. Militar Saraguro ⁽²⁾	0,027
Zaruma - Portovelo	Río Tenguel ⁽²⁾	0,003
	Río Calera ⁽³⁾	1,983
	Río Calera AJ Amarillo ⁽²⁾	0,52
	Río Amarillo AJ Pindo ⁽²⁾	0,343
	Río Amarillo ⁽²⁾	0,302
	Río Pindo ⁽³⁾	0,051
	Río Amarillo ⁽³⁾	0,001
	Río Calera y Amarillo ⁽¹⁾	ND*
Nambija	Quebrada Calixto ⁽³⁾	0,026
	Quebrada Nambija ⁽²⁾	0,016
	Quebrada Cambana ⁽³⁾	0,009
	Quebrada Calixto ⁽²⁾	0,003
	Río Nambija ⁽³⁾	0,003
	Las Orquídeas ⁽²⁾	0,002
	Río Nambija ⁽¹⁾	ND*
	Quebrada Campanas ⁽²⁾	ND*
Quebrada Cumay ⁽²⁾		ND*
Límite máximo permisible As (mg. L ⁻¹) ⁽⁴⁾		0,05

Fuente: (1) (Appleton et al. 2001); (2) (INIGEMM, 2014); (3) (PRODEMINCA, 1998); (4): Límite Máximo Permisible, Anexo 1, Tabla 2; Criterio de Calidad Admisible para la preservación de la vida acuática y silvestre en agua dulce, marinas y de estuario. TULSMA, 2015; ND*: no se ha determinado valor

Actualmente existen varios estudios sobre la aplicación de técnicas de remediación para la remoción de As en agua, entre las cuales se consideran procesos físicos químicos como son adsorción, intercambio de iones, precipitación-coagulación, filtración de membrana; también se contemplan procesos biológicos como tratamientos con microorganismos o bio filtración, así como la fitorremediación [14-18].

La fitorremediación es una alternativa sustentable y

de bajo costo para la rehabilitación de ambientes afectados por contaminantes naturales y antropogénicos y es especialmente útil para el tratamiento de metales pesados, ya que aprovecha la capacidad de especies vegetales para extraer, acumular, inmovilizar y transformar los contaminantes del agua [19-23]. Las plantas empleadas son capaces de retener altas concentraciones de metales tóxicos en sus raíces, brotes y hojas; por lo que, se las ha definido como un sistema de bombeo y filtración impulsado por energía solar que actúan como "acumuladores" que sobreviven a pesar de concentrar contaminantes en sus tejidos, éstos los biodegradan o bio-transforman en formas inertes [24-27].

Existen especies vegetales que son más eficaces para absorber diferentes tipos de metales como el Pb, Zn, Cu, Co, Cr, As, y varios radionucleídos. Los cambios más importantes que se aprecian en las plantas empleadas en estos tratamientos son morfológicos y de deficiencia de crecimiento, éstos dependen del tipo de especie utilizada en el tratamiento [28-31].

Las técnicas de fitorremediación tienen varias ventajas, ya que las plantas pueden prosperar en ambientes altamente tóxicos, debido a que requieren poco cuidado, además de generar gran cantidad de biomasa rica en metales que una vez finalizado el tratamiento pueden reciclarse, pero también se enfrentan a desafíos como la baja reproducción de las especies en medios menos controlados y la concentración excesiva de metales pesados que limita la remoción de los mismos [32-33].

Una de las técnicas de fitorremediación más aplicada en medio acuático, es la rizofiltración, donde las raíces absorben, concentran y precipitan los metales pesados presentes en aguas residuales, este proceso incluye el transporte de contaminantes metálicos hacia la superficie de la raíz absorbente, así como la absorción del metal a través de las membranas de las células de la raíz hacia la biomasa, siendo importante las interacciones entre planta-agua, a fin de controlar la recuperación de contaminantes específicos de los cuerpos hídricos [29,34,35].

Las plantas más efectivas para este tipo de fitorremediación, son las especies terrestres que crecen en medios hidropónicos, cuyas raíces deben ser de rápido crecimiento con la capacidad de eliminar metales tóxicos durante largos períodos de

tiempo de exposición [36-38]. La rizofiltración presenta varias ventajas como: depurar varios metales, tratar grandes volúmenes de efluentes, menor necesidad de productos químicos tóxicos, reducción del volumen de residuos secundarios, reciclaje y efectividad en el cumplimiento de la normativa ambiental. [29,34,37,39]

Ejemplos exitosos del uso de esta técnica son los humedales artificiales, camas de caña y sistemas de planta flotante para el tratamiento de algunos tipos de aguas residuales, en este caso los metales se acumulan mayoritariamente en las raíces de las plantas empleadas. Trabajos realizados por Liñán [40]; Flores [41] y Barreto [42], lograron obtener valores de remoción de As en soluciones sintéticas de 22%, 50%, 98%, 96%, empleando especies como la Quinuilla (*Chenopodium álbum*), cebolla, *Allium cepa*, Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), Pasto Azul (*Dactylis glomerata*) respectivamente [43-45].

Hasta ahora en el Ecuador, no se evidencia la aplicación de sistemas de remediación de aguas contaminadas por As en zonas mineras. La presente

investigación tiene como objetivo principal evaluar la capacidad de remoción de este metal de efluentes líquidos de plantas de beneficio y de cuerpos hídricos ubicados en el distrito Minero de Camilo Ponce Enríquez.

En este trabajo se empleará la rizofiltración con pasto azul (*Dactylis glomerata*) para absorber, acumular, estabilizar o reducir el As, presente en efluentes líquidos de dos plantas de beneficio y dos cuerpos hídricos del distrito minero en referencia. El tratamiento se aplicará hasta alcanzar niveles de As inferiores a los límites máximos permisibles establecidos en la normativa ambiental ecuatoriana, tanto a escala laboratorio como piloto. A partir de los resultados obtenidos se espera motivar la aplicación del proceso por parte de las empresas mineras de la zona como un tratamiento no convencional que mejoraría la gestión ambiental de sus actividades.

2. PARTE EXPERIMENTAL

En la figura 2 se presenta un resumen de la metodología empleada en el presente estudio:

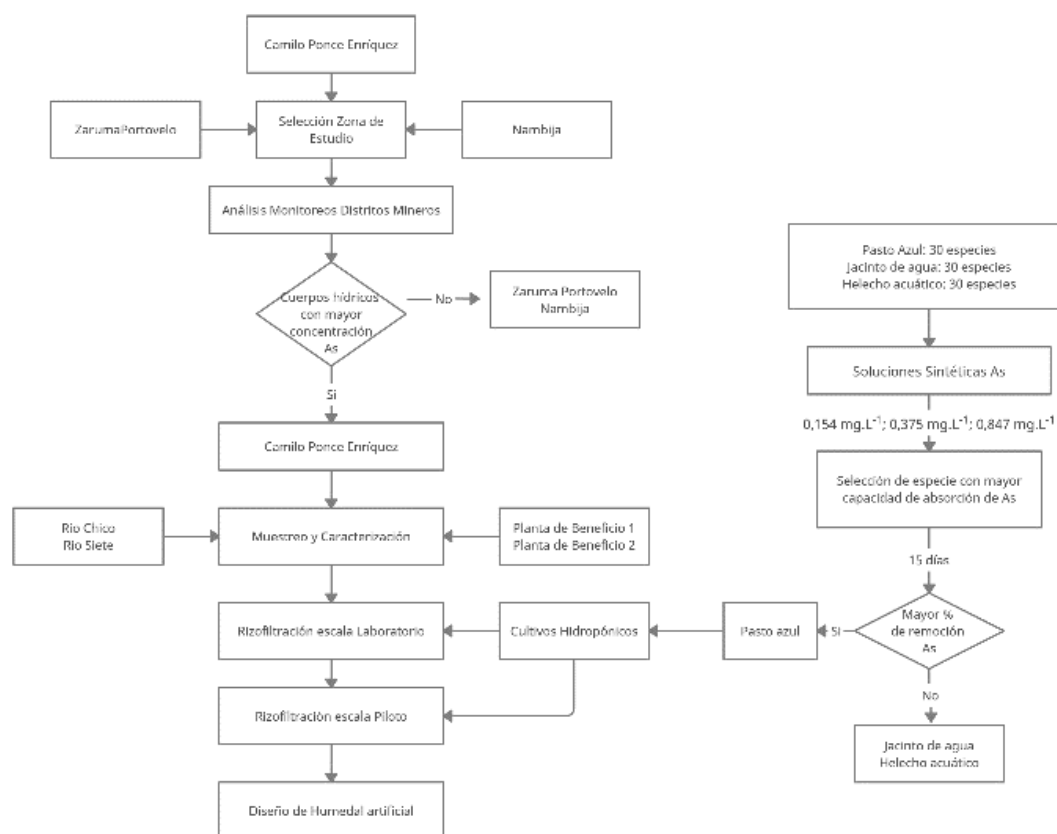


Figura 2. Diagrama de Flujo de la metodología empleada.

2.1 Caracterización de las muestras de estudio

2.1.1 Selección de la zona de estudio

Con base en la información existente sobre los monitoreos de calidad de agua de los ríos en los principales distritos mineros del sur de Ecuador, realizadas por PRODEMINTA [8], Appleton et al. [5] así como por el INIGEMM [9], se seleccionó como área de estudio el distrito de Camilo Ponce Enríquez, ya que presentaba las mayores concentraciones de As.

Con estos antecedentes se identificaron a los ríos Siete y Chico como los cuerpos hídricos a emplear en el presente trabajo, pues ambos superaban en promedio 20 veces el límite máximo permisible 0,05 mg. L⁻¹, establecido en la Tabla 2, del Anexo 1 del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, conforme se presenta en la Tabla 2 [46]. Además, se identificaron dos plantas de beneficio ubicadas en la zona de influencia de los cuerpos hídricos seleccionados, cuyos efluentes líquidos presentaron concentraciones de As superiores a 0,1 mg. L⁻¹, que corresponde al límite máximo permisible establecido en el Anexo 1, Tabla 9 [46], conforme se detalla en la siguiente tabla.

Tabla 2. Resultados de monitoreo de calidad de agua en cuerpos hídricos del Distrito Minero de Camilo Ponce Enríquez.

Cuerpo Hídrico	Concentración de As (mg. L ⁻¹)		
	PRODEMINTA 1998	INIGEMM 2014	Appleton et al., 2001
Río Siete	0,785	0,893	0,47
Río Chico	2,82	0,051	---
LMP ⁽¹⁾	0,05		

(1): Límite Máximo Permisible, Anexo 1, Tabla 2; Criterio de Calidad Admisible para la preservación de la vida acuática y silvestre en agua dulce, marinas y de estuario. TULSMA

Adicionalmente, para la selección de la zona de estudio, se consideró la información del Catastro Minero [46], se determinó que en el distrito Camilo Ponce Enríquez se ubican 25 concesiones mineras y 38 plantas de beneficio, de las cuales más del 95% no están regularizados ambientalmente para la ejecución de sus labores mineras; por lo que, estas no cuentan con las medidas ambientales necesarias para cumplir con los requerimientos establecidos por la Máxima Autoridad Ambiental, en la gestión de sus descargas. Esta situación afecta a la calidad de los cuerpos hídricos que se ubican cerca de estas

actividades, los mismos que aguas abajo son utilizados para consumo humano y riego.

2.1.2 Toma de muestras de efluentes líquidos y cuerpos hídricos del distrito minero Camilo Ponce Enríquez

Con la identificación de los cuerpos hídricos y plantas de beneficio ubicados en el distrito minero de Camilo Ponce Enríquez, se georreferenciaron los puntos objeto de estudio, para lo que se tomaron las coordenadas de cada uno de ellos en el sistema WGS 84 – 17 Sur, que se detalla en la Tabla 3.

Tabla 3. Coordenadas de los cuatro puntos de muestreo.

Muestra	Nomenclatura	Coordenadas WGS 84-17S	
		Norte	Este
Río Siete	RS	636474	9661446
Río Chico	CH	644996	9668296
Planta de beneficio 1	PB1	642260	9657706
Planta de beneficio 2	PB2	651264	9665731

Se debe señalar que existe una distancia aproximada de 6 Km en línea recta desde el punto de muestreo del cuerpo hídrico y la planta de beneficio que se ubica sobre el mismo, es decir que el efluente líquido con el que se trabajará contribuye con carga contaminante al cuerpo hídrico de estudio, por lo que es importante la aplicación de sistemas de tratamiento previo a su descarga.

Una vez seleccionados los puntos, se procedió con un muestreo puntual, para lo cual se empleó el método establecido en la Norma Técnica INEN 2176 [47].

Las muestras fueron transportadas en un cajón refrigerado por vía terrestre, al laboratorio del Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX), donde se realizaron los respectivos análisis para la caracterización físico – química, a fin de determinar las condiciones iniciales previo a la aplicación del proceso de rizofiltración como alternativa de depuración.

2.1.3 Caracterización de las muestras bajo estudio

La caracterización química de las muestras, se realiza empleando un equipo de absorción atómica (AAAnalyst 300, Perkin Elmer) y un equipo de Espectrometría de emisión óptica de plasma

acoplada inductivamente ICP-OES (Perkin Elmer Optima 8000), para determinar la concentración inicial de Cu, Cd, Pb, Fe, Zn, Hg y principalmente As. Además, se midió el pH de las muestras y los sólidos suspendidos presentes.

Se consideraron estos parámetros ya que los mismos cuentan con límites máximos permisibles establecidos en la normativa ambiental vigente y que tienen incidencia en los criterios de calidad para tratamiento de aguas afectadas por actividades mineras [48].

2.2 Desarrollo de cultivos hidropónicos de plantas para rizofiltración

2.2.1 Selección de especie con mayor capacidad de absorción de As en medio acuoso

Para la selección de la especie con mayor porcentaje de absorción de As, se realizaron ensayos con plantas de jacinto de agua (*eichhornia crassipes*), pasto azul (*poa pratensis*) y helecho acuático miniatura (*azolla*), las cuales se desarrollaron en cultivos hidropónicos [42].

Las especies seleccionadas, fueron separadas en tres grupos de 10 plantas y cada una de ellas se colocó en contacto con 400 mL de soluciones sintéticas de As de 0,154 mg.L⁻¹; 0,375 mg.L⁻¹; y 0,847 mg.L⁻¹, durante 15 días. Durante este periodo se llevó un registro del pH de las soluciones, así como del marchitamiento, mortalidad, y coloración de las plantas.

Los días 1, 2, 3, 6, 7, 8, 9 y 15 del ensayo se tomaron alícuotas de 10 mL para el análisis de la concentración de As en el ICP-OES, las cuales fueron filtradas previamente para eliminar cualquier impureza que pueda afectar la lectura de resultados, por cada concentración se realizaron 9 repeticiones. Se determinó el porcentaje de absorción del metal pesado por las plantas, con base en la diferencia entre la concentración inicial y final de este metaloide en solución, además se consideró la pérdida de volumen de muestra debido a la evaporación y absorción propia de las plantas.

En función de los resultados obtenidos se seleccionó la especie que presentó el mayor porcentaje de absorción de As en soluciones sintéticas, para su posterior aplicación en ensayos de depuración de aguas de río y efluentes de la zona de Camilo Ponce

Enríquez.

2.2.2 Desarrollo de cultivos hidropónicos de pasto azul (*dactylis glomerata*)

Se implementaron semilleros hidropónicos empleando como sustrato espuma de poliuretano, en cubos de 2,5 cm por arista. Cada cubo se humedeció con agua destilada, previo a colocar 3 a 4 semillas de pasto azul (*dactylis glomerata*), con el fin de facilitar la germinación [48].

Los cubos con las semillas se colocaron en recipientes (semilleros) que se cubrieron con agua destilada y se dejaron reposar por 24 horas, para que el sustrato capte toda la humedad necesaria para favorecer la germinación. Transcurrido ese periodo se evacuó el exceso de agua para que prosiga el proceso. Durante esta etapa se realizó una depuración de las plántulas que no germinaron.

Las primeras plántulas germinadas fueron trasladadas a bandejas con solución nutritiva, que provee los nutrientes necesarios para su adecuado desarrollo [49]. Esta solución fue elaborada a partir de macronutrientes como: fosfato di ácido de potasio (KH₂PO₄), nitrato de potasio (KNO₃), nitrato de calcio tetra hidratado [Ca(NO₃)₂*4H₂O], sulfato de magnesio hepta hidratado (MgSO₄*7H₂O); y micronutrientes como: EDTA de hierro (Fe), sulfato manganeso hidratado (MnSO₄ H₂O), ácido bórico (H₃BO₃), sulfato cúprico penta hidratado (CuSO₄*5H₂O), molibdato de amonio tetra hidratado [(NH₄)₆Mo₇O₂*4H₂O], sulfato de zinc hepta hidratado (ZnSO₄*7H₂O), cuya composición se presenta en la Ficha Técnica III. Las plántulas permanecen en las bandejas hasta alcanzar una longitud de 10 a 12 cm.

Las plantas ya desarrolladas fueron trasladadas a un sistema hidropónico vertical NFT (Nutrient Film Technique), que está compuesto de: a) Canales para cultivo hidropónico (tubos PVC de 3 m de largo y 0,1 m de diámetro), b) Estructura de madera (1 m de base, 2,4 de largo y 2,1 de alto), y c) Sistema de bombeo y alimentación (red de distribución, bomba y tanque de alimentación), conforme a la Figura 3. Además, en los canales para el cultivo hidropónico, las plantas se colocaron con una separación de 5 cm, entre cada una de ellas.

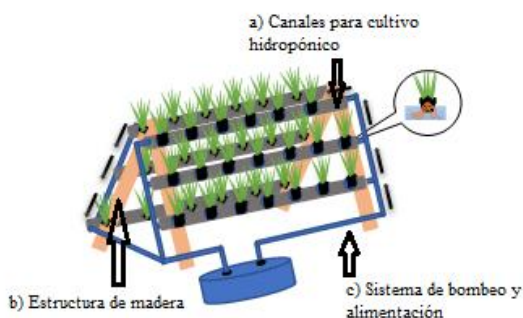


Figura 3. Esquema sistema hidropónico vertical NFT (Nutrient Film Technique).

Durante el proceso de crecimiento de las plantas de pasto azul se controló su longitud, la presencia de plagas y la mortalidad de las mismas. Las plantas permanecieron de 4 a 5 meses dentro de este sistema, hasta que presentaron longitudes promedio de 60 cm en hojas y 12 cm en raíz, previo a ser empleadas en el tratamiento de rizofiltración de las muestras de efluentes y cuerpos hídricos [42].

2.3 Remoción de As de efluentes líquidos de plantas de beneficio y cuerpos hídricos por rizofiltración con pasto azul a escala laboratorio

Las muestras de efluentes líquidos de dos plantas de beneficio y dos cuerpos hídricos del distrito minero de Camilo Ponce Enríquez, que presentaron concentraciones de As superiores a los límites máximos permisibles establecidos en la normativa ambiental, se trataron por rizofiltración, con pasto azul desarrollado por medios hidropónicos (4 y 5 meses).

Para la depuración de los efluentes y el agua de los cuerpos hídricos a escala laboratorio, se emplearon en cada caso, 5000 mL de muestra que se colocaron en contacto con plantas de pasto azul de 4 meses de crecimiento, a las cuales se les midió previamente la longitud de la raíz y las hojas, conforme a la Figura 4.

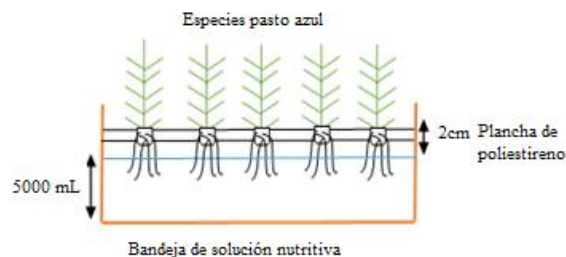


Figura 4. Tratamiento de rizofiltración con pasto azul (*dactylis glomerata*).

Durante el tratamiento, con una periodicidad de 48 horas, se tomaron alícuotas de 30 mL de muestras de efluentes y aguas, para determinar la concentración de As remanente en las soluciones, empleando ICP-OES.

El proceso de depuración de As por rizofiltración para los efluentes de las plantas de beneficio de oro finalizó una vez que la solución residual alcanzó concentraciones menores a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ y $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ para las aguas de los cuerpos hídricos. En ambos casos los porcentajes de remoción del metaloide fueron superiores al 90%.

Se realizó otro ensayo de rizofiltración, para ello se incrementó el tiempo de crecimiento de las especies de pasto azul de 4 a 5 meses, a fin de determinar cómo varía este parámetro en la absorción de As y se procedió con el tratamiento antes detallado. Para este tratamiento se redujo el número de plantas a 10 especies y se emplearon 3000 mL de muestra de agua para cuerpos hídricos y 5000 mL para efluentes líquidos de plantas de beneficio.

Durante todos los ensayos a escala laboratorio se determinaron porcentajes de mortalidad, marchitamiento y tamaño de hojas, con el fin de establecer el grado de afectación de la absorción de As en el desarrollo de la planta y su eficiencia en el tratamiento.

Una vez finalizados los diferentes tratamientos por rizofiltración con pasto azul se determinó la concentración de As presente en las hojas y la raíz de las plantas empleadas durante el proceso. Con este fin las plantas se secaron a temperatura ambiente por dos semanas y se llevaron, separadamente, a disgregación con ácido nítrico (65%). Las soluciones obtenidas se llevaron a

análisis de la concentración de As en ICP-OES. Esto con el fin de determinar en qué sección de la planta se alojaba la mayor cantidad del metaloide.

Con todos los datos obtenidos se realizó un análisis estadístico del comportamiento de cada ensayo, para ello se aplicará el método de varianza global (ADEVA o ANOVA).

2.4 Remoción de As de efluentes líquidos de plantas de beneficio por rizofiltración con pasto azul a escala piloto

Para la aplicación del tratamiento de depuración por rizofiltración, a escala piloto, se instaló un sistema de humedales artificiales de 20 L por día de capacidad. El esquema de la instalación piloto se ilustra en la Figura 5 y fue desarrollado de acuerdo a lo sugerido por Guanoluiza [50].

El sistema estuvo compuesto por una estructura metálica de acero al carbono, recubierto con pintura anticorrosiva, con una pendiente de 0,07 m, que contenía 2 recipientes tipo caja de polipropileno comercial, con sustrato inerte (34 cm de altura). Dicho sustrato tuvo una primera capa de 9 cm de grava (2 a 4 cm), seguido de 9 cm de grava (< 2 cm) y finalmente 16 cm de una mezcla de grava y piedra pómez (< 2 cm).

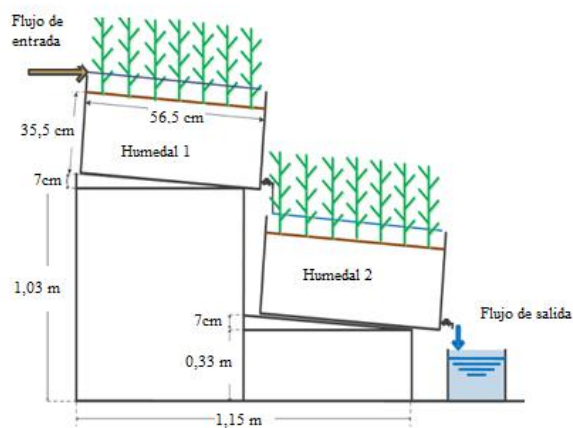


Figura 5. Esquema de humedales artificiales con pasto azul (Modificado de Guanoluiza [50]).

El sustrato fue lavado y desinfectado previamente con una solución de cloro y se dejó secar al ambiente durante 1 día. En éste se colocaron 15 plantas de pasto azul de 6 meses de crecimiento hidropónico. Se registró la longitud de la raíz y hojas, se adicionó solución nutritiva, la misma que fue recirculada por 5 días. En este periodo de tiempo

las plantas se acondicionaron para tratamiento posterior.

Para la depuración por rizofiltración, se emplearon 5 L de efluentes líquidos de planta de beneficio de oro. La caracterización de cada muestra se realizó conforme al numeral 2.1.3. La muestra se colocó en el tanque de alimentación, desde el cual se bombeó hacia el humedal superior (humedal 1), una vez terminado el bombeo se dejó en contacto con las plantas durante 24 horas, posterior a ello, se descargó la solución al segundo humedal (humedal 2), en el cual se tuvo un tiempo de retención de 24 horas.

Al finalizar el tiempo de tratamiento de cada efluente, se tomaron muestras de 30 mL, de las soluciones de salida del humedal 2, para el respectivo análisis del contenido de As residual por medio del equipo ICP-OES. Con los resultados obtenidos se establecerá el porcentaje de absorción del metaloide y la eficiencia de depuración del proceso.

2.5 Dimensionamiento humedales artificiales

Para el diseño del humedal artificial se basó lo señalado por Guanoluiza [50] y Barreto [42], para lo cual se consideró que la degradación de los contaminantes sigue un modelo de cinética de primer orden, en el cual las constantes cinéticas no dependen de la velocidad de carga hidráulica, ni de la concentración de entrada del contaminante, para lo cual se utilizó la siguiente ecuación:

$$\frac{C_o}{C_f} = e^{kt} \quad (1)$$

Siendo: C_o la concentración inicial del contaminante (mg. L^{-1}); C_f la concentración final del contaminante (mg. L^{-1}); k constante cinética de primer orden (días^{-1}) que resulta de la linealización de la ecuación de cinética de primer orden; y t tiempo de reacción (días).

Una vez calculada la constante cinética de primer orden, se dimensionó el humedal, calculando su A_s superficie (m^2), W ancho (m); L longitud (m) con una relación de 1,5:1, para lo cual se empleó las siguientes ecuaciones:

$$A_s = \frac{Q}{k \times s \times h} \times \ln \left(\frac{C_o}{C_f} \right) \quad (2)$$

$$W = \left(\frac{A_s}{1,5} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (3)$$

$$L = \frac{A_s}{W} \quad (4)$$

Siendo, Q caudal medio ($\text{m}^3 \cdot \text{día}^{-1}$); ε porosidad; h profundidad (m).

Finalmente, se calculó el tiempo de retención (t), a partir de la siguiente ecuación:

$$t = \frac{A_s \times h \times \varepsilon}{Q} \quad (5)$$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización de las muestras de cuerpos hídricos y efluentes de plantas de beneficio de oro

Una vez identificados los puntos de estudio, se procedió con un muestreo puntual de agua en cada uno de ellos, para lo cual se siguió los lineamientos de la Norma Técnica INEN 2176 (Sección 2.1.2). Las muestras fueron caracterizadas a fin de determinar la concentración inicial de metales como Cu, Cd, Pb, Fe, Zn, Hg y As, además se midió el pH, factor importante al momento de la remoción del metal pesado de interés, durante el proceso de rizofiltración, ya que permitirá determinar la especie predominante del As en las muestras de agua, ya sea arseniato (As (V)) de fácil absorción o arsenito (As (III)) de difícil remoción [51]. Los resultados se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Caracterización de muestras de cuerpos hídricos y plantas de beneficio.

Parámetros analizados	Muestra			
	Río Siete ⁽¹⁾	Río Chico ⁽¹⁾	Planta de Beneficio 1 ⁽²⁾	Planta de Beneficio 2 ⁽²⁾
pH	7,80	8,35	7,87	8,40
As	0,12	0,27	0,14	0,24
Cu	0,01	0,01	0,28	5,33
Fe	0,02	<0,01	0,09	0,10
Pb	0,08	0,02	0,03	0,01
Zn	0,01	<0,01	0,02	0,02
Cd	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
Hg	0,0002	0,0003	0,0004	0,0001

(1): Límite Máximo Permissible, Anexo 1, Tabla 2, TULSMA;

(2) Límite Máximo Permissible, Anexo 1, Tabla 9; TULSMA;

Las muestras de agua superficial tomadas en los dos cuerpos hídricos y las dos muestras de efluentes líquidos de plantas de beneficio presentan valores de As sobre los límites máximos permisibles establecidos en la normativa ambiental ecuatoriana;

manteniendo concordancia con los datos presentados en la Tabla 2 del presente documento.

La concentración de As del río Chico supera 5 veces al límite máximo permisible establecido por la Autoridad Ambiental Nacional, siendo éste el valor más alto de las 4 muestras analizadas. Esto puede deberse a que en su parte superior recibe una considerable aporte de la contaminación de las actividades mineras de la zona de San Gerardo, conforme a lo señalado por PRODEMINTA [8], donde se destaca que en las descargas de efluentes, el principal elemento presente es el As, un ejemplo de ello es la planta de beneficio 2, cuya concentración de As es $0,24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, que representa más del doble del límite permisible que corresponde a $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, afectando la capacidad de autodepuración del cuerpo hídrico, esta actividad se desarrolla a 6 Km del punto de toma de muestra del río en referencia.

3.2 Selección de especie con mayor capacidad de absorción de As en medio acuoso

Para la selección de la especie más adecuada para la remoción de As a través de rizofiltración, se partió de los resultados previos obtenidos por Barreto [42], en los cuales se consideraron 16 especies iniciales entre terrestres y acuáticas, las mismas que fueron puestas por 48 horas en contacto con una solución sintética de $4,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de As, a fin de determinar la que presentaba mayor remoción de éste metaloide.

En función de los resultados obtenidos por Barreto [42], se seleccionaron tres especies, dos acuáticas (jacinto de agua y helecho acuático miniatura) y una terrestre (pasto azul), que fueron desarrollados por medios hidropónicos y puestas en contacto con soluciones sintéticas de As de concentraciones de $0,154 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $0,375 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y $0,847 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; por 15 días.

Se determinó que el jacinto de agua, remueve el mayor porcentaje de As de soluciones sintéticas obteniendo un valor máximo de 98% al estar en contacto con una solución sintética de $0,154 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de As; sin embargo, su tasa de mortalidad y marchitamiento fue 76% y 78% respectivamente; en cambio el pasto azul para la misma concentración de As removió el 96% del metaloide, con una mortalidad del 43,7% y 28% de marchitamiento, por lo que, esta especie tuvo la mejor adaptabilidad ya que no se vio afectado su desarrollo. Esto concuerda

con los señalado por Raskyn et al. [36], respecto a que las especies terrestres desarrolladas en medios hidropónicos son más aptas para la remoción de metales pesados presentes en solución.

Dushenkov et. al. [34], señala que las raíces de las plantas terrestres tienen una capacidad intrínseca para absorber y precipitar metales pesados de soluciones y que los pastos tienen la propiedad de regenerar su raíz, siendo esto beneficioso para emplearlos en procesos de rizofiltración. Bajo estos criterios se seleccionó a la especie de pasto azul como la de mejores características para la aplicación del tratamiento de rizofiltración en muestras de cuerpos hídricos y efluentes líquidos de plantas de beneficio, con concentraciones de As superiores a los límites máximos permisibles.

3.3 Desarrollo de cultivos hidropónicos de pasto azul (*dactylis glomerata*)

Para el desarrollo de cultivos hidropónicos de pasto azul se emplearon 276 cubos de sustrato en los cuales se colocaron de 3 a 5 semillas de acuerdo a la metodología descrita en la Sección 2.2.2. En ésta fase se obtuvo un 64,0% de germinación a los 11 días de proceso. Al final de este periodo las plántulas presentaron un promedio de crecimiento de 1,88 cm.

Las semillas germinadas fueron colocadas en bandejas con solución nutritiva, de las cuales el 76.0% alcanzaron una longitud de entre 10 a 12 cm, posterior a ello se trasladaron al sistema hidropónico vertical NFT, en esta etapa permanecieron de 4 a 5 meses, previo a ser empleadas en el tratamiento de rizofiltración, para lo cual alcanzaron longitudes promedio de 60 cm en hojas y 12 cm en raíz (Sección 2.2.2).

Durante el crecimiento de las plantas se controló la presencia de plagas y mortalidad de las mismas, para contrarrestar la plaga de pulgón verde que sufrieron al tercer mes de crecimiento, se empleó una insecticida natural que contenía ajo y agua (relación 1:9) con ello se eliminó el 80% de la plaga en el plazo de 24 horas. Adicionalmente se repitió el proceso cada 2 días hasta obtener el 100% de depuración. Semanalmente se limpiaron las hojas marchitas de las plantas a fin de que éstas se regeneren.

3.4 Resultados de remoción de As por rizofiltración, empleando pasto azul a escala laboratorio

3.4.1 Remoción de As de muestras de agua superficial de dos cuerpos hídricos

Con base en los resultados de la caracterización de las muestras de agua superficial de los ríos Chico y Siete, cuya concentración de As sobrepasaba el límite máximo permisible de 0,05 (mg.L⁻¹) y considerando los resultados presentados en la Tabla 5, donde se verificó que el pasto azul (*dactylis glomerata*), presentaba porcentajes de remoción de As superiores al 50%, con una mortalidad del 47,3%, se procedió directamente a la aplicación del tratamiento de rizofiltración para las muestras de agua.

Tabla 5. Evaluación de remoción de As de soluciones sintéticas.

Especie	Remoción As (%)			Mortalidad (%)	Marchita (%)
	T-1 ⁽¹⁾	T-2 ⁽²⁾	T-3 ⁽³⁾		
Jacinto agua	98,0	58,0	64,0	76,0	78,0
Pasto azul	96,0	57,0	70,0	47,3	28,0
Helecho	84,0	44,0	43,0	100	100

(1) T-1: Solución sintética 0,154 mg.L⁻¹;

(2) T-2: Solución sintética 0,375 mg.L⁻¹

(3) T-3: Solución sintética 0,847 mg.L⁻¹

Las plantas empleadas en los tratamientos se desarrollaron en cultivos hidropónicos con solución nutritiva, a fin de que la raíz de la especie vegetal se adapte al medio acuoso, de acuerdo a lo detallado en la Sección 2.2.2.

Para la muestra de agua del río Siete se realizó dos tratamientos, en el primero se emplearon 15 plantas de pasto azul, con 4 meses de crecimiento cuyas dimensiones promedio fueron 53,27 cm hojas y 11,47 cm raíz. Para el segundo tratamiento se redujo el número de especies a 10 plantas con un tiempo de crecimiento de 5 meses y longitudes promedio de 13,6 cm y 60,9 cm, para raíz y hojas, respectivamente.

Conforme a los resultados señalados en la Tabla 6, para el Tratamiento 1, al cuarto día ya se contó con concentraciones de As inferiores al límite máximo permisible de 0,05 mg.L⁻¹, establecido en la normativa ambiental aplicable para la preservación

de los cuerpos hídricos. Desde el día quinto hasta el décimo tercer día la reducción de la concentración del metaloide se mantiene constante y al décimo cuarto día la concentración de As se ubica bajo el límite recomendable por la Organización Mundial de la Salud de 0,01 mg. L⁻¹, alcanzando su máximo porcentaje de remoción el décimo quinto día de tratamiento con un 97,2%, y una tasa de marchitamiento del 80%.

El tratamiento se podría aplicar hasta el cuarto día, tiempo en el cual las plantas presentan una mortalidad del 40%, con una remoción del 71,6%. A partir de ese tiempo las especies vegetales empiezan a perder su capacidad de tolerancia al As, esto puede deberse a que las fitoquelatinas que son péptidos que permiten la quelación o precipitación de los metales pesados dentro de las vacuolas celulares y con ello evitar daño celular de las plantas, están perdiendo su capacidad de asociación con los metales, lo que disminuye su remoción, llegando incluso a que las plantas presente saturación de As y empiecen un proceso de depuración del metaloide lo que puede incrementar la concentración de As en las muestras [52-54].

Tabla 6. Remoción de As de muestras del río Siete, empleando rizofiltración con pasto azul.

Tratamiento 1 ⁽²⁾		Tratamiento 2 ⁽³⁾	
Día de tratamiento	Concentración As solución (mg.L ⁻¹)	Día de tratamiento	Concentración As solución (mg.L ⁻¹)
LMP ⁽¹⁾	0,05	LMP ⁽¹⁾	0,05
0	0,120	0	0,120
1	0,050	1	0,061
4	0,038	2	0,032
5	0,034	5	0,014
7	0,024	6	0,006
15	0,006	7	0,001

(1): Límite Máximo Permisible, Anexo 1, Tabla 2; TULSMA

(2) Tratamiento 1: 5000 mL de muestra; 15 plantas y 4 meses de crecimiento

(3) Tratamiento 2: 3000 mL de muestra; 10 plantas y 5 meses de crecimiento

En el ensayo de rizofiltración del Tratamiento 2, se puede observar que al segundo día de tratamiento ya se tienen concentraciones menores al límite máximo permisible, con un porcentaje de remoción del 73,7%. Además, las plantas presentaron un marchitamiento del 20%, por lo que al emplear

especies más maduras se puede tanto obtener mejores resultados en menor tiempo como regenerar las especies para aplicarlas en otros tratamientos, ya que éstas se han adaptado a la concentración de As. Cabe señalar que las especies utilizadas en este tratamiento presentaron un sistema radicular más desarrollado en comparación con las plantas del tratamiento anterior.

Al respecto, en el estudio de Vázquez et. al. [55], se estableció que las plantas han desarrollado varios mecanismos para controlar la homeostasis de elementos esenciales y soportar el estrés generado por elementos tóxicos, lo que le permite adaptarse a ellos, por lo que, los altos porcentajes de remoción de As pueden atribuirse a que la planta asimiló a este metaloide como un nutriente.

De acuerdo a Meharg, A. [56], y Rangel et al. [57], el As en forma de arseniato (As⁺⁵) puede sustituir al fosfato que es considerado como un macronutriente de la solución nutritiva en la cual se desarrollaron las plantas, pues posee una estructura análoga y, por consiguiente, puede entrar a las células a través del sistema de transporte del fosfato [58].

Para la muestra de agua del río Chico se partió de una concentración de As de 0,27 mg.L⁻¹, y se trató 5000 mL por rizofiltración, con 15 plantas de pasto azul de 4 meses de crecimiento hidropónico con dimensiones de 62,60 cm y 12,73 cm de longitud de hojas y raíz, respectivamente. De los resultados obtenidos se determinó que, al séptimo día, la concentración de As, se encontró bajo el límite máximo permisible, tiempo que es superior en 3 días a los resultados obtenidos en los tratamientos con las muestras del río Siete que presentó una concentración inicial de As menor a la del río Chico; por lo que, al octavo día se finalizó el tratamiento y se alcanzó una máxima remoción de 97,4%, con una mortalidad del 70%

Con estos resultados, se realizó otro ensayo de rizofiltración, que corresponde al Tratamiento 2, en el que se redujo el número de plantas y el volumen de muestra de 5000 mL a 3000 mL a fin de determinar la influencia de estos factores en la absorción de As. En este caso se emplearon 10 plantas de pasto azul con 5 meses de crecimiento cuyas dimensiones fueron 12,50 cm y 51,80 cm de para raíz y hojas, respectivamente. En la Tabla 7 se muestra que al sexto día de tratamiento presentaron

valores bajo al límite máximo permisible, lo que puede deberse a que el sistema radicular de estas especies estuvo más desarrollado, favoreciendo la absorción del As, ya que al séptimo se alcanzó el 99,9% de remoción con un 20,0% de mortalidad.

Para determinar cómo afecta la concentración de As en la remoción de este metal a través de rizofiltración, se realizó una comparación entre los resultados del Tratamiento 1, de las 2 muestras de

agua de los cuerpos hídricos del Distrito Minero Camilo Ponce Enríquez. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 6, en esta comparación se puede observar que, a menor concentración de As, se llega en menor tiempo a valores bajo los límites permisibles. La muestra del río Siete al primer día de tratamiento alcanza este valor, mientras que la muestra del río Chico lo alcanza al sexto día.

Tabla 7. Remoción de As de muestras del río Chico, empleando rizofiltración con pasto azul.

Tratamiento 1 ⁽²⁾		Tratamiento 2 ⁽³⁾	
Día de tratamiento	Concentración As solución (mg.L ⁻¹)	Día de tratamiento	Concentración As solución (mg.L ⁻¹)
LMP ⁽¹⁾	0,05	LMP ⁽¹⁾	0,05
0	0,270	0	0,270
1	0,206	1	0,204
2	0,094	2	0,185
6	0,051	5	0,090
7	0,026	6	0,037
8	0,007	7	0,001

(1): Límite Máximo Permisible, Anexo 1, Tabla 2; TULSMA (2) Tratamiento 1: 5000 mL de muestra; 15 plantas y 4 meses de crecimiento (3) Tratamiento 2: 3000 mL de muestra; 10 plantas y 5 meses de crecimiento

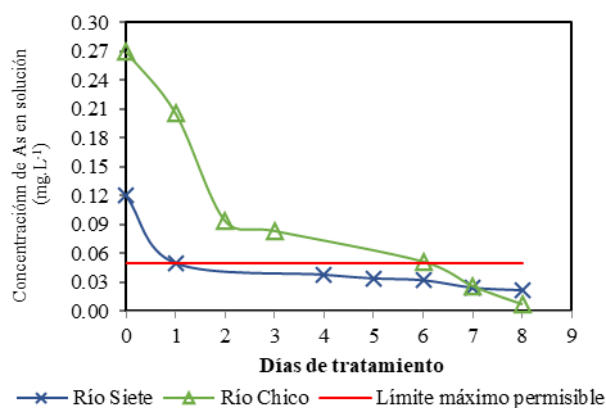


Figura 6. Remoción de As en función de la concentración inicial.

Para el séptimo día, las dos muestras de estudio alcanzaron el mismo rango de concentración de As, que es inferior al límite máximo permisible establecido en la normativa ambiental. Así mismo se puede observar que las plantas una vez que absorben más del 50%, empiezan a reducir su capacidad de absorción, lo que puede atribuirse a que la planta está saturándose ya no reconoce al As como fosfato, por lo que, las fitoquelatinas podrían perder su capacidad de asociación con el As, activando así los mecanismos de depuración propios de la planta, lo

que provocaría que parte del As en exceso se elimine a través de la raíz, lo que generaría un incremento en la concentración de la muestra de estudio [59-61].

3.4.2 Remoción de As de muestras de agua de efluentes líquidos de dos plantas de beneficio de oro a escala laboratorio

De acuerdo a PRODEMINCA [8], en las cuencas de los ríos Chico y Siete se ubica una extensa explotación aurífera a partir de minerales que contienen sulfuros. Las técnicas de explotación y beneficio no son en su mayoría eficientes, como tampoco lo es la disposición de los efluentes, esto genera afectación a los cuerpos hídricos de la zona. Por ello se evaluó la remoción de As por rizofiltración para los efluentes de dos plantas de beneficio instaladas en las riveras de estos ríos.

Para cada ensayo, se partió de 5000 mL de efluentes líquidos y 15 plantas de pasto azul de 4 meses de crecimiento, cuyas dimensiones en promedio fueron para la Planta de Beneficio 1, 65,47 cm (hojas) y 12,13 cm (raíz) y para la Planta de Beneficio 2, 62,70 cm (hojas) y 14,8 cm (raíz). En la Tabla 8, se presentan los resultados del Tratamiento 1 para cada planta de beneficio.

En la Tabla 8, se observa que las concentraciones de As del efluente de la Planta de Beneficio 1, es superior del límite máximo permisible en $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$, por lo que, al segundo día de tratamiento ya se alcanzan valores bajo el límite que corresponde al 61,0% de remoción del metaloide.

Sin embargo, se continuó con el proceso, hasta alcanzar la concentración mínima recomendada por

la Organización Mundial de la Salud (10 ug. L^{-1}), valor que se lo alcanzó al noveno día de tratamiento con un porcentaje de remoción del 92,1% y una mortalidad de las especies de pasto azul del 80%.

Tabla 8. Remoción de As de muestras de efluente líquido de dos plantas de beneficio, empleando rizofiltración con pasto azul.

Planta de Beneficio 1		Planta de Beneficio 2	
Día de tratamiento	Concentración As en solución (mg.L^{-1})	Día de tratamiento	Concentración As en solución (mg.L^{-1})
LMP ⁽¹⁾	0,10	LMP ⁽¹⁾	0,10
0	0,140	0	0,240
1	0,113	1	0,188
2	0,055	3	0,092
6	0,043	8	0,034
7	0,030	13	0,023
8	0,024	14	0,014
9	0,011	15	0,010

(1): Límite Máximo Permisible, Anexo 1, Tabla 9; Límites de Descarga a un Cuerpo de Agua Dulce. TULSMA

Por otro lado, para la Planta de Beneficio 2, se partió de concentración de As, dos veces superior al límite máximo permisible de $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$, para el tercer día de tratamiento ya se obtuvieron concentraciones bajo el límite, que corresponden al 63% de remoción, al igual que el tratamiento aplicado al efluente de la planta de beneficio 1, se continuó con el mismo hasta alcanzar una concentración de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, de As presente en la muestra de estudio, este valor se obtuvo al décimo quinto día lo que representa el 96% de remoción, con un porcentaje de mortandad del 80%.

Al igual que con las muestras de agua de los cuerpos hídricos, se realizó otro ensayo para los efluentes de plantas de beneficio, en el que se varió el tiempo de crecimiento de las especies de pasto azul de 4 a 5 meses y se mantuvo el volumen de 5000 mL de muestra, cuyos resultados se presentan en las Figuras 7 y 8.

Para la Planta de Beneficio 1, se redujo el número de especies de 15 a 10 plantas de pasto azul, con dimensiones promedio de 18,3 cm de raíz y 64,9 cm de hojas. Bajo estos parámetros se alcanzó al primer día de tratamiento una concentración de As de $0,076 \text{ mg. L}^{-1}$, valor inferior al límite máximo permisible y

para el octavo día se alcanzó el 93,6% de remoción con un 60,0% de mortalidad, valores que se presentan en la Figura 7.

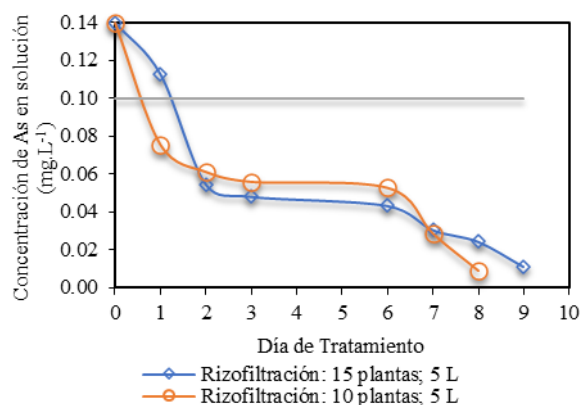


Figura 7. Remoción de As de efluentes líquidos de Planta de Beneficio 1, en función del número de plantas de pasto azul.

De la Figura 7, se puede determinar que al trabajar con un menor número de especies se presenta la misma tendencia que al emplear 15 plantas de pasto azul, esto se debe a que el sistema radicular de las

especies del segundo tratamiento, se encontraba más desarrollado lo que favoreció en el proceso de absorción de As, ya que al tener un xilema más desarrollado aumenta la capacidad hiperacumuladora de metales por las plantas, de acuerdo a lo señalado por Rascio, & Navari-Izzo [59].

Para la Planta de Beneficio 2, se consideró solo al tiempo de crecimiento de las especies como parámetro de variación, en este tratamiento se empleó 15 especies de pasto azul de 5 meses, cuyas dimensiones promedio fueron de 12,7 cm de raíz y 55,2 cm de hojas, bajo estas condiciones se llegó a una concentración de 0,019 mg. L⁻¹, al décimo cuarto día que representa el 92% de remoción de As. Estos resultados fueron graficados en la Figura 8, conjuntamente con los datos del Tratamiento 1, y se puede evidenciar que no existe una variación significativa entre ellos, a pesar de que el sistema radicular de las especies del Tratamiento 2 eran inferiores, sin embargo, permanecieron un mayor tiempo en contacto con solución nutritiva.

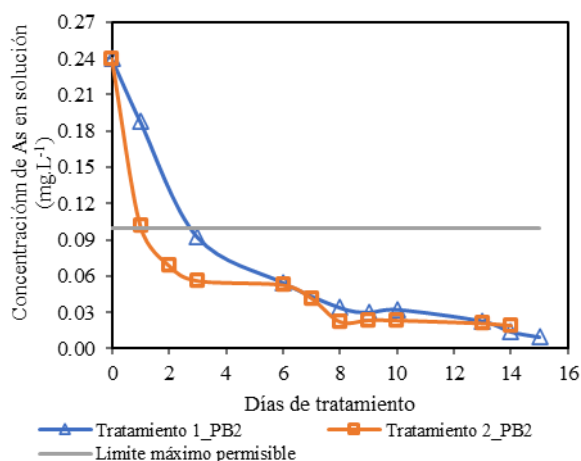


Figura 8. Remoción de As de efluentes líquidos de Planta de Beneficio 2 (PB2), variando dimensiones de planta y tiempo de crecimiento.

2.1.1. Variación de crecimiento de raíz y hojas de especies pasto azul empleado en rizofiltración

A fin de determinar cómo afecta la absorción de As en el crecimiento de las plantas empleadas en la rizofiltración, se procedió a medir la raíz y hojas, antes y después del tratamiento. Los resultados se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. Dimensiones de raíz y hojas de pasto azul.

Muestra	Parte	Dimensiones (cm)		Días Tratamiento	% de remoción As
		Inicial	Final		
Río Siete	Hojas	53,27	54,35	15	97,15
	Raíz	11,47	10,21		
Río Chico	Hojas	62,60	65,43	8	97,40
	Raíz	12,73	15,27		
Planta de Beneficio 1	Hojas	65,47	67,78	9	92,14
	Raíz	12,13	12,19		
Planta de Beneficio 2	Hojas	62,70	65,20	15	96,00
	Raíz	14,80	8,80		

De los datos presentados se observa que, a un mayor tiempo de retención, el sistema radicular decrece, debido a que se ve debilitado por el contacto con la solución; sin embargo, en los tratamientos que duraron la mitad del tiempo de retención se tiene un crecimiento de la raíz de las plantas empleadas, esto puede deberse a que hasta ese tiempo, la planta asimila al As como fosfato, que es utilizado como nutriente, es decir, estimuló la producción de biomasa de raíces, manteniendo concordancia con lo descrito por Vázquez et. al. [55], en su ensayo con plantas de soja en soluciones de arseniato.

Además, se observa que las dimensiones de las hojas de las especies incrementan, esto debido a que el As no afectó el crecimiento de la planta, ya que las concentraciones a las que fueron expuestas entre 0,12 y 0,27 mg. L⁻¹, son bajas manteniendo concordancia con lo descrito por Machlis [60], quien que señala que concentraciones de As de hasta 0,5 a 0,6 mg. L⁻¹, no suprimen el crecimiento de las plantas.

3.4.3 Análisis de As en raíz y hojas de plantas de pasto azul empleado en rizofiltración

A fin de determinar la cantidad de As retenido por las especies de pasto azul, que fueron empleadas en los diferentes tratamientos de rizofiltración, se procedió a tomar una muestra de 3 plantas representativas con la raíz más abundante y un promedio de longitud de 13 cm, las cuales fueron sometidas a una disgregación ácida, conforme al numeral 2.3.3., y posteriormente se analizó la concentración de As tanto en raíz como hojas, mediante ICP-OES.

Dushenkov et. al.[34], y Del Toro et. al. [61], en sus estudios, señalaron que la mayoría de las plantas retienen gran parte de la carga de plomo y As, respectivamente, en la raíz y una pequeña fracción

se transporta preferentemente a las hojas donde es secuestrada y acumulada en la vacuola celular, esto corrobora los datos presentados en la Tabla 10, en los cuales, se puede observar que en promedio más del 76,8% del metaloide de interés se retuvo en el sistema radicular y hasta un 23,1% en las hojas, debido a que el As se inmoviliza en el sistema radicular de la planta.

Tabla 10. Concentración de As en raíz y hojas de pasto azul empleadas en rizofiltración.

MUESTRA	As (mg.g ⁻¹)		% As	
	Raíz	Hojas	Raíz	Hojas
BLANCO	0,109	0,019	85,2	14,8
RIO CHICO	1,069	0,360	74,8	25,2
RIO SIETE	0,220	0,082	72,8	27,2
PLANTA DE BENEFICIO 1	1,624	0,248	86,8	13,2
PLANTA DE BENEFICIO 2	0,127	0,047	73,1	26,9

Por otro lado, también se analizó una muestra de plantas que no se sometieron a tratamiento de rizofiltración, cuyos resultados sirvieron para compararlos con las especies aplicadas en las muestras de agua de los ríos, así como en las descargas líquidas de las Plantas de Beneficio; obteniendo que los valores máximos superan 10 y 15 veces al valor obtenido en el blanco; además las plantas que estuvieron expuestas a las mayores concentraciones de As (0,240 y 0,270 mg.L⁻¹), presentaron los valores más altos, es decir la absorción de As fue directamente proporcional a la concentración inicial del metaloide.

Por otra parte, la mayor acumulación de As en la raíz, puede deberse a factores internos de tolerancia de la planta, como los exudados radiculares, que están formados por ácidos orgánicos que permiten la tolerancia de metales en el sistema radical, que pueden influenciar de manera directa en la solubilidad de elementos ya sean esenciales o no a través de la acidificación, quelación, precipitación y procesos de óxido-reducción en la rizósfera, y de forma indirecta mediante efectos en la actividad microbiana, en las propiedades físicas de la rizósfera y en la dinámica de crecimiento de la raíz; esto de acuerdo a lo señalado por González y Zapata [62]; y lo verificado por Dushenkov et. al.[34], en su estudio empleando pasto para remover plomo [63][64].

3.5 Análisis estadísticos de resultados de tratamiento de rizofiltración

Los datos obtenidos referentes a la absorción de As de las 4 muestras empleadas en el estudio, fueron analizados por el método ANOVA utilizando el sistema INFOSAT/L, a fin de determinar si existe varianza significativa o no, entre los resultados de absorción de As de muestras de agua de 2 ríos y 2 efluentes de plantas de beneficio de la zona minera de Camilo Ponce Enríquez, hasta alcanzar valores inferiores al límite máximo permisible.

De las Tablas 11 y 12, se determina que el valor obtenido de p es mayor que el 5,0%, lo que significa que los resultados no son significativamente diferentes entre sí, ya que se encuentran dentro del mismo rango, por lo que, el tratamiento de rizofiltración para muestras de agua que se encuentran sobre los límites máximos permisibles establecidos por la normativa ambiental, son aplicables tanto para agua de cuerpos hídricos, así como para efluentes líquidos de plantas de beneficio. Además, todos los resultados presentan medias similares, por lo que, se ubican en un mismo rango, reforzando la hipótesis de que el tratamiento es aplicable a diferentes muestras de agua.

Tabla 11. Análisis de Varianza de resultados de absorción de As con diferentes tipos de muestras.

F.V.	SC	gl	CM	F	p
Modelo	0,06	7	0,01	1,85	0,1
Muestra de tratamiento	0,06	7	0,01	1,85	0,1
Error	0,26	59	0		
Total	0,31	66			

SC=Suma de cuadrados;F=valor estadístico de distribución de Snedecor;p=valor estadístico para aceptar o rechazar una hipótesis;gl=grados de libertad;CM=Media cuadrática

Tabla 12. Test de Tukey 5%.

Muestra de Tratamiento	Medias	n	E.E.	Rango
Rio Siete A	0,03	12	0,02	A
Rio Siete B	0,04	6	0,03	A
PLANTA DE BENEFICIO 1 A	0,06	8	0,02	A
PLANTA DE BENEFICIO 1 B	0,06	7	0,02	A
PLANTA DE BENEFICIO 2 B	0,06	11	0,02	A
PLANTA DE BENEFICIO 2 A	0,07	10	0,02	A
Rio Chico A	0,11	7	0,02	A
Rio Chico B	0,13	6	0,03	A

n=número de muestras;E.E=error estándar

3.6 Análisis de resultados de implementación de ensayo a escala piloto y propuesta de humedal para depuración de efluentes líquidos

A fin de que el proceso de estudio sea aplicable como una alternativa de tratamiento de efluentes líquidos de la industria minera, se consideró su aplicación en humedales artificiales con pasto azul. Para este proceso se emplearon 15 plantas en cada humedal, con 6 meses de crecimiento y dimensiones promedio de 28,4 cm (raíz) y 66,0 cm (hojas) en el primer humedal, y 25,7 cm (raíz) y 59,4 cm (hojas) para el segundo humedal, las mismas que previamente se desarrollaron de manera hidropónica y fueron trasplantadas a los humedales, donde se adaptaron por 5 días (Sección 2.4).

Considerando que en los resultados de sección 3.6, se observa que al segundo día de tratamiento ya se obtienen valores de As bajo el límite máximo permisible establecido en la normativa ambiental, para este estudio se consideró un tiempo de retención de 48 horas, previo a la descarga del efluente líquido, cuyos resultados se presentan en la Tabla 13.

Tabla 13. Remoción de As en humedales artificiales con pasto azul.

Tipo de muestra	As (mg.L ⁻¹)		%
	Inicial	Final	
Planta de Beneficio 1	0,14	0,005	98,0
Planta de Beneficio 2	0,24	0,013	95,0

(1): Límite Máximo Permisible, Anexo 1, Tabla 9; Límites de Descarga a un Cuerpo de Agua Dulce. TULSMA

De los resultados se puede establecer que a las 48 horas se logra obtener concentraciones de As bajo el límite máximo permisible establecido por la normativa ambiental de 0,1 mg.L⁻¹, lo que, corresponde al 98% y 95% de remoción del metaloide de los efluentes de las plantas de beneficio 1 y 2, respectivamente, conforme se observó en los numerales anteriores éste porcentaje de remoción se lo alcanza al séptimo o décimo quinto día de tratamiento, sin embargo al combinar la capacidad de absorción de As del pasto azul con el sustrato empleado permiten incrementar la eficiencia del tratamiento en un menor tiempo de aplicación.

Otte & Jacob [65], señalan que existe una eficiencia del 65% para la remoción de As empleando humedales artificiales, valor que confirma los datos obtenidos en la Tabla 13, Además se puede verificar que a menor concentración inicial se obtiene una mayor remoción del metaloide, con una mortalidad del 10%, debido a la capacidad de adaptación del pasto azul, por tanto, pueden ser empleadas en varios procesos de remediación, sin embargo, deberán ser puestas en contacto con solución nutritiva, a fin de que las mismas se regeneren.

Por otra parte, con estos resultados se realizó la propuesta de diseño de un humedal artificial para el tratamiento de efluentes líquidos de plantas de beneficio, a fin de disminuir la concentración de As hasta niveles bajo el límite máximo permisible para descargas líquidas a cuerpos hídricos.

Se considera un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical, con comportamiento de un reactor de flujo ideal en pistón y modelo cinético de remoción de As de primer orden [66-68].

Las dimensiones del humedal propuesto para el tratamiento se presentan en la Tabla 14.

Tabla 14. Dimensionamiento de un humedal artificial.

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor
Consideraciones			
H ⁽¹⁾	Altura Humedal	m	0,60
Q	Caudal entrada	L.día ⁻¹	2880,00
Co	Concentración Inicial As	mg.L ⁻¹	0,24
Cf	Concentración Final de As	mg.L ⁻¹	0,015
k	Constante cinética	día ⁻¹	-1,38
ε ⁽²⁾	Porosidad del material		0,38
Dimensiones			
As	Área superficial total	m ²	25,26
W	Ancho	m	4,10
L	Largo	m	6,16
t	Tiempo de retención hidráulico	día	2
n	Número de celdas		2

(1) Luna & Castañeda, 2014 [70]; (2) Sánchez [71]

Se consideró una planta de beneficio de pequeña minería que descarga 0,10 L.seg⁻¹, que correspondería al caudal mínimo de entrada al humedal, con estos datos se estableció que se requiere un área superficial de 25,26 m², con dimensiones de 4,10 m de ancho, 6,16 m de largo y 0,60 m de profundidad (Tabla 14). Con un tiempo

de retención de 2 días, para alcanzar la remoción de As hasta valores bajo la norma ambiental aplicable.

Para tratar mayores caudales de efluentes en los humedales artificiales se deberían emplear áreas más extensas, mayor tiempo de retención y mayor número de plantas, por ellos se podrían establecer varios humedales en paralelo.

4. CONCLUSIONES

Los cuerpos hídricos seleccionados en promedio superaban 20 veces el límite máximo permisible de As establecido por la normativa ambiental ecuatoriana; esto puede deberse a la geología de la zona, así como a las ineficientes técnicas de explotación y procesamiento del mineral por parte de los mineros artesanales y pequeños mineros.

Las plantas que presentan mejores características para la absorción de As en solución son el jacinto de agua, pasto azul y helecho acuático miniatura. Del análisis con soluciones sintéticas, el pasto azul presentó los mejores resultados con un 96% de remoción de As para concentraciones de 0,154 mg. L⁻¹ del As.

El tratamiento de rizofiltración con pasto azul aplicado a muestras de agua tanto de cuerpos hídricos como efluentes líquidos de plantas de beneficio, permite remover más del 90% de As; llegando a concentraciones inferiores al límite máximo permisible tanto el establecido por la normativa ambiental ecuatoriana, así como por la Organización Mundial de la Salud.

Las plantas de pasto azul con mayores dimensiones de su sistema radicular, presentan los porcentajes de remoción de As superiores, como se evidencia en las muestras del río Chico y Planta de Beneficio 2, de 97,4% y 96%, respectivamente, es decir, la remoción del contaminante incrementa con el tamaño de la raíz.

Más del 70% del As contenido en las especies usadas para el tratamiento de rizofiltración se acula en el sistema radicular, esto debido tanto a la retención del metaloide en la pared celular como a la complejación de las fitoquelatinas en la vacuola celular de la planta.

El humedal artificial, incrementa la eficiencia de la rizofiltración debido a la interacción que existe entre las raíces y el sustrato, lo que permite alcanzar el 95% de remoción de As, llegando a valores inferiores al límite máximo permisible de

0,1 mg. L⁻¹, al segundo día de tratamiento.

Un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical, con plantas enraizadas, de un área superficial de 25,26 m² (4,10 m de ancho por 6,16 m de largo), con un tiempo de retención de 2 días, puede ser empleado para tratar efluentes líquidos industriales, con porcentajes de remoción de As superiores al 95%, para una capacidad de 2880 L. día⁻¹.

Una vez finalizado el tratamiento de rizofiltración, las plantas empleadas para la absorción de metales, deben ser gestionadas como un desecho peligroso debido a su alta concentración de metales, que pueden ser incineradas previo a su disposición final ya sean en celdas de seguridad o reutilizarlas como fuente para recuperar los metales.

Por otra parte, a fin de evitar una excesiva generación de biomasa se podría analizar que una vez finalizado cada tratamiento se alimente los humedales con nutrientes que puedan regenerar las raíces de las especies y así emplearlas en más tratamientos y con ello aumentar la vida útil de estas.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores muestran su agradecimiento, al Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX), de la Escuela Politécnica Nacional, por el financiamiento de la presente investigación mediante los fondos del proyecto PII-DEMEX-001-2019.

6. REFERENCIAS

- [1]. Cumbal L, Sanchez E, Rosero G, "Remoción de metales pesados en aguas sintéticas usando nanopartículas de hierro elemental y sulfuro de hierro". En: Revista Digital Congreso De Ciencia y Tecnología. ESPE. Sangolquí, Ecuador, 2020,p.1-257.
- [2]. Ministerio de Minería. (2016). Plan Nacional de Desarrollo del Sector Minero. Obtenido de: <http://www.competencias.gob.ec/wp-content/uploads/2017/06/04PPP2016-PLAN.pdf>.
- [3]. De la Torre E, Díaz X, "Manual de Auditoría Ambiental para las Actividades de Beneficio de Minerales Auríferos". Quito, Ecuador, 2000.
- [4]. Andres J, Arsène-Ploetze F, Barbe V, Brochier-Armanet C, Cleiss-Arnold J, Coppée J, Bertin P,

- "Life in an Arsenic-Containing Gold Mine: Genome and Physiology of the Autotrophic Arsenite-Oxidizing Bacterium *Rhizobium* sp. NT-26". En: *Genome Biology and Evolution*, Oxford (Inglaterra), 2013, p. 934–953.
- [5]. Appleton JD, Williams TM, Orbea H, Carrasco M, "Fluvial contamination associated with artisanal gold mining in the Ponce Enriquez, Portovelo-Zaruma and Nambija areas, Ecuador". En: *Water, Air, and Soil Pollution*, 131(1), Quito (Ecuador.), 2001, p. 19-39.
- [6]. Oyola, SJ, Pesantes AA, Crespo PR, Garizabal IG, Moreira TB, "Proyecto de vinculación: Gestión del Conocimiento Geológico-Minero en Beneficio del Desarrollo Productivo del Distrito Minero Ponce Enríquez", 2016.
- [7]. Tarras-Wahlberg NH., Flachier A, Lane SN, Sangfors O, "Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador". En: *The Science of the Total Environment*, 278(1–3), Quito (Ecuador.), 2001, p. 239–261.
- [8]. Ministerio de Energía y Minas Ecuador, "Monitoreo Ambiental de las Áreas en el Sur de Ecuador. Proyecto de Desarrollo Minero y Control Ambiental". Quito, Ecuador: PRODEMICA, 1998.
- [9]. Instituto Nacional de Investigación Geológico Minero Metalúrgico (INIGEMM), "Preparación y Caracterización de Nanopartículas de Hierro para Aplicarlas en la Remediación de Metales Pesados de Pasivos Ambientales Mineros". En: *Folleto Técnico INIGEM*, Quito (Ecuador.), 2014.
- [10]. Minaverri C, Cáceres V, "La problemática del arsénico en el servicio de agua en la provincia de buenos aires, argentina". En: *Contaminación Ambiental*, 32 (1), 2016, p. 69-76.
- [11]. Salido A, Hasty K, Lim J, Butcher D, "Phytoremediation of Arsenic and Lead in Contaminated Soil Using Chinese Brake Ferns (*Pteris vittata*) and Indian Mustard (*Brassica juncea*)". En: *International Journal of Phytoremediation*, 5(2), 2003, p. 89–103.
- [12]. Organización Mundial de la Salud (OMS). "Arsénico", 2018.
- [13]. Vithanage M, Herath I, Joseph S, Bundschuh J, Bolan N, Ok YS, Rinklebe J, "Interaction of arsenic with biochar in soil and water: A critical review". En: *Carbon*, 113, 2017, p. 219–230.
- [14]. Jang M, Hwang JS, Choi SI, Park JK, "Remediation of arsenic-contaminated soils and washing effluents". En: *Chemosphere*, 60(3), 2005, p. 344–354.
- [15]. Boglione R, Griffa C, Panigatti MC, Keller S, Schierano MC, Asforno M, "Arsenic adsorption by soil from Misiones province, Argentina". En: *Environmental Technology & Innovation*, 13, 2019, p. 30-36.
- [16]. Mondal P, Majumder CB, Mohanty B, "Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: recent developments". En: *Journal of Hazardous materials*, 137(1), 2016, p. 464-479.
- [17]. McCutcheon M, Jørgensen S, "Phytoremediation". En: *Encyclopedia of Ecology*, 2008, p. 2751–2766.
- [18]. Akhtar M, Chali B, Azam T, "Bioremediation of Arsenic and Lead by Plants and Microbes from Contaminated Soil". En: *Plant Sciences*, Vol. 1, No. 3, 2013, p. 68-73.
- [19]. Delgadillo A, Gonzales C, Prieto F, Villagomez J, Acevedo O, "Fitorremediación: Una Alternativa para eliminar la Contaminación". En: *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14 (2), 2011, p. 597- 612.
- [20]. Gonzales R, "Recuperación de Suelos Contaminados con Metales Utilizando Especies Vegetales-Fitorremediación", 2014.
- [21]. Covarrubias S, Peña J, "Contaminación Ambiental por Metales Pesados en México: Problemática y Estrategias de Fitorremediación". En: *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 33 (Especial Biotecnología e ingeniería ambiental), 2016, p. 7-21.
- [22]. Tiwari S, Sarangi BK, "Transgenics for Arsenic and Chromium Phytoremediation". En: *Transgenic Plant Technology for Remediation of Toxic Metals and Metalloids*, 2019, p. 167–185.
- [23]. Rahman M, Hasegawa H, Ueda K, Maki T, Okumura C, Rahman M, "Arsenic accumulation in duckweed (*Spirodela polyrrhiza* L.): A good option for phytoremediation". En:

- Chemosphere, 69(3), 2007, p. 493–499.
- [24]. Tangahu B, Sheikh S, Basri H, Idris M, Anuar N, Mukhlisin M, “A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation”. En: International Journal of Chemical Engineering, 2011, p. 1–31.
- [25]. Cunningham S, Berti W, “Phytoremediation of contaminated soils: progress and promise”. En: American Chemical Society. 1993.
- [26]. Jain SK, Vasudevan P, Jha NK, “Removal of some heavy metals from polluted water by aquatic plants: Studies on duckweed and water velvet”. En: Biological Wastes, 28(2), 1989, p. 115–126.
- [27]. Karkhanis M, Jadia C, Fulekar M, “Rhizofiltration of Heavy Metals from Coal Ash Leachate”. En: Asian Journal of Water, Environment and Pollution, 3 (1), 2005, p. 91–94.
- [28]. Raskin, I, Smith R, Salt D, “Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment”. En: Current Opinion in Biotechnology, 8(2), 1997, p. 221–226.
- [29]. Yadav B, Siebel M, Van Bruggen J, “Rhizofiltration of a Heavy Metal (Lead) Containing Wastewater Using the Wetland Plant *Carex pendula*”. En: CLEAN - Soil, Air, Water, 39(5), 2011, p. 467–474.
- [30]. Ali H, Khan E, Sajad MA, “Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications”. En: Chemosphere, 91(7), 2013, p. 869–881.
- [31]. Brown DH, “Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects”. En: The Lichenologist, 23(01), 1991, p. 93–94.
- [32]. McIntyre T, “Phytoremediation of Heavy Metals from Soils”. En: Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology, 2003, p. 97–123.
- [33]. Iriel A, Dundas G, Fernández Cirelli A, Lagorio M, “Effect of arsenic on reflectance spectra and chlorophyll fluorescence of aquatic plants”. En: Chemosphere, 119, 2015, p. 697–703.
- [34]. Dushenkov V, Kumar P, Motto H, Raskin I, “Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams”. En: Environmental Science & Technology, 29(5), 1995, p. 1239–1245.
- [35]. Verma, P, George KV, Singh HV, Singh SK, Juwarkar A, Singh RN, “Modeling rhizofiltration: heavy-metal uptake by plant roots”. En: Environmental Modeling & Assessment, 11(4), 2006, p. 387–394.
- [36]. Raskin I, Smith RD, Salt DE, “Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment”. En: Current Opinion in Biotechnology, 8(2), 1997, p. 221–226.
- [37]. Khilji S, Barea F, “Rhizofiltration of heavy metals from the tannery sludge by the anchored hydrophyte, *Hydrocotyle umbellata* L”. En: African Journal of Biotechnology, 7 (20), 2008, p. 3711–3717.
- [38]. Khattak R, Page A, Parker D, Bakhtar D, “Accumulation and Interactions of Arsenic, Selenium, Molybdenum and Phosphorus in Alfalfa”. En: Journal of Environment Quality, 20(1), 1991, p. 165.
- [39]. Padmavathiamma P, Li L, “Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants”. En: Water, Air, and Soil Pollution, 184(1–4), 2007, p. 105–126.
- [40]. Liñán R, “Remoción de arsénico en agua por raíces de cebolla, *Allium cepa*, bajo condiciones de laboratorio”. En: Revista Científica de la Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Trujillo, 36(2), 2016, p. 27 – 32.
- [41]. Flores S, “Determinación de la Capacidad Fitorremediadora de *Chenopodium Album* (Liccha), en Agua Sintética Contaminada con Arsénico.” (Tesis para optar el Título Profesional de Ingeniero Biotecnólogo). Universidad Católica de Santa María (Perú.), 2017.
- [42]. Barreto P, “Evaluación de la remoción de arsénico en soluciones sintéticas y aguas naturales por rizofiltración”. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniera Química no publicado). Escuela Politécnica Nacional, Quito (Ecuador.), 2019.
- [43]. Birch GF, Matthai C, Fazeli MS, Suh JY, “Efficiency of a constructed wetland in removing contaminants from stormwater”. En: Wetlands, 24(2), 2004, p. 459–466.

- [44]. Khan S, Ahmad I, Shah M, Rehman S, Khaliq A, "Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater". En: *Journal of Environmental Management*, 90(11), 2009, p. 3451–3457.
- [45]. Samecka-Cymerman A, Stepien D, Kempers A, "Efficiency in Removing Pollutants by Constructed Wetland Purification Systems in Poland". En: *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(4), 2004, p. 265–275.
- [46]. Ministerio del Ambiente, "Texto Unificado Legislación Secundaria de Medio Ambiente. Acuerdo Ministerial Nro. 097-A", 2015.
- [47]. Instituto Ecuatoriano de Normalización, "Agua. Calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo", 2013.
- [48]. Quishpe A, de la Torre E, Guevara A, "Tratamiento de efluentes líquidos de la industria de curtido, mediante precipitación química, adsorción con carbón activado y rizofiltración". En: *Revista Politécnica*, 31(1), 2010, p. 177-122.
- [49]. Intagri, "El Índice de Área Foliar (IAF) y su Relación con el Rendimiento del Cultivo de Maíz" [Internet]. Intagri S.C, 2017.
- [50]. Guanoluisa L, "Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga mediante electrocoagulación y fitorremediación". En: *Escuela Politécnica Nacional*, 2012.
- [51]. Daiane de Souza, T., Borges, A. C., Braga, A. F., Veloso, R. W., & Teixeira de Matos, A. (2019). Phytoremediation of arsenic-contaminated water by Lemna Valdiviana: An optimization study. *Chemosphere*, 402-408.
- [52]. Schat H, "The role of phytochelatins in constitutive and adaptive heavy metal tolerances in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator metallophytes". En: *Journal of Experimental Botany*, 53(379), 2002, p. 2381–2392..
- [53]. Yadav S, "Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants". En: *South African Journal of Botany*, 76(2), 2010, p. 167–179.
- [54]. Leopold I, Günther D, Schmidt J, Neumann D, "Phytochelatin and heavy metal tolerance". En: *Phytochemistry*, 50(8), 1999, p. 1323–1328.
- [55]. Vázquez S, Goldsbrough P, Carpena RO, "Comparative analysis of the contribution of phytochelatins to cadmium and arsenic tolerance in soybean and white lupin". En: *Plant Physiology and Biochemistry*, 47(1), 2009, p. 63–67.
- [56]. Meharg A, "Mechanisms of Plant Resistance to Metal and Metalloid Ions and Potential Biotechnological Applications". En: *Plant and Soil*, 274(1-2), 2005, p. 163–174.
- [57]. Rangel E, Montañez L, Luévanos M, Balagurusamy N, "Impact of Arsenic on the Environment and its Microbial Transformation". En: *Terra Latinoam* 33(2), 2015.
- [58]. Carbonell-Barrachina A, Aarabi M, DeLaune R, Gambrell R, Patrick Jr, WH, "The influence of arsenic chemical form and concentration on *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* growth and tissue arsenic concentration". En: *Plant and Soil*, 198(1), 1998, p. 33–43.
- [59]. Rascio N, Navari-Izzo F, "Heavy metal hyperaccumulating plants". En: *Plant Science*, 180(2), 2011, p. 169–181.
- [60]. Machlis L, "Accumulation of arsenic in the shoots of sudan Grass and bush beans". En: *Plant Physiol*, 16, 1941, p. 521–544.
- [61]. Del-Toro-Sánchez C, Zurita F, Gutiérrez-Lomelí M, Solís-Sánchez B, Wence-Chávez L, Rodríguez-Sahagún A, Siller-López F, "Modulation of antioxidant defense system after long term arsenic exposure in *Zantedeschia aethiopica* and *Anemopsis californica*". En: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 94, 2003, p. 67–72.
- [62]. González D, Zapata O, "Mecanismos de tolerancia a elementos potencialmente tóxicos en plantas". En: *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 2008, p. 82.
- [63]. Ma L, Komar K, Tu C, Zhang W, Cai Y, Kennelley E, "A fern that hyperaccumulates arsenic". En: *Nature*, 409(6820), 2011, p. 579.
- [64]. Ruiz E, Armienta M, "Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a Jales o residuos mineros". En: *Revista Internacional Contaminación Ambiental*, 28 (2), 2011, p. 103-117.

- [65]. Otte M, Jacob D, “Constructed Wetlands for Phytoremediation: Rhizofiltration, Phytostabilisation and Phytoextraction”. En: Phytoremediation Rhizoremediation, 2016, p. 57–67.
- [66]. Culqui N, “Diseño e implementación de una planta piloto para el tratamiento de efluentes líquidos generados en los laboratorios del DEMEX”. En: Escuela Politécnica Nacional, 2015.
- [67]. Crites RW, “Design Criteria and Practice for Constructed Wetlands”. En: Water Science and Technology, 29(4), 1994, p. 1–6.
- [68]. García J, Corzo A, “Depuración con humedales construidos”. En: Universidad Politécnica de Cataluña. 2007
- [69]. Luna V, Aburto S, “Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón”. En: TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas, 17(1), 2014, p. 32–55.
- [70]. Sánchez D, “Depuración de aguas residuales de una población mediante humedales artificiales”. En: Universidad Politécnica de Cataluña. 2010.

7. MINIBIOGRAFÍA DE AUTORES

ÁNGELA QUISHPE es Ingeniera Química de la Escuela Politécnica Nacional (Ecuador), Máster en Metalurgia de la Escuela Politécnica Nacional (Ecuador). Actualmente es Especialista en sustancias químicas del Programa Nacional de Gestión de Químicos en apoyo del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). Ha colaborado en varios proyectos de gestión ambiental en el sector minero, enfocándose en el tratamiento de aguas residuales, a fin de mejorar su calidad y evitar contaminación de los cuerpos hídricos receptores.

Teléfono: (5932)2976300 (ext.5806).

qangela2912@gmail.com

(ORCID: 0000-0001-7611-8433)

ALICIA GUEVARA es Ingeniera Química de la Escuela Politécnica Nacional (Ecuador) Máster en Ciencias y PhD de la Universidad Católica de Lovaina (Bélgica). Actualmente es Profesora Principal de la Facultad de ingeniería Química y Agroindustria. Es directora y colaboradora de varios proyectos de investigación en el área de medio ambiente, metalurgia y suelos. Es autora de varias publicaciones nacionales e internacionales. Algunas de sus investigaciones han sido Laureadas por la Academia de Ciencias de Ultramar.

alicia.guevara@epn.edu.ec

(ORCID: 0000-0002-3287-447X)

PAOLA BARRETO es Ingeniera Química de la Escuela Politécnica Nacional (Ecuador), actualmente es Jefe del Área de Gestión de Donaciones y Proyectos del Banco de Alimentos de Quito. Es promotora de varios proyectos de investigación en el área de medio ambiente, tratando temas de reducción de desperdicio alimenticio, manejo eficiente de residuos y mermas en empresas y colaborando en el ODS 11 Ciudades y Comunidades sostenibles.

paola.barreto.l@gmail.com

(ORCID: 0000-0003-1481-0066)