

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
AGROINDUSTRIA**

**EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO POR
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS Y SEDIMENTOS
CONTAMINADOS**

**TESIS PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE MAGISTER EN
METALURGIA**

IBUJES FLORES VALERIA SALOME

DIRECTOR: Dra. ALICIA DEL CARMEN GUEVARA CAIQUETÁN

Quito, abril 2024

© Escuela Politécnica Nacional (2024)
Reservados todos los derechos de reproducción

DECLARACIÓN

Yo, Ibujés Flores Valeria Salomé, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

Ibujés Flores Valeria Salomé

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Ibujés Flores Valeria Salomé, bajo mi supervisión.

Dra. Alicia del Carmen Guevara Caiquetán
DIRECTOR DEL PROYECTO

AUSPICIO

La presente investigación contó con el auspicio financiero del Proyecto PII- 02- 2021-DEMEX de la Escuela Politécnica Nacional, que se ejecuta en el Departamento de Metalurgia Extractiva.

Evaluación de la Remoción de Arsénico por Fitorremediación de Suelos y Sedimentos Contaminados

Ibujés, Valeria

Departamento de Metalurgia Extractiva, Escuela Politécnica Nacional, Ladrón de Guevara E11-253, Quito, Ecuador.
Teléfono: (5932)2976300 (ext.5806). E-Mail: valeria.ibujes@epn.edu.ec

Resumen: Este estudio se enfoca en evaluar la eficacia de la fitorremediación en la remoción de arsénico en suelos y sedimentos contaminados por la actividad minera. Inicialmente, se determinó la capacidad de depuración de arsénico de dos especies vegetales, el pasto azul y el llantén mediante cultivos hidropónicos. Estas plantas lograron eliminar exitosamente el 72,0% y el 75,0% del arsénico presente en una solución sintética de $4,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ As. Posteriormente, se evaluó la capacidad de depuración de arsénico en el suelo cercano a la Minera Shumiral, donde se aplicó una solución sintética de arsénico con concentraciones iniciales de 13,0 y $15,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. El pasto azul demostró ser efectivo al reducir dichas concentraciones por debajo del límite máximo permitido (TULSMA) de $12,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en periodos de 5 y 7 semanas. Finalmente, se evaluó la capacidad de depuración de arsénico en sedimentos contaminados por la actividad minera, ubicados aguas abajo del Río Calera. La planta de pasto azul logró una remoción exitosa del 58,6% del arsénico presente en el sedimento durante un mes. En resumen, este estudio demuestra que la fitorremediación es una técnica eficiente para la remoción de arsénico en suelos y sedimentos contaminados por la actividad minera. El pasto azul mostró una alta capacidad de eliminar el arsénico en soluciones sintéticas y en condiciones reales de contaminación. Estos resultados son prometedores y resaltan el potencial de la fitorremediación como una opción sustentable y viable para mitigar los impactos de la contaminación ocasionado por el arsénico en el medio ambiente.

Palabras clave: Fitorremediación, arsénico, sedimentos contaminados, pasto azul y actividad minera

Evaluation of the Removal of Arsenic by Phytoremediation of Contaminated Soils and Sediments

Abstract: This study aims to evaluate the effectiveness of phytoremediation in the removal of arsenic in soils and sediments contaminated by mining activity. Initially, the arsenic remediation capacity of two plant species, bluegrass, and plantain, was determined through hydroponic cultivation. These plants successfully eliminated 72,0% and 75,0% of the arsenic present in a synthetic solution with an initial concentration of $4,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Subsequently, the arsenic depuration capacity evaluated in soil near the Shumiral Mine, where a synthetic arsenic solution with initial concentrations of 13,0 and $15,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ applied. Bluegrass proved to be effective in reducing these concentrations below the maximum allowed limit (TULSMA) of $12,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ within 5 and 7 weeks. Finally, the arsenic depuration capacity assessed in sediments contaminated by mining activity downstream from the Calera River. The bluegrass plant achieved successful removal of 58,6% of the arsenic present in the sediment over a period of 1 month. In summary, this study demonstrates that phytoremediation is an efficient strategy for the removal of arsenic in soils and sediments contaminated by mining activity. Bluegrass exhibited a high capacity to eliminate arsenic in synthetic solutions and under real contamination conditions. These results are promising and highlight the potential of phytoremediation as a sustainable and viable option to mitigate the effects of arsenic contamination in the environment.

Keywords: Phytoremediation, arsenic, contaminated sediments, bluegrass, mining activity.

1. INTRODUCCIÓN

El metaloide arsénico es un reconocido carcinógeno que provoca enfermedades respiratorias (Rodríguez, 2021) cardiovasculares y metabólicas (Speer et al., 2023). Es tóxico para el sistema respiratorio, siendo el único que, después de ser ingerido, se asocia con enfermedades respiratorias (Ramsey, 2023). En la actualidad, el arsénico sigue representando un riesgo para la salud humana a nivel global, ya que contamina las aguas subterráneas y los suministros de alimentos (Flora, 2023).

La preocupación por la toxicidad del arsénico ha aumentado significativamente debido a la creciente contaminación del aire, el agua y el suelo, convirtiéndose en un tema de gran relevancia. Además, tiene la capacidad de cambiar fácilmente su estado de oxidación y configuración de enlace covalente, mostrando así un comportamiento químico diverso en el medio ambiente formando varios compuestos inorgánicos y orgánicos (Flora, 2023).

Es importante destacar que la toxicidad del metaloide está estrechamente relacionada con la forma en la que se encuentra enlazado, siendo los compuestos de arsénico orgánicos menos tóxicos que los compuestos de arsénico inorgánicos (Bissen et al., 2003).

1.1. Arsénico en la minería

El arsénico se encuentra comúnmente presente en los sedimentos contaminados con metales pesados. Su presencia en los sedimentos puede ser resultado de diversas fuentes, como la actividad minera, la liberación de efluentes industriales y agrícolas (Cumbal et al., 2010).

A escala mundial, el arsénico se sitúa en el vigésimo lugar en cuanto a su abundancia en la corteza terrestre, y se encuentra en rocas sedimentarias con una concentración promedio de 2 a 3 mg·kg⁻¹. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) las concentraciones de arsénico cambian significativamente de acuerdo con la ubicación geográfica, las condiciones ambientales y la fuente de contaminación. En particular, las actividades mineras tienen una fuerte relación con la presencia de arsénico en los sedimentos, con valores que frecuentemente superan los límites permitidos (Mendoza, 2019).

La minería es una de las principales fuentes de liberación de arsénico al medio ambiente, ya que los minerales extraídos y procesados contienen altas concentraciones de este metal pesado. Estos minerales depositados en los sedimentos (Huang et al., 2018) pueden desprender arsénico hacia el agua intersticial, cuyo destino depende de la estabilidad del mineral y de las condiciones ambientales. Es común que los minerales de sulfuro con arsénico se oxiden en las capas superficiales de los sedimentos, resultando en la liberación de arsénico al agua intersticial.

En Ecuador, se ha visto un incremento de arsénico en los sedimentos debido a la actividad minera, específicamente como resultado de la minería ilegal, que ha sido ampliamente practicada durante un extenso período de tiempo. La extracción de grandes cantidades de recursos minerales en el territorio ecuatoriano se ha llevado a cabo a través de operaciones artesanales con escasa supervisión gubernamental (Carling et al., 2013).

La región sur de Ecuador, que incluye las provincias de Azuay, El Oro, Loja y Zamora Chinchipe, es conocida por su alto potencial minero, especialmente en términos de yacimientos de oro y minerales polimetálicos. Estas áreas han experimentado una intensa actividad minera, lo cual ha contribuido significativamente a la concentración de arsénico en los sedimentos (Ramírez et al., 2003). En el área minera de Zaruma-Portovelo los sedimentos aguas abajo del río Calera tienen concentraciones altas de elementos traza como son As, Cd, Cu, Co, Pb, Zn, Sb y Se. Para el arsénico la concentración es aproximadamente 0,01 kg·L⁻¹. (Carling et al., 2013).

La presencia de elevadas concentraciones de arsénico en el suelo contaminado se origina debido a los métodos utilizados para extraer oro a partir de minerales arsenicales (Lillo, 2008). Estos procedimientos generan desechos que son confinados en diques o relaveras (Mahimairaja et al., 2005). En numerosas ocasiones, estas estructuras carecen de salvaguardias para prevenir la interacción con el agua y el aire, lo que puede ocasionar la formación de drenajes ácidos y representar un potencial riesgo ambiental (Guevara et al., 2004).

1.2. Movilidad del arsénico en el sedimento

El arsénico en los sedimentos existe en diferentes formas químicas, siendo las más comunes el arsénico inorgánico y el arsénico orgánico (Gu et al., 2022; Mora et al., 2016).

El arsénico inorgánico puede encontrarse en forma de arseniato As (V) o arsenito As (III) (Su et al., 2023). El arsenito es más tóxico y entre 25 y 60 veces más móvil que el arseniato (Khan et al., 2023). Estas formas inorgánicas son altamente tóxicas y representan un peligro significativo para la salud humana y el medio ambiente (Herrera et al., 2013). En ambos estados de oxidación, se combina con grupos metilo y forma especies orgánicas. Las especies orgánicas comunes de arsénico son el ácido dimetilarsénico (DMA) y ácido monometilarsénico (MMA) (Ramírez, 2013). Sin embargo, su presencia natural es baja en comparación con las formas inorgánicas. Los arsenicales inorgánicos son más tóxicos que los arsenicales orgánicos (Su et al., 2023) y el estado de oxidación trivalente es más tóxico que el estado de oxidación pentavalente. La toxicidad del arsénico también está relacionada con la velocidad con la que se metaboliza y el grado en que se acumula en los tejidos (Khan et al., 2023)

La movilidad y disponibilidad del arsénico en los sedimentos están influenciadas por diversos factores, como el pH, la presencia de otros elementos y compuestos, la mineralogía de los sedimentos y las condiciones redox. (Chételat et al., 2023; Khan et al., 2023).

En cuerpos de agua naturales, el arsénico muestra la capacidad de pasar de un estado electropositivo (oxo-aniones) de arseniato pentavalente As (As V) a arsenito trivalente (As III) (Ding et al., 2015). Los compuestos metilados con el arsénico son: el ácido dimetilarsénico (DMA) el ácido monometilarsénico (MMA) (Ramírez, 2013). En condiciones oxidantes, el arsénico predomina la forma pentavalente del arsénico y la existencia de los oxianiones depende del pH: a un pH inferior a 6,9; predomina el (HAsO₄)⁻² (Fernández et al., 2005) provocando que el arsénico puede liberarse al agua intersticial de los sedimentos y estar disponible para su transporte y dispersión a los cuerpos de agua (Huang et al., 2018), mientras que, a un pH más alto, predomina el (HAsO₄)⁻². (Khan et al., 2023).

Bajo condiciones reductoras y a un pH inferior a 9,2, existe la especie de arsénico trivalente neutro H₃AsO₃ (Fernández et al., 2005), que se disocia para formar aniones solo en condiciones de pH alto. Además, tiende a ser menos móvil y puede precipitar o adsorberse a las partículas sedimentarias, disminuyendo su disponibilidad (Kulp et al., 2004). Muy a menudo, se encuentra más arsénico trivalente que arsénico pentavalente en condiciones de reducción del agua subterránea, mientras que el arsénico pentavalente prevalece en condiciones de oxidación del agua subterránea.

Las estabilidades de varias especies de arsénico bajo diferentes condiciones de pH sugieren la importancia en la formación y ocurrencia de varias formas de arsénico en cuerpos de agua naturales.

En los sistemas acuáticos, el arsénico se adhiere fácilmente a las partículas suspendidas y se deposita en los sedimentos, provocando que su concentración sea mayor que en las aguas suprayacentes (Gao et al., 2021; Gorny et al., 2015). En los sedimentos, sin embargo, el arsénico no siempre es estable; su movilidad está controlada por el ciclo redox del hierro (Fe) (Tong et al., 2019) y el manganeso (Mn) (Xue et al., 2020). Generalmente, los óxidos de Fe/Mn en los sedimentos superficiales actúan como trampas de sedimentos que acumulan As y evitan su liberación (Gorny et al., 2015). Sin embargo, cuando se desarrollan condiciones hipóxicas/anóxicas en el agua del fondo, la disolución reductora de los óxidos de Fe/Mn que tienen arsénico puede conducir a la removilización de arsénico de los sedimentos, lo que podría causar la liberación en el agua suprayacente (Tong et al., 2019).

1.3. Movilidad del arsénico en las plantas

En un sistema acuoso, la absorción de sustancias químicas por las plantas generalmente sigue la ruta más común a través de la raíz (Arthur et al., 2005). Una parte del metal biodisponible se encuentra en la superficie de la raíz y, a medida que el metal se traslada, se dirige a la membrana celular y luego a las células de la raíz. Una pequeña cantidad del arsénico absorbido por las raíces se retiene en la vacuola, para evitar que afecte el normal desarrollo celular (Castor et al., 2015); mientras que el arsénico móvil intracelular se dirige a las membranas celulares hasta el tejido vascular de la raíz. Como resultado de este proceso, el metal se transfiere desde la raíz a los tejidos aéreos localizados en los tallos y las hojas (Munaf et al., 1997).

Las plantas tienen la capacidad de tomar arsénico inorgánico disuelto a través de sus raíces (Mengel et al., 2004), y esta forma de arsénico representa un riesgo potencial para las células, ya que puede sustituir al fósforo en el metabolismo celular (Khan & Flora, 2023). A diferencia del fósforo, que se encuentra siempre en forma de fosfato en las células, el arsénico celular puede existir como arseniato As (V), que es un compuesto químico similar al radical fosfato y es captado por los transportadores de fosfato. El arseniato As (V) es la forma predominante de arsénico que absorben las plantas que crecen en condiciones aeróbicas; sin embargo, el arsenito As (III) es la principal forma de arsénico que ingresa a la raíz de las plantas porque crecen en condiciones anaeróbicas (J. Zhang et al., 2021). Por la baja disponibilidad de oxígeno en las raíces el arseniato reductasa HAC1 (Zhang et al., 2021) es responsable de reducir el arseniato As (V) a As (III) (Abbas et al., 2018; Zhao et al., 2019).

El arsenito es absorbido por las células localizadas en la raíz de la planta a través las proteínas NIP. El arsenito se desintoxica aún más a través de dos vías principales. La primera es a través de su extrusión por algunos transportadores desconocidos (probablemente, acuaporinas). El otro mecanismo implica el secuestro de arsenito en la vacuola en forma de PCs-As (III) por las proteínas ABCC. En la figura 1. La flecha discontinua naranja indica la dirección de transporte a través de las membranas. La flecha azul significa transformación de diferentes formas de arsénico (J. Zhang et al., 2021).

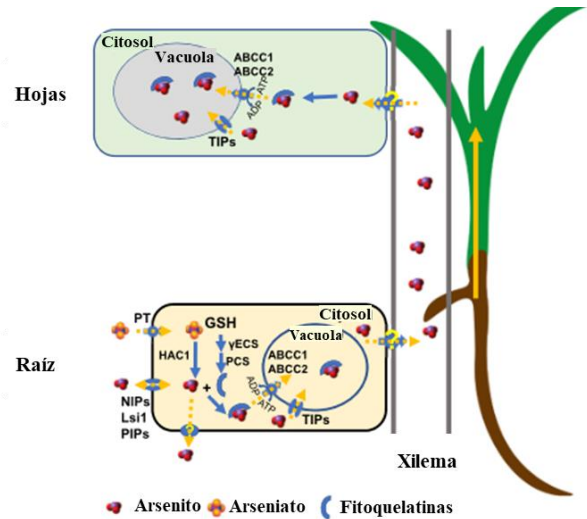


Figura 1. Mecanismo de absorción del arsénico en la planta. (Zhang et al., 2021)

1.4. Tecnologías de tratamiento de sedimentos contaminados con arsénico

Dado que los metales son estables y no cambia de forma. La remediación de sedimentos contaminados se enfoca en mejorar la estabilidad, reducir la disponibilidad biológica y la acumulación de metales contaminantes in situ mediante la transformación de las fracciones químicas inestables (Zhang et al., 2018).

La fitorremediación es una técnica altamente efectiva y sostenible para abordar la contaminación de suelos con metales pesados (Tang, 2023). Esta estrategia utiliza plantas hiperacumuladoras por su capacidad única de absorber, acumular y metabolizar metales pesados del suelo. A través de sus mecanismos de tolerancia y acumulación, las plantas pueden reducir significativamente las concentraciones de metales, incluyendo el metaloide arsénico en el sedimento. Además, la fitorremediación es una opción atractiva debido a su bajo costo (Wan et al., 2016), su capacidad para restaurar la estructura del suelo y su compatibilidad con otras técnicas de remediación. Las ventajas adicionales de su uso incluyen la preservación de la biodiversidad, la mejora de la calidad del suelo y la promoción de métodos agrícolas respetuosos con el medio ambiente.

Es fundamental llevar a cabo estudios de investigación que evalúen la capacidad de diferentes especies vegetales para remediar los sedimentos contaminados con arsénico en las áreas mineras de Ecuador (Navarro et al., 2007). Además, se deben considerar aspectos como la adaptación al clima local, la disponibilidad de nutrientes y la interacción de las plantas con otros metales pesados presentes en el sedimento (Kovács et al., 2021).

La implementación exitosa de la fitorremediación requiere un enfoque integrado que considere factores como la preparación del suelo (Chaney et al., 1997), la selección de especies adecuadas, el monitoreo constante y la evaluación de la eficacia a largo plazo (Morel et al., 2006)

La realización de un estudio de remoción de arsénico por fitorremediación en suelos y sedimentos contaminados por la actividad minera en el Ecuador, con el objetivo principal de evaluar la remoción de arsénico utilizando esta técnica, reviste una importancia fundamental tanto a nivel científico como ambiental.

El arsénico al ser un metal pesado altamente tóxico presenta afectaciones para la salud y para el medio ambiente. Además, la fitorremediación, como técnica fundamentada en el uso de plantas para la remediación de suelos y sedimentos contaminados, ha demostrado ser prometedora en la remoción de arsénico. Este estudio permitirá obtener información precisa sobre la eficacia de la fitorremediación como una estrategia de remediación factible y verosímil para tratar la contaminación por arsénico en suelos y sedimentos.

Los resultados obtenidos contribuirán al desarrollo de estrategias de gestión ambiental y a la implementación de medidas de remediación efectivas y adaptadas a las condiciones locales, lo que es esencial para atenuar los impactos negativos de la contaminación por arsénico en el Ecuador. Además, este estudio proporcionará información valiosa para la protección de la salud y la preservación del ecosistema en áreas afectadas por la actividad minera, sentando las bases para futuras investigaciones y promoviendo el avance en el campo de la fitorremediación de metales pesados en sedimentos y suelos contaminados.

2. METODOLOGÍA

2.1 Análisis de la capacidad de remoción de arsénico de soluciones sintéticas utilizando especies cultivadas hidropónicamente.

En esta etapa se realizó la evaluación de remoción del arsénico de tres plantas cultivadas en medios hidropónicos. Con base en la información existente de Maza (2015) y Jian (2004) sobre la remoción de arsénico se seleccionaron tres plantas: pasto azul (*dactylis glomerata*), llantén (*plantago major*) y pasto ryegrass anual (*lolium multiflorum*) por sus características de absorción de arsénico, bajos niveles de mortalidad y pertenecientes al Ecuador. Para el cultivo de estas plantas, se utilizó un sistema hidropónico utilizando fibra de coco como sustrato para proveer de soporte físico a las plántulas (Sandoval et al., 2013), cuyo pH oscila entre 5,5 y 6,5 (Gosálbez, 2012).

La germinación de las semillas se realizó en el Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX) (0°12'33.7"S 78°29'16.3"W), en un período que osciló entre 3 y 5 días, bajo condiciones controladas de temperatura que variaron de 15 a 30°C (Busquets et al., 2011) y niveles de humedad relativa que oscilaron entre 35% y 65% (NOVAGRIC, 2015). Una vez completada la germinación, las plántulas fueron trasplantadas a recipientes que contenían el sustrato adecuado, según lo señalado por Moreno en (2010). Durante el período de desarrollo de las plantas, se suministró una solución nutritiva específica para su alimentación, cuya composición detallada se muestra en la Tabla 1, tal como fue propuesta por Urrestarazu (2004).

Tabla 1. Solución nutritiva

Fórmula	Cantidad	Unidades
KN ₂ PO ₄	0,26	g·L ⁻¹
KNO ₃	0,58	g·L ⁻¹
Ca (NO ₃) ₂ ·4H ₂ O	1,00	g·L ⁻¹
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0,51	g·L ⁻¹
EDTA Fe	0,08	g·L ⁻¹
MnSO ₄ ·H ₂ O	6,10	mg·L ⁻¹
H ₃ BO ₃	1,70	mg·L ⁻¹
CuSO ₄ ·5H ₂ O	0,39	mg·L ⁻¹
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	0,37	mg·L ⁻¹
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0,44	mg·L ⁻¹

(Urrestarazu, 2004)

Se realizaron 3 repeticiones por cada planta para la exposición con 300 mL de solución sintética de arsénico 4,5 mg·L⁻¹ mezclada con nueva solución nutritiva y una repetición solo con solución nutritiva durante 7 días. Como se observa en la Figura 1, cada semana del tratamiento se registró el marchitamiento, la mortalidad y desarrollo de las plantas y se tomaron alícuotas de 10mL para determinar la concentración de arsénico remanente con el equipo el ICP-OES, Óptima 8000 Perkin Elmer (Moreno, 2010b). De este tratamiento se seleccionaron 2 especies de plantas con mayor porcentaje de arsénico absorbido y bajos porcentajes de mortalidad y marchitamiento para el luego realizar la valoración de la remoción de arsénico en el suelo.

Además, se realizó el Test de toxicidad para la fibra de coco a través del método de Lixiviación EPA 1311 (TCLP) con una relación líquido-sólido de 1:20 (EPA, 2022). Para determinar la presencia de arsénico sea inferior a 0,01 mg·L⁻¹ a través del equipo ICP-OES.

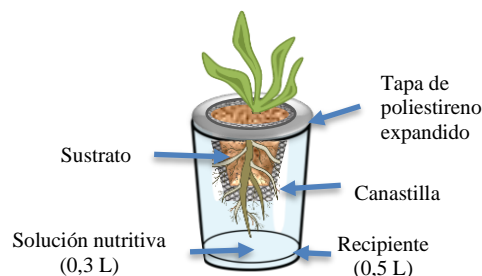


Figura 1. Cultivo hidropónico

2.2 Estudio de la capacidad depuradora de plantas seleccionadas en suelos ecuatorianos próximos a zonas mineras para la remoción de arsénico

El suelo objeto de estudio se localizó en las coordenadas geográficas 3°01'21.6" S y 79°38'35.0" W, situada en la Comunidad Shumiral, perteneciente a la parroquia de El Carmen de Pujilí y el cantón Camilo Ponce Enríquez en la provincia de Azuay (GAD, 2021). El terreno se encuentra a una altitud de 335 metros. La elección de este sitio para realizar el muestreo se basó en la detección de la presencia de arsénico en suelos cercanos debido a actividades mineras y por la presencia de minerales arsenicales (Carling et al., 2013). La selección de esta ubicación estratégica permitió investigar la posible contaminación por el metal pesado en el suelo y evaluar su impacto en el entorno circundante.

El muestreo del 60 kg de suelo fue de manera sistemática utilizando un enfoque de rejilla polar, con un total de 5 muestras recolectadas en un patrón regular que cubría toda la zona. La localización de las muestras se determinó mediante un punto aleatorio inicial. La profundidad de muestreo se limitó al rango de 0 a 30 cm para capturar la composición del suelo en esa capa específica según lo especifica Volke et al., (2005) en su estudio. El suelo se secó por una semana, se clasificó a 2 mm de tamaño (Moreno, 2010b) y luego se homogeneizó por el método sobre hoja.

Una vez recolectadas, las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente para eliminar la humedad. Posteriormente, se tamizó utilizando una malla de 2 mm de apertura para eliminar partículas de mayor tamaño y obtener una fracción más homogénea. Para asegurar una representación precisa de la muestra, se utilizó el método de homogeneización sobre una hoja, donde se mezclaron y combinaron los distintos componentes del suelo para obtener una muestra compuesta representativa (Moreno, 2010b). El suelo seco tamizado, se homogeneizó y se cuarteó en fracciones de 1 kg para los análisis y ensayos posteriores (Moreno, 2010b).

Antes de llevar a cabo los experimentos, se realizó un análisis de toxicidad en el suelo utilizando el método de Lixiviación de Caracterización de Toxicidad (TCLP). El principal objetivo fue establecer la presencia de metales, incluyendo el arsénico, y evaluar su impacto potencial en el medio ambiente. También se realizó un análisis físico y químico de 1kg del suelo con el propósito de establecer la concentración de macro y micronutrientes de interés agrícola como lo recomienda el instituto INIAP, (2023)

En el suelo se germinaron las dos plantas finalistas de la sección 2.1 (Jeavons & Cox, 2007). Las soluciones de arsénico sintético en concentraciones de 13 y 15 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ se introdujeron al suelo por capilaridad durante el crecimiento de las plantas (Pollard, 1980). El proceso se realizó de tal manera que el suelo tenga concentraciones mayores a las permitidas por la normativa ambiental vigente ($12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Ministerio del Ambiente, 2015). Se midieron los cambios de concentración de arsénico en el suelo cada semana, durante dos meses, según el método de extracción de Wenzel (Wenzel et al., 2001).

Para desarrollar el método de extracción de Wenzel se colocaron 2 g de suelo seco en 20 mL de 0,1 M $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ y se agitó por 4 h (Wenzel et al., 2001). Luego se filtró y se tomó la solución clarificada para el análisis en el espectrómetro de absorción atómica. Los tratamientos se repitieron 5 veces por planta con la finalidad de estimar la variabilidad estadística del método. Se determinó la cantidad de arsénico en las hojas y raíces de las plantas en el autoclave (Ethos One Milestone), usando una solución de $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}_2:\text{H}_2\text{O}$ en proporción 3:2:10 durante 30 minutos (Moreno, 2010a). Finalmente, las soluciones se filtraron y se analizaron en el espectrómetro de absorción atómica.

Se determinó la planta más eficiente en la remoción de arsénico en el sistema suelo-planta. Es importante mencionar

que todos los procedimientos se repitieron al menos 10 veces con el fin de efectuar el análisis estadístico del comportamiento de cada ensayo como lo menciona (Polakowski et al., 2023) en su investigación. Utilizando el programa estadístico INFOSTAT, se procesaron los datos recolectados sobre la remoción de arsénico por las plantas mediante un análisis estadístico detallado. Debido al alto número de comparaciones en este tratamiento, el análisis de varianza se realizó mediante la prueba de significancia de Tukey con un nivel de significación del 5%. (Vélez, 2013).

2.3 Investigación de la capacidad de remoción de arsénico en sedimentos contaminados por la actividad minera mediante evaluación de su capacidad de depuración

Se realizó el muestreo del sedimento contaminado por actividad minera aguas abajo del río Calera en la localidad Namacuntza situada en la parroquia San Carlos de las Minas Provincia Zamora. Los sedimentos se obtuvieron a temperatura ambiente, se homogenizaron y se cuartearon en fracciones de 1 kg.

Para este tratamiento se seleccionó la planta que presentó mayor depuración de arsénico y menor porcentaje de mortalidad de la sección 2.2. La germinación fue directamente en el sedimento contaminado (Martín, 2010), para que las plántulas aumenten la tolerancia al metal pesado (Pollard, 1980). Con el propósito de acelerar la germinación de la planta en un lapso de 2 a 3 días, se utilizó agua caliente a temperatura de 30°C durante las primeras 24 horas sobre las semillas (González & Mendoza, 2008). Luego se efectuó el trasplante de las plántulas hacia los recipientes con 1 kg de sedimento cuando alcanzaron los 10 cm de altura follar (INATEC, 2016). Finalmente, se midió los cambios de concentración de arsénico en el sedimento dos veces por semana, durante un mes.

Se realizó un análisis físico y químico de 1kg del sedimento con el propósito de establecer la concentración de macro y micronutrientes de interés agrícola como lo recomienda el instituto INIAP, (2023). También se realizó difracción de rayos X con el difractómetro D8 ADVANCE y el programa Diffuse plus (EVA Y TOPAS) para la determinación de los compuestos con cristalización presente en el sedimento y Fluorescencia de rayos X S8 Tiger con el programa Spectra Pluss. (DEMEX, 2023).

El proceso de extracción Wenzel (Moreno, 2010b) se usó para determinar la concentración de arsénico removido por la planta. Adicionalmente se determinó el contenido de arsénico en las raíces y hojas de la planta. En esta sección se tendrá 10 repeticiones con el fin de efectuar el análisis estadístico del comportamiento de cada ensayo. El tratamiento de datos se realizará con la misma metodología de la sección 2.2.

Para el procesamiento de datos se realizó el análisis estadístico con los datos recolectados del tratamiento con el programa estadístico, INFOSTAT. Utilizando un nivel de significancia del 5%, se utilizó la prueba de significancia de Tukey para realizar un análisis de varianza. (Chen et al., 2013). Debido a

que se utilizó la prueba de Tukey, una técnica de comparación de medias individuales derivadas de un análisis de varianza realizado sobre numerosas muestras sometidas a diversos tratamientos se procedió a ello. (Vélez, 2013).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis de la capacidad de remoción de arsénico de soluciones sintéticas utilizando especies cultivadas hidropónicamente

La tabla 2 presenta los resultados conseguidos del Test de toxicidad mediante el uso del método de Lixiviación EPA 1311 (TCLP) con una relación líquido-sólido de 1:20 (EPA, 2022) aplicado específicamente al sustrato de coco (Zhao et al., 2022). Los resultados revelan que la concentración de arsénico de $0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ se encuentra por debajo del límite detectable, según la capacidad de detección del equipo ICP- OES. Este resultado indica que la presencia del arsénico en el sustrato de coco es mínima o prácticamente inexistente. Por lo cual, el sustrato de coco no causa interferencias en el análisis de absorción de arsénico por las raíces de las plantas.

Por otro lado, el selenio se encontró con una concentración de $0,027 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. El selenio es un elemento fundamental para el desarrollo en pequeñas cantidades, pero altas concentraciones pueden ser tóxicas (Gui et al., 2022; Li et al., 2023). Este resultado indica que el selenio está sobre el nivel máximo permisible. Por lo cual, es necesario considerar su posible influencia para el desarrollo de la parte foliar y radicular de la planta. En relación con la plata, se encontró una concentración de $0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, valor bajo al nivel máximo permisible. La plata es conocida por tener propiedades antimicrobianas (Khan et al., 2023) y su presencia en el sustrato de coco puede tener efectos beneficiosos en el desarrollo radicular de la planta.

Los resultados obtenidos del estudio de remoción de una solución sintética de arsénico con una concentración inicial de $4,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ por parte de tres variedades de plantas durante un periodo de una semana se exponen en la Tabla 3. Se observó que el llantén menor y el pasto azul demostraron un destacado porcentaje de absorción, con valores del 72,4% (correspondiente a 0,98 mg de As) y 75,3% (equivalente a 1,016 mg de As), respectivamente. Este fenómeno puede atribuirse a la presencia de mecanismos altamente específicos desarrollados para la absorción, translocación y acumulación de nutrientes (Y. Wu et al., 2022), los cuales también le permite interactuar eficientemente con el arsénico (Geiszinger et al., 2002). Cabe mencionar que el arseniato y el fosfato exhiben un comportamiento electroquímico parecido (Verbruggen et al., 2009) provocando que compartan la misma vía de transporte (Pi) en las plantas superiores, teniendo los transportadores una mayor afinidad por el fosfato que por el arseniato (F. J. Zhao et al., 2009). El mecanismo de absorción de arsénico en las plantas se da cuando el As(V) se reduce a As (III) mediante el arseniato reductasa (AR) utilizando glutatión (GSH) como reductor. El As (III) acomplejado se secuestra en la vacuola a través de ABCC1 y ABCC2. Parte del As (III) se transloca al xilema a través de acuaporina

(OsNIP2;1) donde una proporción muy pequeña de arsénico se transloca al tejido de los brotes (Ali, 2012).

Por otro lado, en la Tabla 3 se observó que el porcentaje de remoción de arsénico por parte del pasto anual alcanzó un valor de 49,3%. Este resultado es inferior en comparación con los obtenidos por el pasto azul y el llantén. Además, en los días 5 y 7 presenta valores negativos de absorción -5% y -5.6% respectivamente, lo indica que esta planta tiene la capacidad de liberar grandes cantidades de arsénico que ha sido absorbido, lo que la convierte en una planta no apta para la remoción de arsénico (Meharg et al., 2002).

La falta de resistencia del pasto anual se debe a su intento de volverse más tolerante al arseniato As (V), lo cual conlleva a un aumento en los niveles de fósforo en la planta (Geiszinger et al., 2002). Esta respuesta, a su vez, resulta en una disminución en la acumulación del arseniato As (V) (Meharg et al., 2002) y provoca un mecanismo de bombeo extracelular posterior a su bioacumulación en las vacuolas de la planta (Catalá, 2014).

El pasto azul y el llantén demuestran mecanismos altamente eficientes de acumulación y retención de arsénico, el pasto anual muestra una menor capacidad de remoción y una tendencia a liberar el arsénico absorbido. (Vassilev et al., 2004).

En la Tabla 4 se exponen los porcentajes de mortalidad y marchitamiento de las plantas registrados durante el estudio. Se observa que el llantén menor y el pasto azul presentaron valores de mortalidad de 4,2% y 4,9% y marchitamiento 2,5% y 2,8% respectivamente, los cuales son inferiores en comparación con el pasto anual que alcanzó un valor de mortalidad del 17,8% y marchitamiento 14,7%. Estos resultados indican que el llantén menor y el pasto azul tienen la capacidad de almacenar metales en sus tejidos sin manifestar toxicidad apreciable (Núñez et al., 2004).

En conclusión, el pasto azul y el llantén presentaron altos niveles de remoción de arsénico y bajos porcentajes de mortalidad a comparación del pasto anual. Por lo cual, seleccionó al pasto azul y al llantén para el análisis de la remoción de arsénico en suelos cercanos a un recinto minero

Tabla 2. Análisis de toxicidad (TCLP) del sustrato de coco

Metales	Concentración ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
Arsénico	<0,01
Mercurio	<0,01
Selenio	0,027
Cadmio	<0,01
Cromo	0,02
Plata	0,01
Plomo	0,07

Tabla 3. Porcentajes de absorción de arsénico en el cultivo hidropónico

Planta	Día 2 (%)	Día 5 (%)	Día 7 (%)	Total (%)
Pasto anual	54,2	-5,0	-5,6	49,3
Llantén menor	54,6	19,2	24,7	72,4
Pasto azul	54,6	30,8	21,5	75,3

Tabla 4. Porcentajes de mortalidad y marchitamiento de las plantas en el cultivo hidropónico

Planta	Mortalidad (%)	Marchitamiento (%)
Pasto anual	17,8	14,7
Llantén menor	4,2	2,5
Pasto azul	4,9	2,8

3.2 Estudio de la capacidad depuradora de plantas seleccionadas en suelos ecuatorianos próximos a zonas mineras para la remoción de arsénico

A continuación, se muestran las tablas de la caracterización del suelo cercano a la Minera Franromec (3°01'21.6" S y 79°38'35.0" W) y los resultados obtenidos de la remediación de suelo con arsénico a través de la fitorremediación.

Las cantidades de los nutrientes del suelo cercano a la Minera Franromec con sede en Camilo Ponce Enríquez provincia del Azuay se presenta en la Tabla 5. Se aprecia que la concentración de 29 mg·L⁻¹ nitrógeno es bajo. El nitrógeno es esencial para el crecimiento de las plantas porque juega un papel crucial en la síntesis de proteínas y enzimas. Un nivel bajo de nitrógeno puede limitar el desarrollo de las plantas y reducir su rendimiento (Guo et al., 2023).

La concentración 3,1 mg·L⁻¹ del fósforo es bajo. Se debe tener en cuenta que el fósforo es primordial para el desarrollo de las raíces. Un nivel bajo de fósforo puede limitar el establecimiento de las plantas y su capacidad para producir flores y frutos (Liu et al., 2023; Wu et al., 2022).

La concentración 0,12 mEq/100 mL de potasio es bajo. El potasio es esencial para la función enzimática, el transporte de nutrientes y la regulación del equilibrio hídrico en las plantas. Un nivel bajo de potasio puede afectar negativamente la resistencia al estrés y la calidad de los cultivos (Johnson et al., 2022). Los micronutrientes como: zinc, cobre, hierro, manganeso y boro están dentro de rangos medios o bajos (Liu et al., 2023; Santa et al., 2023).

En resumen, este suelo presenta deficiencias en nitrógeno, fósforo, potasio y zinc, lo cual puede limitar el desarrollo saludable de las plantas. Se sugiere corregir estas deficiencias mediante la aplicación de fertilizantes adecuados. Además, es importante monitorear el equilibrio entre los nutrientes principales y mantener una proporción equilibrada.

Por otro lado, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo es de 15,5 mEq por cada 100 g de suelo. Este factor es importante porque un alto valor de CIC indica una mayor capacidad del suelo para retener cationes, lo que puede dificultar la liberación de los metales pesados hacia la solución del suelo. Esto significa que los metales pesados pueden estar firmemente retenidos al suelo y menos disponibles para la absorción por parte de las plantas. Sin embargo, es importante tener en cuenta que la CIC no es el único factor que afecta la fitorremediación de metales pesados, ya que otros componentes como el pH del suelo, la especie de planta utilizada y la concentración inicial de metales pesados también desempeñan un papel importante (Dey et al., 2023).

La tabla 6 muestra los resultados del Test de toxicidad mediante el uso del método de Lixiviación EPA 1311 (TCLP) con una relación líquido-sólido de 1:20 (EPA, 1990) aplicado al suelo cercano a la Minera Franromec. Se observa que la cantidad de arsénico es menor al límite detectable por el equipo ICP- OES, lo que significa que la presencia del arsénico es muy baja o nula. Esta información es esencial para asegurar la validez y confiabilidad de los análisis realizados en el estudio de remediación de suelos contaminados.

Se puede concluir que la presencia de la Minera Franromec. no ha causado una concentración significativa de arsénico en el suelo, lo cual es importante porque el metal pesado no va a afectar en el análisis de la remoción de arsénico.

Por otro lado, los otros elementos en el análisis de TCLP se encuentran bajo el nivel máximo permisible a excepción del plomo. El plomo supera el límite máximo permisible según la Ordenanza Metropolitana, (2010) con 0,05 mg·kg⁻¹ plomo. Los valores altos de plomo afectan negativamente el desarrollo de las raíces, tallos, hojas y flores y retraso en el crecimiento (Collin et al., 2022; Niu et al., 2023).

En la Tabla 7 se presentan los porcentajes de remoción de arsénico en el suelo cercano a la Minera Franromec., después de 7 semanas de tratamiento. Es importante destacar que el pasto azul logró remover mayor porcentaje arsénico del suelo en comparación con el llantén, tanto en concentraciones de 13 mg·kg⁻¹ AS como de 15 mg·kg⁻¹ As, hasta llegar a valores inferiores a 12 mg·kg⁻¹, cumpliendo así con los límites establecidos por la norma TULSMA.

En la Tabla 7 se presentan los porcentajes de mortalidad, y se puede observar que en el suelo adyacente a la empresa Minera Franromec., el llantén menor exhibe un mayor porcentaje de mortalidad en comparación con el pasto azul. Estos resultados indican que el pasto azul ha experimentado una evolución adaptativa, lo que le permite crecer y desarrollarse en sistemas contaminados con altas concentraciones de elementos tóxicos (González et al., 2008).

Se cree que los mecanismos adaptativos que permiten a las plantas desactivar metabólicamente elementos esenciales y no esenciales cuando presentan un riesgo para la integridad celular son los responsables de su capacidad para tolerar la presencia de arsénico (Cai et al., 2002). Además, se ha observado que la tolerancia se incrementa en plántulas que se desarrollan y crecen en entornos contaminados, lo que sugiere que tanto el pasto azul como el llantén experimentan una evolución acelerada en suelos con presencia de arsénico (Pollard, 1980).

En la disgregación ácida, la concentración de arsénico en las raíces de todas las plantas fue mayor que en sus partes aéreas, lo que significa que tienen un sistema de bloqueo de la translocación de arsénico hacia los órganos de superficie. (Zolnowski et al., 2010)

Estos resultados demuestran la eficacia diferencial del pasto azul y el llantén en la remoción de arsénico en el suelo

contaminado. El mayor porcentaje de remoción observado en el pasto azul indica su capacidad destacada para reducir los niveles de arsénico hasta cumplir con los estándares establecidos por la normativa TULSMA. Este hallazgo resalta la importancia de considerar el pasto azul como una opción preferente en la remediación de suelos contaminados por arsénico en áreas afectadas por la actividad minera de la Minera Franromec.

También se debe tener en cuenta, que el suelo tiene materia orgánica menor al 2,3%. Lo que se considera que la materia orgánica ayuda a formar complejos con los metales pesados, estabilizándolos y reduciendo su toxicidad. (Puga et al., 2006).

Según el resultado de Tabla 8, se observa que el valor de p obtenido para las plantas es menor al 5%. De acuerdo con Molina et al. (2017) esto indica que es lo competentemente improbable que los resultados de los tratamientos se deban a la casualidad como para impugnar con una seguridad la hipótesis nula (H_0) y afirmar que la diferencia es real.

Tabla 5. Análisis de suelo cercano a la Minera Franromec

Nutrientes	Concentración	Unidades
Nitrógeno	29	mg·L ⁻¹
Fósforo	3,1	mg·L ⁻¹
Azufre	13	mg·L ⁻¹
Potasio	0,12	mEq/100 mL
Calcio	6,1	mEq /100 mL
Magnesio	9,4	mEq/100 mL
Cinc	0,4	mg·L ⁻¹
Cobre	3,4	mg·L ⁻¹
Hierro	92	mg·L ⁻¹
Manganeso	5	mg·L ⁻¹
Boro	0,8	mg·L ⁻¹
Ca·Mg ⁻¹	0,6	
Mg·K ⁻¹	78,3	
Ca+Mg·K ⁻¹	129,2	
$\frac{meq}{100mL}$	15,6	
$\sum Bases$		
pH	7- 7,5	
Densidad aparente	1,14	g·mL ⁻¹
Poder retentivo	65,7	%
Materia orgánica	>2,3	%
CIC	15,5	mEq/100 g

(INIAP, 2023)

Tabla 6. Análisis de toxicidad (TCLP) suelo cercano a la Minera Franromec

Metales	Concentración (mg·L ⁻¹)
Arsénico	<0,01
Mercurio	<0,01
Selenio	0,009
Cadmio	<0,01
Cromo	0,03
Plata	0,02
Plomo	0,1

(DEMEX, 2017, 2023; INIAP, 2023)

Tabla 7. Porcentaje de remoción de arsénico y mortalidad de las plantas en el suelo cercano a la Minera Franromec

Planta	Concentración de As (mg·kg ⁻¹)	Remoción (%)	Mortalidad (%)
Pasto Azul	13	32,4	11,1
Pasto Azul	15	37,1	10,5
Llantén menor	13	28,1	20,3
Llantén menor	15	24,3	22,2

Tabla 8. Esquema de análisis de varianza de la remoción de arsénico en el suelo cercano a la Minera Franromec (n=10)

Fuentes de Variación [FV]	SC	gL	CM	F	p-valor
Modelo	953,35	4	238,34	308,18	<0,0001
Planta	27,81	2	13,90	17,98	<0,0001
Tratamiento	925,55	2	462,77	598,38	<0,0001
Error	17,01	22	0,77		
Total	970,37	26			

SC= Suma de cuadrados

gL= grados de libertad;

CM=Media cuadrática

F=valor estadístico de distribución de Snedecor;

p=valor estadístico para aceptar o rechazar una hipótesis;

3.3 Investigación de la capacidad de remoción de arsénico en sedimentos contaminados por la minería mediante evaluación de su capacidad de depuración

La caracterización del sedimento aguas abajo del río Calera se presenta en la Tabla 9 y 11, se observa que sedimento es del tipo franco limoso es conocido por su composición equilibrada y propiedades favorables para el desarrollo de las plantas. Este tipo está caracterizado por su textura media y una adecuada proporción de arena, limo y arcilla, proporciona un equilibrio óptimo entre la capacidad de retención de agua y el drenaje adecuado. La textura permite una buena infiltración del agua y una distribución uniforme de los nutrientes esenciales para las plantas. (Hernández et al., 2008).

En la Tabla 11, se observa que la concentración de los nutrientes como 35,75 mg·L⁻¹ de nitrógeno y 15,53 mg·L⁻¹ de fósforo son relativamente altos, lo cual indica una carga significativa de nutrientes en el sedimento. El nitrógeno es la clave para el desarrollo vegetativo, y altos niveles de nitrógeno que presenta este suelo puede existir una sobreestimulación del crecimiento de hojas y tallos. Con relación a los elementos trazas se observan concentraciones 67 mg·L⁻¹ de hierro, 7,10 mg·L⁻¹ de cobre y 10,4 mg·L⁻¹ de manganeso son altas. Estos elementos esta asociados principalmente con la actividad minera. Sus altos niveles interfieren con la absorción de otros nutrientes esenciales para las plantas como el zinc lo que puede llevar a deficiencias nutricionales. En general, estos resultados indican la presencia de altos niveles de nutrientes y elementos traza, lo cual puede ser atribuible a actividades humanas como la minería.

En la Figura 2 se ve que las concentraciones del arsénico removido por la planta obtenido por la metodología Wenzel variable. Al finalizar el mes se obtuvo una remoción del 41,38% As. Las variaciones de remoción de arsénico se deben a las siguientes situaciones:

La primera, se refiere al tipo de sedimento conocido como Franco-limoso (INIAP, 2023), el cual exhibe una alta capacidad de intercambio iónico (CIC).

En las tablas 9 y 10 se observan los resultados obtenidos a través las técnicas de difracción de rayos X y fluorescencia de rayos X revelan la composición del sedimento, evidenciando la presencia de arcillas. Específicamente, se encontraron porcentajes de 21,50% de silicio (Si), 34% de plagioclasas, 27% de caolinita, 12% de cuarzo, 10% de moscovita, 6% de montmorillonita y 5% de clorita (DEMEX, 2023). Estos hallazgos subrayan el contenido de arcillas en el sedimento. Tanto el limo como las arcillas cumplen una función relevante como eliminadores naturales de contaminantes, ya que absorben cationes y aniones mediante procesos de intercambio iónico (Gao et al., 2023), evitando su lixiviación hacia capas más profundas del suelo o hacia las aguas subterráneas (Thompson et al., 2021). Es importante destacar que las arcillas contienen de manera constante cationes y aniones intercambiables que se retienen en su superficie (Bhattacharyya et al., 2008). Esto implica que los metales pesados pueden quedar retenidos de forma más firme en el suelo, limitando su disponibilidad para ser absorbidos por las plantas (FAO, 2023).

La segunda es por depósito de metales pesados en la planta. La planta absorbe y acumula en sus tejidos altas concentraciones de metales pesados, como el arsénico. Para protegerse de las altas concentraciones de arsénico la planta realiza el proceso de exudación, mediante los cuales secretan este metal pesado de vuelta al suelo a través de sus raíces a través de sus vacuolas. (Catalá, 2014).

Sin embargo, una vez que las concentraciones de arsénico en el suelo disminuyen a niveles no tóxicos, las plantas nuevamente pueden adsorber este metal pesado (Zhang et al., 2021). A través de sus raíces, las plantas pueden reconocer y seleccionar los nutrientes y elementos esenciales para su crecimiento, incluyendo el arsénico en formas asimilables (Khan et al., 2023). Esto se debe a que el arsénico tiene una similitud química con otros elementos esenciales para las plantas, como el fósforo, y las plantas pueden tomar ventaja de esta similitud para absorberlo selectivamente (Silva, 2013)

La tercera por la cantidad de la materia orgánica 0,22%, a pesar de que se considera relativamente baja puede formar complejos con los metales pesados, estabilizándolos y reduciendo su toxicidad (Puga et al., 2006).

Durante el proceso de disgregación ácida, se observó que la concentración de arsénico en las raíces de todas las plantas fue superior en comparación con sus partes aéreas. Esto indica la presencia de un mecanismo que impide la translocación del arsénico hacia los órganos superficiales. (Zolnowski et al., 2010)

Para realizar los análisis estadísticos que se muestran en la tabla 9 se consideraron la segunda toma de muestra y la última. En la tabla 12 se observa los valores realizados en t-student, donde se observa que el $p_v \leq \alpha$. La conclusión de esta desigualdad es que si el valor p obtenido en un análisis

estadístico es menor o igual que un umbral establecido a (0,05), se considera que el resultado es estadísticamente significativo (Molina et al., 2017).

Esto implica que hay evidencia suficiente para refutar la hipótesis nula y finiquitar que existe una diferencia o relación significativa entre las variables en estudio. Por lo cual, la remediación del sedimento aguas abajo del Río Calera es aceptable (Palahalli et al., 2022).

Tabla 9. Difracción de rayos X del sedimento aguas abajo del Río Calera

Mineral	Concentración (%)
Grupo plagioclasas	34
Caolinita	27
Cuarzo	12
Moscovita	10
Montmorillonita	6
Clorita	5
Cordierita	4
Clinocloro	2

(DEMEX, 2023)

Tabla 10. Análisis de Fluorescencia de rayos X del sedimento aguas abajo del Río Calera

Elemento	Concentración (%)
Si	21,50
Al	9,89
Fe	5,57
K	1,68
Mg	1,14
Na	1,02
Ca	1,01
Ti	0,51
Mn	0,13
Ba	0,08
P	0,04
Cu	0,02
Zn	0,02
Sr	0,02
V	0,02
Zr	0,01
Cl	0,01
S	0,01

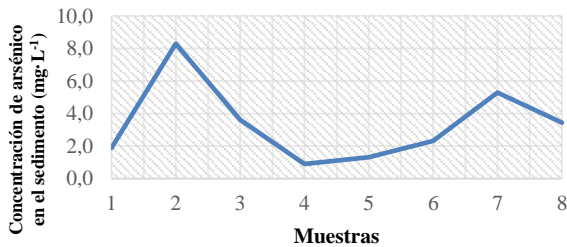
(DEMEX, 2023)

Tabla 11. Análisis del sedimento aguas abajo del Río Calera

Nutrientes	Concentración	Unidades
Nitrógeno	35,75	mg·L ⁻¹
Fósforo	15,53	mg·L ⁻¹
Azufre	20,56	mg·L ⁻¹
Boro	0,12	mg·L ⁻¹
Potasio	0,29	mEq/100 mL
Calcio	14,45	mEq/100 mL
Magnesio	6,89	mEq/100 mL
Cinc	2,00	mg·L ⁻¹
Cobre	7,10	mg·L ⁻¹
Hierro	67	mg·L ⁻¹
Manganeso	10,4	mg·L ⁻¹
Ca·Mg ⁻¹	2,10	
Mg·K ⁻¹	24,17	
Ca+Mg·K ⁻¹	74,85	
$\frac{meq}{100mL}$	21,63	
$\sum Bases$		
pH	7,09	
Densidad aparente	1,14	g·mL ⁻¹
Materia orgánica	0,22	%
Clase textural	Franco - limoso	

Tabla 12. Variación del arsénico disponible en el suelo

	Inicio	Final
Media	8,3	3,4
Varianza	15,9	2,1
Observaciones	10,0	10,0
Varianza agrupada	9,0	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	18,0	
Estadístico t	3,6	
P(T<=t) una cola	9,8x10 ⁻⁴	
Valor crítico de t (una cola)	1,7	
P(T<=t) dos colas	1,9x10 ⁻³	
Valor crítico de t (dos colas)	2,10	

**Figura 2.** Cantidad de arsénico presente en el sedimento

4. CONCLUSIONES

Este trabajo se analizaron la remediación por la técnica de fitorremediación en tres condiciones: Remediación de arsénico en cultivos hidropónicos, Remediación de suelo aledaño a un recinto minero y Remediación de arsénico en sedimentos contaminados por la minería.

En la remediación de arsénico en cultivos hidropónicos se contemplaron 3 plantas con base en la información existente de (Maza, 2015) y (Jian et al., 2004), sobre plantas hiperacumuladoras de metales pesados, principalmente el arsénico. Las plantas fueron: llantén, pasto ryegrass anual y pasto azul, las cuales se cultivaron en medios hidropónicos utilizando fibra de coco de coco.

Las plantas llantén (*Plantago major*), y pasto azul (*Dactylis glomerata*) que demostraron ser altamente efectiva en la remediación de suelos con arsénico. Estas plantas lograron eliminar con éxito el 72,4% y el 75,3% del arsénico presente en una solución sintética de 4,5 mg·L⁻¹ As. Además, presentaron bajos niveles de mortalidad y marchitamiento menor al 5%. Mientras que pasto anual eliminó el 49,3% del arsénico y presentó altos valores de mortalidad del 17,8% y marchitamiento del 14,7%. Por lo cual se seleccionó como especie más resistente a llantén, y pasto azul para el tratamiento de remediación de suelos aledaños a recintos mineros, Minera Franromec.

En la remediación de suelo aledaño a un recinto minero se contempló las plantas llantén, y pasto azul para la remoción de arsénico proveniente de soluciones sintéticas. Las concentraciones iniciales del arsénico fueron de 13 y 15 mg·kg⁻¹ que superan el límite máximo permisible de la Norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados del Anexo II del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA).

El pasto azul (*Dactylis glomerata*) ha manifestado ser práctico en la reducción de la concentración de arsénico en suelos contaminados hasta alcanzar el límite máximo permitido de 12 mg·kg⁻¹, establecido en el Anexo 2 del Texto Unificado de Legislación secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA). En el suelo contaminado con arsénico 13 y 15 mg·kg⁻¹, la planta removió 32,4% y 37,1% respectivamente. Mientras que el llantén (*Plantago major*) removió 28,1 y 24,3% de arsénico en suelos de 13 y 15 mg·kg⁻¹ As. Por lo tanto, se seleccionó al pasto azul para el siguiente tratamiento de remediación de arsénico en sedimentos contaminados.

La varianza resultó en un valor p de menos del 5% para las plantas, lo que indica que es competentemente improbable que los resultados del tratamiento sean el resultado de la casualidad, rechazando así la hipótesis nula (H0) con un grado razonable de certeza. y confirme que hay una diferencia.

En la remediación de arsénico en sedimentos contaminados por la minería se contempló la remediación del sedimento contaminado utilizando al pasto azul. La planta de pasto azul (*Dactylis glomerata*) demostró una eficiente capacidad de remoción de arsénico en el sedimento contaminado con metales pesados aguas abajo del Río Calera. Durante el mes de tratamiento, se logró una remoción exitosa del 58,6% del arsénico presente en el sedimento. Estos resultados indican que el pasto azul es una especie idónea en la fitorremediación de arsénico y ofrece una alternativa viable para la remediación de suelos contaminados. La duración del procedimiento de un mes demuestra que, con un adecuado manejo y monitoreo, es posible obtener resultados significativos en la reducción de la concentración de arsénico en el sedimento. Este hallazgo contribuye al avance de las estrategias de remediación de suelos contaminados, ofreciendo una solución efectiva y sostenible para mitigar la presencia de arsénico en el entorno natural.

Por otro lado, La presencia de materia orgánica en el suelo franco limoso desempeña un papel fundamental en la remoción de metales. La materia orgánica actúa como un agente quelante, formando complejos con los metales pesados presentes en el suelo. Esto reduce su disponibilidad y movilidad, evitando que sean absorbidos por las plantas.

La detección de arcillas en el sedimento a través de la técnica de difracción de rayos X, se obtuvo principalmente 27% de caolinita, 10% de moscovita y 6% de montmorillonita, plantea desafíos en el análisis de la remoción de arsénico mediante la técnica de fitorremediación. Esto se debe a la alta capacidad de intercambio iónico de las arcillas, lo que resulta en su constante captación de metales pesados presentes en el sedimento. Como consecuencia, la disponibilidad de estos metales para ser absorbidos por las plantas se ve limitada.

En los dos tratamientos de remediación: suelo cercano a la Minera Franromec y los sedimentos contaminados con metales pesados, la cantidad de arsénico se concentra en las raíces de las plantas, lo que significa que tienen un sistema de bloqueo de la translocación de arsénico hacia los órganos de superficie.

El análisis realizado con en t-student se tuvo que el $p_v \leq \alpha$ lo cual indica que, si el valor p calculado para una prueba estadística es menor o igual que el nivel de significancia α establecido, lo cual se rechazó la hipótesis nula y los resultados de remediación son estadísticamente significativos. Por lo tanto, hay suficiente evidencia para aseverar que los resultados no son simplemente el resultado del azar y que existe una relación o diferencia significativa y el tratamiento de remediación es fiable.

AGRADECIMIENTO

Yo, Valeria Ibijés agradezco al Departamento de Metalurgia Extractiva, perteneciente a la Escuela Politécnica Nacional, por el financiamiento de esta investigación a través de los fondos del Proyecto PII-02-2021-DEMEX.

REFERENCIAS

1. Abbas, M., Irfan, M., Ahmed Shah, J., & Yousuf Memon, M. (2018). Intra-specific variations among wheat genotypes for phosphorus use efficiency. *Asian Journal of Agriculture and Biology*, 6(1), 35–45.
2. Ali, W. (2012). *Arsenic transport in plants* [University of York]. f529a5af-d6ad-471a-ab79-d49b1b45b8d1/enhanced-reader.html?openApp&pdf=https%3A%2F%2Fcore.ac.uk%2Fdownload%2Fpdf%2F40012755.pdf
3. Arthur, E. L., Rice, P. J., Rice, P. J., Anderson, T. A., Baladi, S. M., Henderson, K. L. D., & Coats, J. R. (2005). Phytoremediation - An overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(2), 109–122. <https://doi.org/10.1080/07352680590952496>
4. Bissen, M., & Frimmel, F. H. (2003). Arsenic - A review. Part I: Occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 31(1), 9–18. <https://doi.org/10.1002/aheh.200390025>
5. Busquets, F. G., & Valderrabano, S. S. (2011). *Estructura E Instalaciones De Un Invernadero*.
6. Carling, G. T., Diaz, X., Ponce, M., Perez, L., Nasimba, L., Pazmino, E., Rudd, A., Merugu, S., Fernandez, D. P., Gale, B. K., & Johnson, W. P. (2013). Particulate and dissolved trace element concentrations in three southern ecuador rivers impacted by artisanal gold mining. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(2), 1–16. <https://doi.org/10.1007/S11270-012-1415-Y/METRICS>
7. Catalá, M. (2014). *Efectos de los metales pesados en las plantas*. Investigación En Salud Ambiental y Ecotoxicología. <https://toxamb.wordpress.com/2014/12/11/efectos-de-los-metales-pesados-en-las-plantas/>
8. Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J. S., & Baker, A. J. M. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8(3), 279–284. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(97\)80004-3](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(97)80004-3)
9. Chen, D., Morin, P., & Wagner, U. (2013). Absolute approximation of Tukey depth: Theory and experiments. *Computational Geometry*, 46(5), 566–573. <https://doi.org/10.1016/J.COMGEO.2012.03.001>
10. Chételat, J., Palmer, M. J., Paudyn, K., Jamieson, H., Amyot, M., Harris, R., Hesslein, R., Pelletier, N., & Peraza, I. (2023). Remobilization of legacy arsenic from sediment in a large subarctic waterbody impacted by gold mining. *Journal of Hazardous Materials*, 452, 131230. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2023.131230>
11. Collin, S., Baskar, A., Geevarghese, D. M., Ali, M. N. V. S., Bahubali, P., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G. I., Senatov, F., Koppala, S., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100064. <https://doi.org/10.1016/J.HAZL.2022.100064>
12. Cumbal, L., Vallejo, P., Rodriguez, B., & Lopez, D. (2010). Arsenic in geothermal sources at the north-central Andean region of Ecuador: Concentrations and mechanisms of mobility. *Environmental Earth Sciences*, 61(2), 299–310. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0343-7>
13. DEMEX. (2017). *Análisis de las propiedades físicas de los suelos Azuay y Tungurahua*.
14. DEMEX. (2023, June 1). *DEPARTAMENTO DE METALÚRGIA EXTRACTIVA*. Escuela Politécnica Nacional. <https://www.epn.edu.ec/departamento-de-metalurgia-extractiva-demex/>
15. Dey, S., Purakayastha, T. J., Sarkar, B., Rinklebe, J., Kumar, S., Chakraborty, R., Datta, A., Lal, K., & Shivay, Y. S. (2023). Enhancing cation and anion exchange capacity of rice straw biochar by chemical modification for increased plant nutrient retention. *Science of The Total Environment*, 886, 163681. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.163681>
16. Ding, W., Wang, Y., Yu, Y., Zhang, X., Li, J., & Wu, F. (2015). Photooxidation of arsenic (III) to arsenic(V) on the surface of kaolinite clay. *Journal of Environmental Sciences*, 36, 29–37. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2015.03.017>
17. EPA. (2022, September 1). *SW-846 Test Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure | US EPA*. <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-1311-toxicity-characteristic-leaching-procedure>
18. EPA, U. (1990). Method 1311 Toxicity Characteristics Leaching Procedures (TCLP). In *US Code of Federal Regulations Title 40* (Issue 261, pp. 1–35). US Government Printing Office.
19. FAO. (2023). *Propiedades Químicas*. Organización de Las Naciones Unidas Para La Alimentación y La Agricultura. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/clasificacion-de-suelos/sistemas-numericos/propiedades-quimicas/es/>
20. Fernández, J., Galindo, G., Parada, M., & Gimeno, D. (2005). Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento. In G. Galindo, J. Fernández, M. Parada, & D. Gimeno (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento sobre el Arsénico en el Agua de Argentina y Chile: Origen, Movilidad y Tratamiento* (pp. 123–136). II SEMINARIO HISPANO-LATINOAMERICANO SOBRE TEMAS ACTUALES DE HIDROLOGIA

21. Flora, S. J. S. (2023). Handbook of Arsenic Toxicology. In *Handbook of Arsenic Toxicology*. <https://doi.org/10.1016/C2020-0-03211-1>
22. GAD. (2021). *GAD Municipal de Camilo Ponce Enríquez - Historia*. Camilo Ponce Enriquez. <http://www.camiloponce.gob.ec/camiloponce2020/index.php/el-canton/historia>
23. Gao, M., Sun, Q., Wang, J., & Ding, S. (2021). Investigation of the combined use of capping and oxidizing agents in the immobilization of arsenic in sediments. *Science of The Total Environment*, 782, 146930. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.146930>
24. Gao, W., Zhao, J., Huang, B. W., Xu, X., & He, M. C. (2023). First principles investigation on adsorption mechanism of As(OH)₃ on the kaolinite (001) surface. *Surface Science*, 734, 122319. <https://doi.org/10.1016/J.SUSC.2023.122319>
25. Geiszinger, A., Goessler, W., & Kosmus, W. (2002). Organoarsenic compounds in plants and soil on top of an ore vein. *Applied Organometallic Chemistry*, 16(5), 245–249. <https://doi.org/10.1002/aoc.294>
26. González, Y., & Mendoza, F. (2008). Efecto del agua caliente en la germinación de las semillas de *Leucaena leucocephala* cv. Perú. *Pastos y Forrajes*, 31(1), 47–52.
27. González-Mendoza, D., & Zapata-Pérez, O. (2008). Mecanismos de tolerancia a elementos potencialmente tóxicos en plantas. In *FISIOLOGÍA Bol.Soc.Bot.Méx* (Vol. 82).
28. Gorny, J., Billon, G., Lesven, L., Dumoulin, D., Madé, B., & Noiriél, C. (2015). Arsenic behavior in river sediments under redox gradient: A review. *Science of The Total Environment*, 505, 423–434. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.10.011>
29. Gosálbez, C. (2012). *¿Qué es la fibra de coco?* Planeta Huerto. https://www.planetahuerto.es/revista/que-es-la-fibra-de-coco_00151
30. Gu, Y., Tan, X., Cai, X., & Liu, S. (2022). Remediation of As and Cd contaminated sediment by biochars: Accompanied with the change of microbial community. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(1), 106912. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106912>
31. Guevara, A., & De la Torre, E. (2004). Estabilización de residuos mineros de la zona de Ponce Enríquez. *VI Conferencia Internacional de Tecnologías Limpias*.
32. Gui, J. Y., Rao, S., Huang, X., Liu, X., Cheng, S., & Xu, F. (2022). Interaction between selenium and essential micronutrient elements in plants: A systematic review. *Science of The Total Environment*, 853, 158673. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.158673>
33. Guo, X., Hu, Y., Ma, J. Y., Wang, H., Wang, K. L., Wang, T., Jiang, S. Y., Jiao, J. B., Sun, Y. K., Jiang, X. L., & Li, M. Y. (2023). Nitrogen Deposition Effects on Invasive and Native Plant Competition: Implications for Future Invasions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 259, 115029. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2023.115029>
34. Hernández J., Ascanio M., Morales M., & G. J. (2008). *El suelo : fundamentos sobre su formación, los cambios globales y su manejo*. 15–21.
35. Herrera, A., Pineda, J., & Antonio, M. T. (2013). Bioacumulación de arsénico en tejidos animales por consumo de aguas contaminadas experimentalmente. *Arsenic Bioaccumulation in Animal Tissues after Consumption of Contaminated Water Experimentally*, 107, 39–46.
36. Huang, D., Deng, R., Wan, J., Zeng, G., Xue, W., Wen, X., Zhou, C., Hu, L., Liu, X., Xu, P., Guo, X., & Ren, X. (2018). Remediation of lead-contaminated sediment by biochar-supported nano-chlorapatite: Accompanied with the change of available phosphorus and organic matters. *Journal of Hazardous Materials*, 348, 109–116. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2018.01.024>
37. INATEC. (2016). *Viveros y semillas*. Instituto Nacional Tecnológico Dirección General De Formación Profesional.
38. INIAP. (2023, June). *Análisis químico y físico en muestras de suelos, plantas y aguas*. – Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Gobierno de La República Del Ecuador. <https://www.iniap.gob.ec/servicio-1/>
39. Jeavons, P. J., & Cox, C. (2007). *Como obtener suelos saludables, productos sanos y abundantes* (Mate). El Huerto Sustentable.
40. Jian, S., Yang, Z., & Jian, W. (2004). Establishment and growth of *Lolium multiflorum* for phyto-remediation of Pb/Zn tailings. *The Journal of Applied Ecology*, 15(2), 255–260.
41. Johnson, R., Vishwakarma, K., Hossen, M. S., Kumar, V., Shackira, A. M., Puthur, J. T., Abdi, G., Sarraf, M., & Hasanuzzaman, M. (2022). Potassium in plants: Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. *Plant Physiology and Biochemistry*, 172, 56–69. <https://doi.org/10.1016/J.PLAPHY.2022.01.001>
42. Khan, S. S., & Flora, S. J. S. (2023). Arsenic: Chemistry, occurrence, and exposure. *Handbook of Arsenic Toxicology*, 1–49. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89847-8.00024-9>
43. Khan, S., Zahoor, M., Sher Khan, R., Ikram, M., & Islam, N. U. (2023). The impact of silver nanoparticles on the growth of plants: The agriculture applications. *Heliyon*, 9(6), e16928. <https://doi.org/10.1016/J.HELİYON.2023.E16928>
44. Kovács, É., Domokos, E., & Biró, B. (2021). Toxic metal phytoextraction potential and health-risk parameters of some cultivated plants when grown in metal-contaminated river sediment of Danube, near an industrial town. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(6), 2317–2330. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00880-8>
45. Kulp, T. R., Hoeft, S. E., & Oremland, R. S. (2004). Redox transformations of arsenic oxyanions in periphyton communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(11), 6428–6434. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.11.6428-6434.2004>
46. Li, X., Luo, Y., Zeng, C., Zhong, Q., Xiao, Z., Mao, X., & Cao, F. (2023). Selenium accumulation in plant foods and selenium intake of residents in a moderately

- selenium-enriched area of Mingyueshan, Yichun, China. *Journal of Food Composition and Analysis*, *116*, 105089. <https://doi.org/10.1016/J.JFCA.2022.105089>
47. Lillo, J. (2008). Peligros Geoquímicos: Arsénico de Origen Natural en las Aguas. *GEMM*, *33*.
 48. Liu, W., Liu, Y., Wu, S., Liu, F., Wen, Y., Wang, L., Liu, Q., Han, L., Liu, J., Xu, Y., Ren, C., & Han, X. (2023). Dynamics of plant nutrient requirements and acquisition strategies after afforestation: A study on the Loess Plateau, China. *Forest Ecology and Management*, *544*, 121141. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2023.121141>
 49. Liu, W., Yang, F. J., Zhou, Y. L., Li, Y. Y., Liu, H., & A, D. (2023). Optimization and mechanism of phosphorus removal in plant-biofilm oxidation ditches: Plant uptake, iron plaque adsorption, and rhizosphere regulation. *Ecological Engineering*, *191*, 106950. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2023.106950>
 50. Mahimairaja, S., Bolan, N., & Robinson, B. (2005). Arsenic Contamination and its Risk Management in Complex Environmental Settings. *Advances in Agronomy*, *86*(1), 1–82. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)86001-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)86001-8)
 51. Martín, G. (2010). Guía rápida de plantas aromáticas y medicinales en balcones y terrazas. *Un Huerto En Mi Balcón*, 1–9.
 52. Maza, W. (2015). *Evaluación de tres especies forrajeras: rye grass inglés (Lolium perenne L.), pasto azul (Dactylis glomerata L.) y TRÉBOL BLANCO (Trifolium repens L.) en dos pisos altitudinales del cantón Loja*. UNIVERSIDAD NACIONAL DE LOJA.
 53. Meharg, A., & Hartley, J. (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*, *154*(1), 29–43. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00363.x>
 54. Mendoza, C. (2019). *Evaluación de arsénico en agua y sedimento del río calera, sector El Pache, cantón Portovelo, provincia de El Oro* [Universidad Técnica de Machala]. <http://repositorio.utmachala.edu.ec/handle/48000/15112>
 55. Mengel, K., & Kirkby, E. (2004). Principles of plant nutrition. *Annals of Botany*, *93*(4), 479–480. <https://doi.org/10.1093/aob/mch063>
 56. Ministerio del Ambiente. (2015). Anexo 4. *Tratado Unificado de Legislación Secundaria Del Ministerio Del Ambiente*, *4*(2), 124.
 57. Molina Arias, M., & Molina Arias, M. (2017). ¿Qué significa realmente el valor de p? *Pediatría Atención Primaria*, *19*(76), 377–381. https://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1139-76322017000500014&lng=es&nrm=iso&tlng=es
 58. Mora, A., Jumbo-Flores, D., González-Merizalde, M., & Bermeo-Flores, S. A. (2016). Niveles de metales pesados en sedimentos de la cuenca del río puyango, Ecuador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, *32*(4), 385–397. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.04.02>
 59. Morel, J., Echeverria, G., & Goncharova, N. (2006). *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. IOS Press, Amsterdam, Springer. https://doi.org/10.1007/1-4020-4688-X_5
 60. Moreno, E. (2010a). *Plant-based methods for remediating arsenic-polluted mine soils in Spain*. Universidad Autónoma de Madrid.
 61. Moreno, E. (2010b). *Recuperación De Suelos Mineros Contaminados Con Arsénico Mediante Fitotecnologías*.
 62. Munaf, E., & Zein, R. (1997). The use of rice husk for removal of toxic metals from wastewater. *Environmental Technology (United Kingdom)*, *18*(3), 359–362. <https://doi.org/10.1080/09593331808616549>
 63. Navarro-Aviñó, J. P., Aguilar Alonso, I., & López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. In *Ecosistemas* (Vol. 16, Issue 2, pp. 10–25). <https://doi.org/10.7818/re.2014.16-2.00>
 64. Niu, C., Dong, M., & Niu, Y. (2023). Lead toxicity and potential therapeutic effect of plant-derived polyphenols. *Phytomedicine*, *114*, 154789. <https://doi.org/10.1016/J.PHYMED.2023.154789>
 65. NOVAGRIC. (2015). *Clima de un Invernadero. ¿Cómo conseguir la Temperatura Ideal?* Novedades Agrícolas. <http://www.novagric.com/es/blog/articulos/clima-invernadero-como-conseguir-temperatura-ideal>
 66. Núñez, L., Meas, V., Ortega, B., & Olguin, J. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Ciencia*, *55*(3), 69–83. http://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/5_3/Fitorremediacion.pdf
 67. Palahalli, H., Maffezzoni, P., Daniel, L., & Gruosso, G. (2022). Statistical analysis of PV penetration impact on residential distribution grids. *Sustainable Energy, Grids and Networks*, *32*, 100949. <https://doi.org/10.1016/J.SEGAN.2022.100949>
 68. Polakowski, C., Makó, A., Sochan, A., Ryzak, M., Zaleski, T., Beczek, M., Mazur, R., Nowiński, M., Turczański, K., Orzechowski, M., Smólczyński, S., Kassai, P., & Bieganski, A. (2023). Recommendations for soil sample preparation, pretreatment, and data conversion for texture classification in laser diffraction particle size analysis. *Geoderma*, *430*, 116358. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2023.116358>
 69. Pollard, A. J. (1980). Diversity of metal tolerances in *Plantago lanceolata* L. from the southeastern United States. *New Phytologist*, *86*(1), 109–117. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1980.tb00783.x>
 70. Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C., & Campos, A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera: Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. *Ecología Aplicada*, *5*(1–2), 149–155. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162006000100020&lng=es&nrm=iso&tlng=es
 71. Ramírez Requelme, M. E., Ramos, J. F. F., Angélica, R. S., & Brabo, E. S. (2003). Assessment of Hg-contamination in soils and stream sediments in the mineral district of Nambija, Ecuadorian Amazon (example of an impacted area affected by artisanal gold

- mining). *Applied Geochemistry*, 18(3), 371–381. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00088-4](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00088-4)
72. Ramírez, A. V. (2013). Exposición ocupacional y ambiental al arsénico: actualización bibliográfica para investigación científica. *Anales de La Facultad de Medicina*, 74(3), 237–248. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1025-55832013000300014&lng=es&nrm=iso&tlng=es
73. Ramsey, K. (2023). Arsenic and respiratory disease. *Handbook of Arsenic Toxicology*, 381–394. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89847-8.00013-4>
74. Rodríguez, C. (2019, July). *Intoxicación por arsénico*. *Medicina Legal de Costa Rica*. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1409-00152021000300004
75. Rosas Castor, J. M., Guzmán Mar, J. L., Hernández Ramírez, M. A., & Hinojosa Reyes, L. (2015). Evaluación de la transferencia y especiación de arsénico en cultivos de maíz (*Zea mays*). *Ciencia UANL*, 18(76), 39. https://issuu.com/rodrigossotomoreno/docs/ciencia_uanl_1876
76. Sandoval, M., Zapata, M., Celis, J., Quezada, C., Capulín, J., & Solís, A. (2013). Efecto de la aplicación de fibra de coco (*Cocos nucifera* L.) en el almacenamiento y eficiencia del uso del agua en un Alfisol, sembrado con ballica (*Lolium multiflorum* L.) y en la toxicidad en lechuga (*Lactuca sativa* L.). Effect of applying coconut. *AGROSUR*, 41(1), 1–11. <https://doi.org/10.4206/agrosur.2013.v41n3-01>
77. Santa-María, G. E., Lavres, J., & Rubio, G. (2023). The concept of mineral plant nutrient in the light of evolution. *Plant Science*, 334, 111747. <https://doi.org/10.1016/J.PLANTSCI.2023.111747>
78. Silva, L. G. (2013). Arsénico, el elemento inclasificable. *Educación Química*, 24(EXTRAORD. 2), 495–500. [https://doi.org/10.1016/S0187-893X\(13\)72519-9](https://doi.org/10.1016/S0187-893X(13)72519-9)
79. Speer, R. M., Zhou, X., Volk, L. B., Liu, K. J., & Hudson, L. G. (2023). Arsenic and cancer: Evidence and mechanisms. *Advances in Pharmacology*, 96, 151–202. <https://doi.org/10.1016/BS.APHA.2022.08.001>
80. Su, Q., He, Y., Pan, H., Liu, H., Mehmood, K., Tang, Z., & Hu, L. (2023). Toxicity of inorganic arsenic to animals and its treatment strategies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 271, 109654. <https://doi.org/10.1016/J.CBPC.2023.109654>
81. Tang, K. H. D. (2023). Phytoremediation: Where do we go from here? *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 50, 102721. <https://doi.org/10.1016/J.BCAB.2023.102721>
82. Thompson, L. M. (Louis M., & Troeh, F. R. (2021). *Los suelos y su fertilidad* (4th ed., Vol. 1). Reverte.
83. Tong, H., Liu, C., Hao, L., Swanner, E. D., Chen, M., Li, F., Xia, Y., Liu, Y., & Liu, Y. (2019). Biological Fe(II) and As(III) oxidation immobilizes arsenic in micro-oxic environments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 265, 96–108. <https://doi.org/10.1016/J.GCA.2019.09.002>
84. Urrestarazu Gavilán, Miguel. (2004). *Tratado de cultivo sin suelo* (Mundi-Prensa). Ediciones Mundi-Prensa.
85. Vassilev, A., Schwitzguebel, J. P., Thewys, T., Van Der Lelie, D., & Vangronsveld, J. (2004). The use of plants for remediation of metal-contaminated soils. *The Scientific World Journal*, 4, 9–34. <https://doi.org/10.1100/tsw.2004.2>
86. Vélez, A. (2013). *Efecto de la fertilización foliar y edáfica con hierro y zinc para la biofortificación agronómica del tubérculo de papa (solanum tuberosum L.) bajo invernadero*. *cutuglagua, pichincha*. Universidad Central del Ecuador.
87. Verbruggen, N., Hermans, C., & Schat, H. (2009). Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Current Opinion in Plant Biology*, 12(3), 364–372. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.05.001>
88. Volke, T., Velasco, J., & De la Rosa, D. (2005). *Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación* (SyG, Ed.; Primera). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
89. Wan, X., Lei, M., & Chen, T. (2016). Cost-benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 563–564, 796–802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.080>
90. Wenzel, W., Kirchbaumer, N., Prohaska, T., Stingeder, G., Lombi, E., & Adriano, D. C. (2001). Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, 436(2), 309–323. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)00924-2](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)00924-2)
91. Wu, J., Liang, J., Björn, L. O., Li, J., Shu, W., & Wang, Y. (2022). Phosphorus-arsenic interaction in the ‘soil-plant-microbe’ system and its influence on arsenic pollution. *Science of The Total Environment*, 802, 149796. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.149796>
92. Wu, Y., Santos, S. S., Vestergård, M., Martín González, A. M., Ma, L., Feng, Y., & Yang, X. (2022). A field study reveals links between hyperaccumulating *Sedum* plants-associated bacterial communities and Cd/Zn uptake and translocation. *Science of The Total Environment*, 805, 150400. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.150400>
93. Xue, S., Jiang, X., Wu, C., Hartley, W., Qian, Z., Luo, X., & Li, W. (2020). Microbial driven iron reduction affects arsenic transformation and transportation in soil-rice system. *Environmental Pollution*, 260, 114010. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.114010>
94. Zhang, C., Shan, B., Zhu, Y., & Tang, W. (2018). Remediation effectiveness of *Phyllostachys pubescens* biochar in reducing the bioavailability and bioaccumulation of metals in sediments. *Environmental Pollution*, 242, 1768–1776. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.07.091>
95. Zhang, J., Hamza, A., Xie, Z., Hussain, S., Brestic, M., Tahir, M. A., Ulhassan, Z., Yu, M., Allakhverdiev, S. I., & Shabala, S. (2021). Arsenic transport and interaction with plant metabolism: Clues for improving agricultural productivity and food safety. *Environmental Pollution*,

- 290, 117987.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117987>
96. Zhao, F. J., Ma, J. F., Meharg, A. A., & McGrath, S. P. (2009). Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist*, 181(4), 777–794.
<https://doi.org/10.1111/J.1469-8137.2008.02716.X>
97. Zhao, F. J., & Wang, P. (2019). Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies. *Plant and Soil* 2019 446:1, 446(1), 1–21.
<https://doi.org/10.1007/S11104-019-04374-6>
98. Zhao, L., Zhou, H., Xu, L., Song, S., Zhang, C., & Yu, Q. (2022). Parameter calibration of coconut bran substrate simulation model based on discrete element and response surface methodology. *Powder Technology*, 395, 183–194.
<https://doi.org/10.1016/J.POWTEC.2021.09.065>
99. Zolnowski, A. C., Ciecko, Z., & Najmowicz, T. (2010). Arsenic content in and uptake by plants from arsenic-contaminated soils. In D. Springer (Ed.), *Application of Phytotechnologies for Cleanup of Industrial, Agricultural, and Wastewater Contamination* (pp. 135–145). Springer published in cooperation with NATO Public Diplomacy Division.
<https://doi.org/10.1007/978-90-481-3592-9>

BIOGRAFÍA



Valeria Salomé Ibujés Flores,
Nacida en Latacunga en 1990,
Me gradúe en la Escuela
Politécnica Nacional de
Ingeniera Química. Mi tesis de
pregrado fue sobre la
fitorremediación. Estoy
trabajando como docente de la
materia de Química en la
Escuela Politécnica Nacional.

FICHAS TÉCNICAS

FICHA TÉCNICA I SOLUCIÓN DE ARSÉNICO

Muestra: Arseniato de sodio heptahidratado ($Na_2HAsO_4 \cdot 7H_2O$)

Objetivo: Evaluar la concentración de arsénico en el reactivo de arseniato de sodio heptahidratado utilizado para la preparación de soluciones sintéticas.

Características del reactivo

En la siguiente tabla se presenta las características del arseniato de sodio heptahidratado ($Na_2HAsO_4 \cdot 7H_2O$) para la preparación de soluciones sintéticas de $4,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ As aproximadamente.

Tabla AI.1. Características del reactivo arseniato de sodio heptahidratado

Compuesto	Fórmula	Porcentaje
Arsenito	As_2O_3	0,050
Cloro	Cl_2	0,020
Sulfatos	SO_4	0,050
Arseniato ácido de sodio	$Na_2HAsO_4 \cdot 7H_2O$	99,880

(Sigma-Aldrich, 2017)

FICHA TÉCNICA II

FIBRA DE COCO - TOXICITY CHARACTERISTIC LEACHING PROCEDURE (TCLP)

Muestra: Fibra de coco

Objetivo: Determinar la concentración de metales pesados en la fibra de coco de acuerdo con los estándares establecidos por la ordenanza metropolitana.

En esta ficha técnica se presentan los resultados obtenidos mediante el método de Lixiviación EPA 1311 (TCLP) aplicado a la fibra de coco, con el fin de determinar la movilidad de especies tóxicas inorgánicas presentes. El método TCLP implicó la inmersión de la fibra de coco en una solución de lixiviación (con una relación líquido-sólido de 1:20) durante 18 horas de agitación a temperatura ambiente. Los resultados de la prueba TCLP realizada en el sustrato de coco se detallan en la siguiente tabla.

Tabla AII.1. Análisis de toxicidad del sustrato de coco

Parámetro	Concentración (mg·L⁻¹)
Arsénico	<0,01
Mercurio	<0,01
Selenio	0,027
Cadmio	<0,01
Cromo	0,02
Plata	0,01
Plomo	0,07

FICHA TÉCNICA III

FIBRA DE COCO - ANÁLISIS ESTEREOSCOPIO TRINOCULAR

Muestra: Fibra de coco

Objetivo: Caracterizar el grosor de fibra de coco

En este informe se describe el análisis de la fibra de coco utilizando el estereoscopio trinocular Olympus ZSX16. Además, se incluyen las siguientes figuras que ilustran la granulometría.

Tabla AIII.1. Resultados de la fibra de coco a través estereoscopio trinocular			
Color	Forma	Granulometría	Observaciones
Café oscuro y gramas de café	Fibras alargadas y partículas irregulares de diversas formas Algunos aglomerados	Amplio rango de Granulometría Aglomerados > 2 mm Partículas grandes: 0,5 a 2 mm Partículas medias: 0,1 a 0,5 mm Partículas finas: < 0,1 mm	Material frágil, fácil de desaglomerar. Presenta varias formas



a)



b)

Figura AIII.1. Partículas de sustrato de coco de tamaños:: a) entre 0,5 a 2 mm; b) menores a 0,1 mm













FICHA TÉCNICA IV HIDROPONIA - REGISTRO FOTOGRÁFICO

Muestra: Pasto azul, pasto anual y llantén

Objetivo: Documentar fotográficamente el crecimiento de las plantas expuestas a una solución sintética de arsénico con una concentración aproximada de $4,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.





Esta ficha técnica muestra el registro fotográfico del crecimiento de tres plantas en sistemas hidropónicos contaminados con una solución de arsénico de aproximadamente $4,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Cada planta fue replicada cuatro veces. La solución de arsénico se mezcló con una solución nutritiva.

Tabla AIV.1. Registro fotográfico de las plantas cultivadas en medios hidropónicos

Especie	Blanco	Solución de arsénico	Solución de arsénico	Solución de arsénico
Pasto azul				
Pasto anual				
Llantén				

Para determinar la cantidad de agua absorbida por la planta, la evaporación y la variación en la concentración de arsénico al tomar alícuotas, se emplearon recipientes con solución para registrar los cambios de volumen. Asimismo, se utilizaron recipientes con fibra de coco para observar cualquier cambio físico al entrar en contacto con el arsénico.

Tabla AIV.2. Muestras de referencia en los cultivos hidropónicos

Sustrato de coco		Soluciones	
Agua destilada	Solución de arsénico	Agua destilada	Solución de arsénico
			

FICHA TÉCNICA V

SUELO CERCANO A ZONAS MINERAS - ANÁLISIS

Muestra: Suelo cercano a zonas mineras

Objetivo: Determinar las propiedades químicas del suelo cercano a zonas mineras

Esta ficha presenta los resultados de los análisis del suelo ubicado en las coordenadas 3°01'21.6" S 79°38'35.0"W, en las proximidades de la planta de beneficio Franromec, situada en la Comunidad Shumiral, en la parroquia de El Carmen de Pijilí, cantón Camilo Ponce Enríquez, provincia de Azuay, a una altitud de 335 m sobre el nivel del mar. Los análisis incluyen la capacidad de intercambio catiónico del suelo del Azuay, las pérdidas por calcinación en una mufla a una temperatura de 700°C durante 30 minutos (SNOL), el análisis químico realizado mediante espectrofluorimetría de rayos X con el equipo S8 Tiger y el programa Spectra Plus, y el análisis químico correspondiente a un barrido realizado sobre una perla fundida.

Tabla AV.1. Análisis del suelo

Nutrientes	Valor	Unidad	Interpretación
Nitrógeno	29,00	mg·L ⁻¹	Bajo
Fósforo	3,10	mg·L ⁻¹	Bajo
Azufre	13,00	mg·L ⁻¹	Medio
Potasio	0,12	meq·100 mL ⁻¹	Bajo
Calcio	6,10	meq·100 mL ⁻¹	Medio
Magnesio	9,40	meq·100 mL ⁻¹	Alto
Cinc	0,40	mg·L ⁻¹	Bajo
Cobre	3,40	mg·L ⁻¹	Medio
Hierro	92,00	mg·L ⁻¹	Alto
Manganeso	5,00	mg·L ⁻¹	Medio
Boro	0,80	mg·L ⁻¹	Bajo
pH	7,34		Prácticamente neutro
MO	2,30	%	Bajo
Ca·Mg ⁻¹	0,60		
Mg·K ⁻¹	78,30		
Ca+Mg·K ⁻¹ ($\frac{meq}{100mL}$)	129,20		
Σ Bases	15,60		

Tabla AV.2. Análisis de capacidad de intercambio catiónico

Suelo	Miliequivalentes/100 g suelo				Suma de bases (Meq·100gsuelo ⁻¹)	% Saturación bases saturado	CIC (Meq·100gsuelo ⁻¹)
	K	Ca	Mg	Na			
Azuay	0,13	6,20	9,50	0,21	16,00		15,50

(INIAP, 2018)

Tabla AV.3. Análisis de toxicidad (TCLP) suelo del Azuay

Metales	Concentración (mg·L ⁻¹)
Arsénico	<0,010
Mercurio	<0,010
Selenio	0,009
Cadmio	<0,010
Cromo	0,030
Plata	0,020
Plomo	0,100

(DEMEX, 2017)

Tabla AXIV.9. Resultados de análisis de fluorescencia del Azuay (continuación...)

Elemento	Contenido (%)	Óxido	Valor calculado* (%)
Sr	0,05	SrO	0,06
Cu	0,02	CuO	0,02
Zn	0,01	ZnO	0,02
Cr	0,01	Cr ₂ O ₃	0,02
Zr	97 PPM	ZrO ₂	0,01
S	0,05		
Cl	0,01		

*Los óxidos están reportados del cálculo estequiométrico
(DEMEX, 2017)

Tabla AV.4. Pérdidas por calcinación del Azuay

Parámetro	Valor (%)
Suelo del Azuay	0,48

Tabla AV.5. Resultados de análisis de fluorescencia del Azuay

Elemento	Contenido (%)	Óxido	Valor calculado* (%)
Si	23,42	SiO ₂	50,11
Al	8,52	Al ₂ O ₃	16,10
Ca	4,67	CaO	6,54
Fe	3,23	Fe ₂ O ₃	4,61
Na	2,68	Na ₂ O	3,62
K	1,19	K ₂ O	1,44
Mg	0,78	MgO	1,30
Ti	0,34	TiO ₂	0,57
P	0,10	P ₂ O ₅	0,24
Mn	0,03	Ms ₂ O ₃	0,05
S	0,07		

*Los óxidos están reportados del cálculo estequiométrico (DEMEX, 2017)

Tabla AV.6. Resultados de análisis de fluorescencia del Azuay

Elemento	Contenido (%)	Óxido	Valor calculado* (%)
Si	24,11	SiO ₂	51,57
Al	8,49	Al ₂ O ₃	16,03
Ca	3,94	CaO	5,51
Fe	3,43	Fe ₂ O ₃	4,92
Na	3,11	Na ₂ O	4,20
K	1,24	K ₂ O	1,50
Mg	0,89	MgO	1,46
Ti	0,37	TiO ₂	0,62
P	0,09	P ₂ O ₅	0,21
Mn	0,06	Ms ₂ O ₃	0,07

*Los óxidos están reportados del cálculo estequiométrico (DEMEX, 2017)

Tabla AV.7. Densidad aparente

Densidad aparente promedio (g·mL ⁻¹)	Desviación estándar
1,14	0,12

Tabla AV.8. Poder retentivo del suelo

Poder retentivo promedio (%)	Desviación estándar
65,7	0,03

FICHA TÉCNICA VI













SUELO CERCANO A ZONAS MINERAS - REGISTRO FOTOGRÁFICO DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Muestra: Pasto azul y llantén en suelo aledaño a zonas mineras

Objetivo: Documentar mediante fotografías el desarrollo de las plantas cultivadas en el suelo cercano a las zonas mineras en la Comunidad Shumiral, afectadas por la contaminación con solución sintética de arsénico

En esta etapa, se sembraron pasto azul y llantén en el suelo cercano a las zonas mineras en la Comunidad Shumiral. Este suelo fue expuesto a la contaminación con solución sintética de arsénico, utilizando concentraciones de 13 y 15 mg·kg⁻¹, respectivamente. El experimento incluyó 10 repeticiones por cada concentración y se extendió a lo largo de un período de 7 semanas.

Tabla AVL1. Contaminación del suelo con soluciones sintéticas de arsénico

Especie	Agua destilada	Solución de arsénico (13 mg·kg ⁻¹ As)	Solución de arsénico (15 mg·kg ⁻¹ As)
Blanco			
Pasto anual			
Pasto azul			
Llantén			

FICHA TÉCNICA VII
SUELO CERCANO A ZONAS MINERAS - DISGREGACIÓN ÁCIDA

Muestra: Soluciones de las disgregaciones ácidas de raíces y hojas de las plantas usadas para remediar el suelo del Azuay.

Objetivo: Determinar la concentración de arsénico en la zona follar y radicular.

Los porcentajes de arsénico presente en las raíces y en las hojas se presentan a continuación

Tabla AVIL1. Porcentajes de arsénico en las hojas y en las raíces			
Planta	Concentración (mg·kg⁻¹)	Raíz (%)	Hojas (%)
Pasto azul	13	96,60 ± 1,50	3,40 ± 1,50
Pasto azul	15	95,20 ± 1,00	4,80 ± 1,00
Llantén	13	94,30 ± 0,70	5,70 ± 0,70
Llantén	15	96,20 ± 0,70	3,80 ± 0,70

FICHA TÉCNICA IX SEDIMENTO - ANÁLISIS

Muestra: Sedimento aguas abajo del río Calera.

Objetivo: Determinar las propiedades químicas del sedimento aguas abajo del río Calera.

Esta ficha muestra los resultados de los análisis llevados a cabo en sedimentos ubicados aguas abajo del río Calera. Se realizaron análisis de difracción de rayos X y fluorescencia de rayos X S8 Tiger utilizando el programa Spectra Pluss.

Tabla AIX.1. Análisis de Fluorescencia de rayos X del sedimento aguas abajo del Río Calera

Elemento	Concentración (%)
Si	21,50
Al	9,89
Fe	5,57
K	1,68
Mg	1,14
Na	1,02
Ca	1,01
Ti	0,51
Mn	0,13
Ba	0,08
P	0,04
Cu	0,02
Zn	0,02
Sr	0,02
V	0,02
Zr	0,01
Cl	0,01
S	0,01

(DEMEX, 2023)

Tabla AIX.2. Análisis del sedimento aguas abajo del Río Calera

Nutrientes	Concentración	Unidades
Nitrógeno	35,75	mg·L ⁻¹
Fósforo	15,53	mg·L ⁻¹
Azufre	20,56	mg·L ⁻¹
Boro	0,12	mg·L ⁻¹
Potasio	0,29	mEq/100 mL
Calcio	14,45	mEq/100 mL
Magnesio	6,89	mEq/100 mL
Cinc	2,00	mg·L ⁻¹
Cobre	7,10	mg·L ⁻¹
Hierro	67	mg·L ⁻¹
Manganeso	10,4	mg·L ⁻¹
Ca·Mg ⁻¹	2,10	
Mg·K ⁻¹	24,17	
Ca+Mg·K ⁻¹	74,85	
$\frac{meq}{100mL}$ $\Sigma Bases$	21,63	
pH	7,09	
Densidad aparente	1,14	g·mL ⁻¹
Materia orgánica	0,22	%
Clase textural	Franco - limoso	

Tabla AIX.3. Difracción de rayos X del sedimento aguas abajo del Río Calera

Mineral	Concentración (%)
Grupo plagioclasas	34,0
Caolinita	27,0
Cuarzo	12,0
Moscovita	10,0
Montmorillonita	6,0
Clorita	5,0
Cordierita	4,0
Clinocloro	2,0

(DEMEX, 2023)

Tabla AIX.4. Densidad aparente

Densidad aparente promedio (g·mL⁻¹)	Desviación estándar
0,99	0,01

Tabla AIX.5. Poder retentivo del suelo

Poder retentivo promedio (%)	Desviación estándar
66,86	0,13

FICHA TÉCNICA X

SEDIMENTO – ANÁLISIS DE GRANULOMETRÍA

Muestra: Sedimento aguas abajo del río Calera.

Objetivo: Determinar las propiedades químicas del sedimento aguas

En esta ficha se presenta el análisis de granulometría para el sedimento aguas abajo del río Calera. Para lo cual se tamizó previamente el sedimento a 2 mm

Tabla AX.1. Análisis granulométrico

Número de Malla	Abertura (um)	Peso retenido (g)	Porcentaje de Retención (%)	Porcentaje Retención Acumulado	Porcentaje Pasa
16	1180	21	12,57	12,57	87,43
18	1000	5,2	3,11	15,68	84,32
20	850	3	1,80	17,47	82,53
25	710	1,6	0,96	18,43	81,57
60	250	16,4	9,81	28,25	71,75
100	150	9,7	5,80	34,05	65,95
150	104	4,7	2,81	36,86	63,14
180	80	7,2	4,31	41,17	58,83
200	75	3,7	2,21	43,39	56,61
270	53	20,1	12,03	55,42	44,58
400	38	27,2	16,28	71,69	28,31
Piso		47,3	28,31	100,00	0,00
Total		167,1		d80 (um)	600

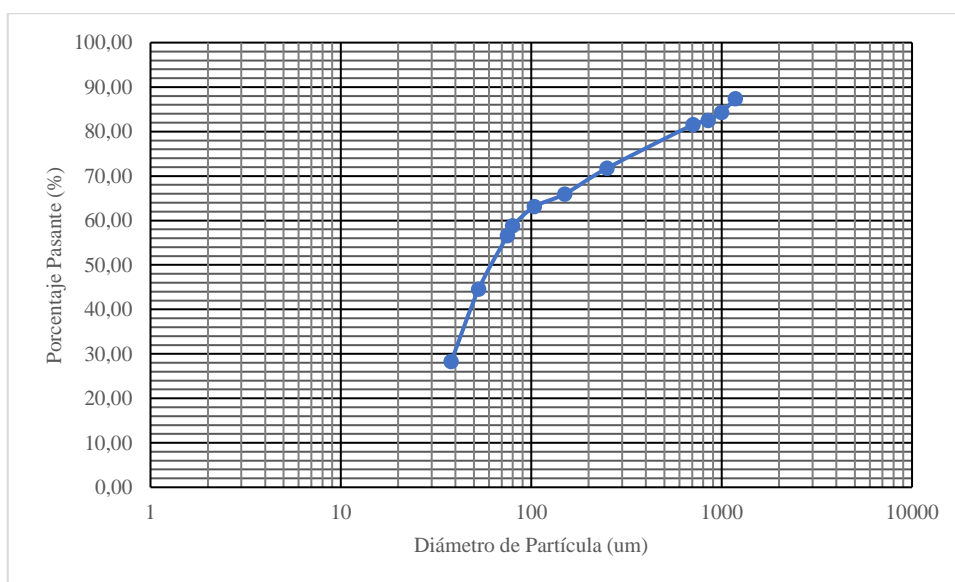


Figura AX.1. Relación del porcentaje pasante con el diámetro de partícula

FICHA TÉCNICA XI

SEDIMENTO - REGISTRO FOTOGRÁFICO DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Muestra: Pasto anual en sedimento

Objetivo: Documentar mediante fotografías el desarrollo de las plantas cultivadas en sedimentos.

Esta ficha técnica muestra el registro fotográfico del crecimiento del pasto anual en sedimento aguas abajo del río Calera. Se realizaron 10 repeticiones.



Figura AXI.1. Registro fotográfico de las plantas cultivadas en sedimento