



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

Facultad de Ciencias de la Vida

Ingeniería en Ecosistemas

***Concentración de metales en el suelo y plantas en zonas mineras en la
Cuenca Alta del Río Napo, Ecuador***

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERA EN ECOSISTEMAS

AUTOR

CIELO ALEXANDRA MONTENEGRO CUMBANAMA

Napo – Ecuador

2023



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

Facultad de Ciencias de la Vida

Ingeniería en Ecosistemas

***Concentración de metales en el suelo y plantas en zonas mineras en la
Cuenca Alta del Río Napo, Ecuador***

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERA EN ECOSISTEMAS

AUTOR: CIELO ALEXANDRA MONTENEGRO CUMBANAMA

TUTOR: PhD. JORGE EMILIO CELI SANGURIMA

Co-director: PhD. GABRIEL MASSAINE MOULATLET

Napo – Ecuador

2023

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 13 de enero de 2023

Yo, Cielo Alexandra Montenegro Cumbanama con documento de identidad N° 1400646442, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título: “Concentración de metales en el suelo y plantas en zonas mineras en la Cuenca Alta del Río Napo, Ecuador”, son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en la presente investigación son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.

Por favor atención a la presente, suscribo de usted.

Atentamente,



Cielo Alexandra Montenegro Cumbanama

Cédula: 1400646442

Autorización de publicidad en el Repositorio Institucional

Yo, Cielo Alexandra Montenegro Cumbanama, con documento de identidad N°1400646442, en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación: “Concentración de metales en el suelo y plantas en zonas mineras en la Cuenca Alta del Río Napo, Ecuador”, de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad Regional Amazónica Ikiam una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Así mismo autorizo a la Universidad Regional Amazónica Ikiam para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación superior.

Tena, 13 de enero de 2023



Cielo Alexandra Montenegro Cumbanama

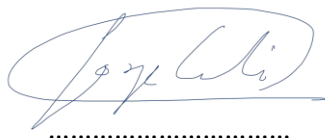
Cédula: 1400646442

Certificado de dirección de trabajo de integración curricular

Certifico que el trabajo de integración curricular titulado: “Concentración de metales en el suelo y plantas en zonas mineras en la Cuenca Alta del Río Napo, Ecuador”, en la modalidad de: proyecto de investigación en formato artículo original, fue realizado por: Cielo Alexandra Montenegro Cumbanama, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa

Tena, 13 de enero de 2023



Jorge Emilio Celi Sangurima
C.I: 1102662010



Gabriel Moulatlet

C.I:1758617607

Dedicatoria

Dedico el resultado de este trabajo a mi madre Siria y a mi Hermana Alisson. Gracias por todo su apoyo, amor y cariño.

Por enseñarme a luchar y afrontar las dificultades que se presentaron durante estos años.

Sin duda, sin su apoyo no hubiera sido posible terminar esta etapa de mi vida.

Agradecimientos

Agradezco a mis tutores Jorge y Gabriel, porque con su paciencia y conocimientos me guiaron durante todo el proceso para culminar con esta investigación, Gracias a todos los docentes que estuvieron apoyándome y motivándome en mi proceso de formación, a la Universidad por permitirme convertir en un ser profesional. A mis tíos por su valioso e incondicional apoyo, a mis amigos que me acompañaron durante esta etapa universitaria.

Tabla de contenidos

Portada

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad	ii
Autorización de publicidad en el Repositorio Institucional	iii
Certificado de dirección de trabajo de integración curricular	iv
Dedicatoria	v
Agradecimientos.....	vi
Índice de tablas.....	viii
Índice de figuras	ix
Resumen	x
Abstract.....	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MATERIALES Y MÉTODOS	4
2.1. Área de estudio.....	4
2.2. Recolección de muestras de suelos y vegetación.	5
2.3. Preparación de muestras y análisis de metales	6
2.4. Pruebas de fitotoxicidad en muestras de suelo	6
2.5. Análisis de datos.....	7
3. RESULTADOS.....	8
3.1. Concentración de metales en las muestras de suelo y plantas.....	8
3.2. Calculo del factor de Bioconcentración	12
3.3. Pruebas de fitotoxicidad	13
4. DISCUSIÓN	15
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	17
Referencias.....	18

Índice de tablas

Tabla 1:	Concentración promedio de los metales de suelos y plantas recolectadas en cuatro sitios cerca de los afluentes del río Napo.....	8
Tabla 2:	Factores de Bioconcentración en cada uno de los sitios.....	14

Índice de figuras

Figura 1:	Ubicación geográfica del área de estudio en la Región Amazónica, Provincia de Napo, entre los ríos Anzu	5
Figura 2:	Concentraciones promedio de metales en suelos [mg/kg].....	11
Figura 3:	Concentraciones promedio de metales en plantas [mg/kg].....	12
Figura 4–5:	Pruebas de fitotoxicidad en sedimentos usando semillas de <i>L. sativa</i>	13

Resumen

Los crecientes problemas de contaminación por metales en los ecosistemas de la Amazonía ecuatoriana indican la necesidad de estudios en zonas que han sido afectadas por la minería de oro aluvial. En el presente estudio se utilizaron tres líneas de evidencias para analizar las concentraciones de metales en los suelos y la acumulación de metales en especies de plantas de la familia Cyperaceae a consecuencia de la minería de oro aluvial: 1) se determinó las concentraciones de metales en suelos y plantas mediante un equipo de fluorescencia de rayos x (Bunker S1 TITAN) para identificar que metales están por encima de las directrices TULSMA y CCME; 2) se calculó el factor de bioconcentración (relación suelo-planta) para analizar si la familia Cyperaceae acumula más metales en sitios contaminados que en sitios controles; 3) se utilizó la especie *L. Sativa* como indicador de la fitotoxicidad en las muestras de suelo. En general, los resultados evidenciaron que los metales: V, Cr, Cd, están por encima de las normativas TULSMA y CCME en plantas y el Se, Sn, Tl están por encima de las directrices CCME. La familia Cyperaceae resultó ser una planta acumuladora por su capacidad de concentrar metales pesados en altas concentraciones, en particular el Cd, Hg, Se, Tl. La prueba de fitotoxicidad muestra aumento del porcentaje de germinación en los sitios contaminados con relación a los puntos controles (64-49 % vs. 38-72 %). Además, no se evidenció una inhibición en el crecimiento de la radícula y el hipocótilo en estos sitios contaminados; sin embargo, se esperaba obtener una inhibición en el crecimiento en sitios contaminados. Nuestro análisis integrado indica que la minería altera las dinámicas del suelo y las plantas, ocasionando una contaminación ambiental, debido a que los suelos son los mayores reservorios de contaminantes.

Palabras clave: fitotoxicidad, bioconcentración, normativa, Amazonía, Napo, suelo.

Abstract

The increasing problems of metal contamination in the ecosystems of the Ecuadorian Amazon indicate the need for studies in areas that have been affected by alluvial gold mining. In the present study, three lines of evidence were used to analyze metal concentrations in soils and metal accumulation in plant species of the Cyperaceae family as a consequence of alluvial gold mining: 1) metal concentrations in soils and plants were determined using x-ray fluorescence equipment (Bunker S1 TITAN) to identify which metals are above the TULSMA and CCME guidelines; 2) the bioconcentration factor (soil-plant ratio) was calculated to analyze whether the Cyperaceae family accumulates more metals in contaminated sites than in control sites; 3) the species *L. Sativa* species was used as an indicator of phytotoxicity in soil samples. In general, the results showed that metals: V, Cr, Cd, are above the TULSMA and CCME standards in plants and Se, Sn, Tl are above the CCME guidelines. The Cyperaceae family proved to be an accumulator plant because of its ability to concentrate heavy metals in high concentrations, in particular Cd, Hg, Se, Tl. The phytotoxicity test showed an increase in the percentage of germination in the contaminated sites in relation to the control sites (64-49 % vs. 38-72 %). In addition, no inhibition of radicle and hypocotyl growth was evident at these contaminated sites; however, growth inhibition was expected at contaminated sites. Our integrated analysis indicates that mining alters soil and plant dynamics, causing environmental contamination, since soils are the major reservoirs of contaminants.

Key words: phytotoxicity, bioconcentration, regulations, Amazon, Napo, soil.

1. INTRODUCCIÓN

La Amazonía ecuatoriana presenta gran importancia debido a los servicios ecosistémicos que brinda y a la alta diversidad de ecosistemas [1], algunos altamente impactados por actividades antropogénicas [2]. La principal amenaza en esta zona es la minería que afecta directamente a los ecosistemas terrestres y acuáticos, alterando las propiedades fisicoquímicas del agua y de los sedimentos, ocasionando erosión de los suelos debido a la deforestación, la extracción y el transporte de los materiales [3–5]. Además, la minería contribuye a la introducción de altas concentraciones de metales, como: Hg, Cd, Ni, Cu, Zn, Pb, Cr, Mn [6–8]. Estas concentraciones de metales pueden ser tóxicas para las comunidades de organismos acuáticos y también para las comunidades humanas directamente dependientes de los recursos hídricos, aumentando los riesgos para la salud [9,10].

Por lo antes expuesto es importante mencionar los diferentes tipos de minería de oro: minería ilegal, artesanal y concesiones mineras [11] son actividades nocivas para el medioambiente, debido a las consecuencias que ocasiona. Por ello, una de las provincias que está siendo afectada por las concesiones mineras y la minería ilegal a cielo abierto en la Amazonía, es Napo, la provincia que ha sufrido mayores impactos, dado que las principales reservas de oro son encontradas en las orillas de los ríos [7]. Las actividades mineras han aumentado un 50 % desde el 2007 hasta el 2019 en todo el Ecuador [12]. Teniendo en cuenta que Napo tiene el 48,75 % de su territorio bajo categorías de conservación y una gran diversidad de flora y fauna, la provincia se enfrenta a varias actividades extractivistas que deterioran los recursos naturales [13–15]. En los últimos años, se han realizado varios estudios sobre los impactos que ocasionan las actividades mineras en la cuenca del río Napo [8,16–18], sin embargo, hay poca información disponible sobre el nivel de contaminación que afecta la minería en áreas cercanas a estos ríos.

También se ha observado en estas zonas abandonadas una regeneración de la vegetación, por lo que algunas especies de pocas familias (Cyperaceae, Poaceae) aparentemente logran establecerse en estos sitios contaminados [19,20]. Esto puede deberse a que la estructura y la composición mineralógica y biológica de los suelos afecta directamente la capacidad de regeneración de la vegetación en áreas afectadas

[21]. Parte de la metodología de extracción aurífera consiste en el movimiento de grandes cantidades de suelos a través de la excavación [22]. Así, es esperado que los suelos en zonas de actividades mineras tengan algún grado de contaminación o de alteración en su estructura [23].

Dentro de los sitios afectados por actividades antropogénicas, se ha identificado la prevalencia del crecimiento de especies herbáceas, pertenecientes a la familia Cyperaceae (Obs. Pers.). Algunas especies de esta familia son consideradas invasoras en regiones tropicales y subtropicales [20]. Son plantas con alta adaptación a sitios contaminados, tienen la capacidad de acumular niveles altos de metales en sus tejidos [24,25]. La tolerancia a elementos tóxicos en las plantas puede deberse al resultado evolutivo que tienen distintas especies de plantas, incluidas algunas Cyperaceae, con la capacidad de crecer y desarrollarse en lugares con altas concentraciones de metales [26]. Estos metales pesados pueden llegar mediante la absorción de las plantas a la raíz, tallo y hojas por la disponibilidad que tienen en el suelo, esto varía según la especie de la planta [27]. Además, se han determinado que las plantas que crecen en zonas mineras abandonadas sirven como indicador del grado de contaminación al que está expuesto el suelo [13].

Desde finales del siglo XX se han desarrollado tecnologías que permiten remediar el riesgo de contaminación por metales [28]. Esto ha conducido al desarrollo de alternativas para restaurar los daños ocasionados por actividades antropogénicas. Entre estas técnicas se destaca la fitorremediación [29], la cual se basa en el uso de plantas para absorber, acumular, eliminar, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y compuestos derivados del petróleo en suelo, aire, agua o sedimentos [30–32]. Para determinar si las especies de la familia Cyperaceae son útiles como indicadores de contaminación se empleó el factor de bioconcentración (BCF), el cual es una relación entre la concentración en (mg.kg^{-1}) de metales en la planta y el suelo [20]. De este modo, se consideran a las plantas que presentan un BCF mayor a 10 mg.kg^{-1} como hiperacumuladoras, acumuladoras aquellas con un BCF entre 10 y 1 mg.kg^{-1} y excluyentes aquellas con un BCF menor a 1 mg.kg^{-1} [33,34]. La fitorremediación tiene relación con el BCF debido a que nos ayuda a determinar el nivel de tolerancia que tienen las diferentes especies de plantas en sitios contaminados, el proceso varía según la especie de planta para incorporar o acumular metales pesados.

Los ensayos ecotoxicológicos son una herramienta importante para analizar la calidad de los afluentes y de tal manera que nos ayuda a determinar la contaminación en el ecosistema. Actualmente se realizan bioensayos con semillas que nos ayudan a evaluar la toxicidad en agua, sedimentos y suelo, siendo algunas especies de plantas indicadoras de los efectos tóxicos por metales [31]. Para este análisis se utilizó *Lactuca sativa* (lechuga) debido a que es una de las especies vegetales estandarizada para identificar los efectos ecológicos por sustancias tóxicas a causa de las actividades mineras mediante el desarrollo de las plántulas ante estas condiciones [35]. El uso de organismos en pruebas de toxicidad requiere una estandarización en condiciones controladas y la prueba con diferentes contaminantes. Eso para determinar el número de organismos, su respuesta (rápida o lenta), su mortalidad, su tolerancia, entre otros factores [36]. El uso y estandarización de organismos es un trabajo de investigación único y dedicado al tema [37]. Las pruebas de germinación de semillas y desarrollo de las plantas se llevaron a cabo conforme a los protocolos de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) y Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA), instituciones dedicadas a la protección ambiental [35,38].

Los estudios que se han realizado en la provincia de Napo sobre los impactos que provoca la minería en los suelos, plantas y ríos no han sido suficientes para contrarrestar el efecto que ocasionan las actividades de extracción de minerales. Por este motivo, resulta necesario hacer más investigaciones debido a que la presencia de metales en altas concentraciones provoca toxicidad en el suelo, no permitiendo una regeneración efectiva de las plantas en estos sitios contaminados [28]. Sin embargo, las concesiones mineras en la provincia de Napo parecen hacer uso de la técnica de “restauración pasiva”, que consiste en permitir que procesos naturales de regeneración prevalezcan sobre la restauración planificada o activa [39].

Por ello, el objetivo de este estudio es evaluar la contaminación por metales provenientes de la minería en los suelos y su bioacumulación en plantas de la familia Cyperaceae, en dos áreas seleccionadas de la región del Napo haciendo uso de tres líneas de evidencias: (1) las comparaciones de las concentraciones encontradas tanto en suelos como en las plantas con las normativas TULSMA y las directrices CCME, (2) el factor de bioconcentración, y (3) análisis de fitotoxicidad. Mediante este estudio se espera obtener información sobre la contaminación que ocasiona la minería de oro en

los suelos de la región amazónica y si las plantas que crecen en estas zonas son especies bioindicadores de sitios contaminados por metales pesados.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio está situada en los flancos externos de la Cordillera Occidental y la llanura amazónica en la provincia del Napo. La provincia está conformada por cinco cantones donde Tena es la ciudad capital y junto con Archidona contienen el 70 % de la población. Los demás cantones son: Carlos Arosemena Tola, El Chaco y Quijos [40]. La provincia de Napo presenta índices de precipitación superiores a 4000 mm/año [41,42]. De acuerdo a Capparelli et al. (2021), se delimitaron catorce sitios que han sido directamente afectados por actividades antropogénicas a lo largo de los ríos Anzu, Jatunyacu y Napo (este último formado por la unión de los dos ríos anteriores), con un área de alrededor de 7000 ha [7]. De acuerdo al Plan Nacional de desarrollo del sector minero, nuestra zona de estudio ha experimentado un incremento en las áreas destinadas para minería de oro aluvial desde el año 2010 hasta el 2019 [43]. Para la realización de este estudio solo se tomó en cuenta dos sitios delimitados por Capparelli et al. (2021), a los cuales se los nombró como A y B a los sitios contaminados con sus respectivos controles, designados como: CA y CB, la distancia máxima entre los sitios contaminados y sus respectivos controles es de 500 m (Fig. 1). Sin embargo, para el sitio A (zona contaminada) la minería aún seguía activa, mientras, que en el sitio B (zona contaminada) la minería ya había terminado sus actividades y movido el suelo, como forma de remediación del paisaje. Por tal motivo se eligió sitios control que estén libres de contaminación, ya que se evidenció (Obs. pers.) en estos sitios el crecimiento de pocas plantas herbáceas, pero no de plantas juveniles de árboles, lo que sugiere una posible limitación del establecimiento y crecimiento de especies clave para la regeneración y recomposición forestal.

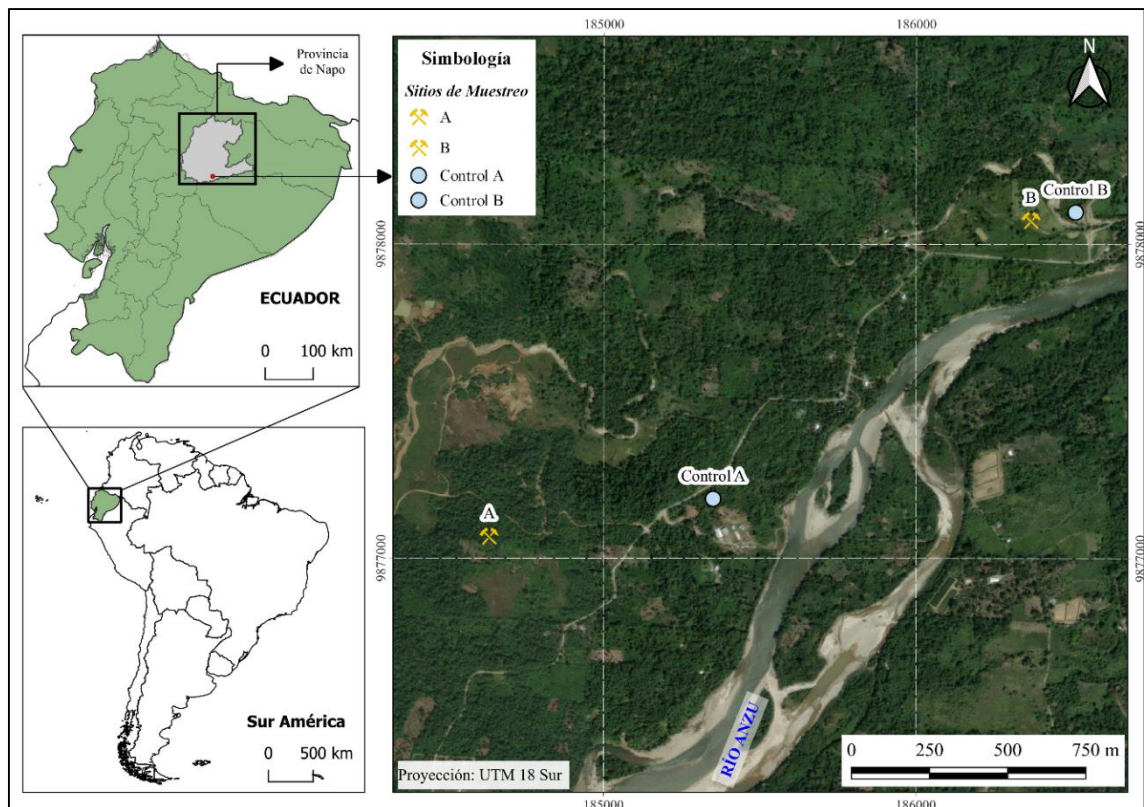


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio y de los puntos de muestreo en la Región Amazónica, Provincia de Napo, entre los ríos Anzu y Jatunyacu, muestra la ubicación de los sitios de muestreo (color dorado).

2.2. Recolección de muestras de suelos y vegetación.

La recolección de muestras se hizo en los 4 sitios de muestreo descritos. Dentro de los sitios A y B se determinó 5 puntos de recolección de muestras de suelos a los cuales se los nombró como (A1, A2, A3, A4, A5 y B1, B2, B3, B4, B5) estos puntos fueron tomados al azar en campo. Para cada punto de muestreo se procedió a recolectar 1kg de suelo superficial con un barreno o pala a una profundidad de 10 cm. De igual manera, las muestras de vegetación fueron recolectadas en los mismos puntos, eligiendo el único grupo de plantas presente en esta zona afectada por minería y sitios controles. Las muestras de suelos y plantas fueron recolectadas una solo vez. En los puntos controles CA y CB, se tomó solo una muestra de suelo y plantas. Para el traslado de las muestras al laboratorio de Geociencias de la Universidad Regional Amazónica Ikiam se utilizaron fundas ziploc, las cuales fueron etiquetadas y selladas.

2.3. Preparación de muestras y análisis de metales

En el laboratorio de Geociencias se procedió a secar las muestras de suelos de 1 kg y las plantas en una estufa de marca ESCO por 24 horas a 60°C hasta que se eliminó toda la humedad. Una vez secas las muestras, para el caso de las plantas se las molió con un molino manual. Posteriormente, tanto el suelo seco como la planta molida fueron tamizados utilizando un tamiz de 2 mm [44]. Luego cada una de las muestras de suelos como de plantas fueron encapsuladas, selladas y fueron analizadas con el equipo de fluorescencia de rayos x (marca Bruker; modelo S1 TITAN) con la capacidad de cuantificar cualquier elemento, desde el magnesio hasta el uranio [45,46], es decir que a cada muestra se le hizo tres disparos, para obtener tres concentraciones de metales de un mismo punto. Las concentraciones de metales fueron determinadas en ppm de los metales que el equipo de fluorescencia determinó presentes en la muestra [47]. El nivel de precisión de las concentraciones de los metales fue determinado con estándares de calibrado (Metals in Soil certified reference, marca Supelco). Tres medidas fueron tomadas de cada muestra, las mismas que fueron promediadas para obtener un valor referencial de la concentración de metales de cada sitio

2.4. Pruebas de fitotoxicidad en muestras de suelo

Para determinar la fitotoxicidad se procedió a realizar la germinación de semillas de lechuga, *L. sativa*, y posteriormente se midió la elongación del hipocótilo y la radícula (cm) en las muestras superficiales de suelo. Las pruebas de germinación de semillas y elongación de raíces se realizaron según los protocolos de US EPA (1996) y la OCDE (2006) [48,49]. Las semillas fueron compradas en un mercado local y certificadas con un 98 % de germinación. Se colocaron 10 g de suelo en un recipiente de plástico (100 mL) y se distribuyeron uniformemente 15 semillas de lechuga, se hicieron 3 repeticiones. También se utilizó el suelo de los controles CA y CB (zonas alejadas de contaminación) para la germinación de las semillas. Los contenedores de los sitios CA, CB, A y B de suelo se incubaron a 25 °C en la oscuridad durante 24 horas y se mantuvieron bajo un fotoperiodo de 12h/12h (luz/oscuridad) durante 14 días. Al final de la prueba, se contó el número de semillas germinadas y se midió la longitud del hipocótilo y la radícula [50,51].

2.5. Análisis de datos

Las concentraciones promedio de metales en los suelos obtenidos con el equipo de fluorescencia de rayos X se compararon con los estándares de Calidad Ambiental establecidos por la legislación ecuatoriana (TULSMA) y las directrices canadienses de calidad ambiental (CCME) para determinar los metales que sobrepasen los límites establecidos [52,53]. Para el caso de las muestras de plantas se utilizó las directrices CCME para determinar los elementos que exceden los límites permitidos [53].

Se calculó el Factor de Bioconcentración (BCF) para evaluar la capacidad de la familia en acumular metales pesados de los suelos. El BCF se calculó dividiendo los promedios de concentración de plantas vs. suelos [54] utilizando la fórmula:

$$BCF = \frac{\text{Concentración promedio del metal en la planta (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentración promedio del metal en el suelo (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

Donde los valores de la concentración del metal en la planta y en el suelo son en mg/kg. Para el análisis de los datos obtenidos se tuvo en cuenta la siguiente condición: las plantas con un factor de bioconcentración mayor a 1 ($BCF > 1$) tienen la capacidad de acumular metales [55,56].

Para los indicadores de fitotoxicidad se utilizaron los porcentajes de germinación (relación de semillas germinadas vs. total de semillas colocadas en el ensayo) y la longitud de las raíces y el hipocótilo, luego se compararon con los grupos control. Se hizo comparaciones de los sitios con sus respectivos controles mediante pruebas de t-Student. Las muestras se consideran tóxicas si hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las muestras de prueba y el control. Las muestras serán tóxicas cuando el crecimiento de la radícula o el hipocótilo sea mayor en los suelos contaminados con relación al control o si existió una inhibición cuando retrasa el crecimiento de las plantas en los suelos de las muestras contaminadas.

3. RESULTADOS

3.1. *Concentración de metales en las muestras de suelo y plantas*

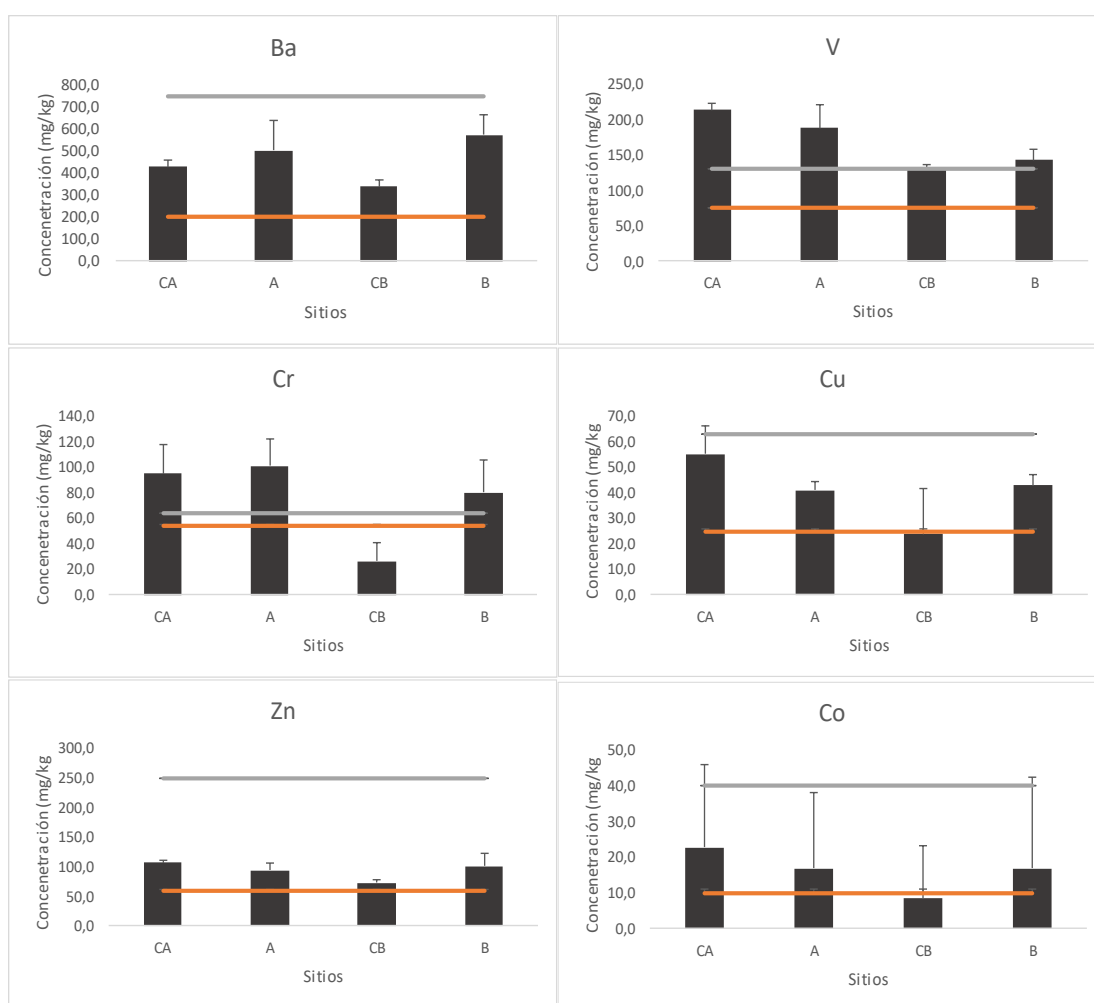
Las concentraciones promedio de los metales detectados en las muestras de suelos que están por encima de los Criterios de la Normativa Ecuatoriana (TULSMA) y las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental (CCME) (Tabla 1).

Tabla 1. Concentraciones promedio de los metales en muestras de suelos y plantas recolectadas en 4 sitios cerca de los afluentes del río Napo. (Fig. 1, ubicación de los sitios).

Concentración del promedio del metal en suelos (PPM = mg/kg)																						
Elemento	CA	s.d	CB	s.d	A1	s.d	A2	s.d	A3	s.d	A4	s.d	A5	s.d	B1	s.d	B2	s.d	B3	s.d	TULSMA	CCME
V	214,3	± 8,4	132,0	± 4,6	204,0	± 19,1	169,3	± 4,0	217,9	± 13,7	137,3	± 2,6	211,7	± 5,7	125,7	± 3,1	157,3	± 4,0	145,7	± 9,4	76	130
Cr	95,0	± 23,4	26,0	± 15,0	88,0	± 34,7	104,7	± 19,1	126,0	± 6,6	72,2	± 6,5	115,3	± 5,9	52,3	± 10,6	103,0	± 19,7	85,7	± 21,2	54	64
Co	22,6	± 7,8	8,3	± 14,4	14,0	± 21,7	23,3	± 17,6	13,6	± 9,3	13,8	± 12,1	19,7	± 4,9	10,0	± 9,2	28,3	± 18,5	12,0	± 12,3	10	40
Ni	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	19	45
Cu	55,3	± 3,1	23,7	± 4,2	46,3	± 1,2	54,7	± 1,5	40,8	± 4,3	24,5	± 4,3	39,3	± 4,0	23,7	± 3,8	58,7	± 4,7	46,8	± 3,6	25	63
Zn	107,7	± 3,2	73,7	± 5,1	104,3	± 5,9	103,0	± 3,6	101,3	± 1,3	77,0	± 4,3	84,0	± 6,1	79,7	± 2,5	123,0	± 1,7	101,5	± 4,6	60	250
As	7,7	± 1,5	8,0	± 1,0	11,0	± 3,6	11,3	± 2,5	9,3	± 4,0	9,0	± 2,8	18,7	± 4,2	11,0	± 4,6	6,3	± 5,9	6,2	± 2,9	12	12
Se	n.d	± n.d	0,7	± 1,2	0,3	± 0,6	n.d	± n.d	1,1	± 1,3	0,3	± 0,8	1,7	± 2,9	0,3	± 0,6	0,3	± 0,6	0,5	± 0,8	1	1
Ag	0,7	± 1,2	1,3	± 2,3	0,7	± 1,2	2,3	± n.d	0,7	± 1,8	n.d	± n.d	0,3	± 0,6	2,7	± 4,6	3,0	± 4,4	0,7	± 1,6		20
Cd	2,7	± 4,6	1,7	± 2,9	3,3	± 5,8	n.d	± 1,0	2,6	± 4,8	6,8	± 10,7	n.d	± n.d	n.d	± n.d	13,3	± 11,9	2,0	± 2,4	0,5	1,4
Sn	7,0	± 1,7	4,0	± 4,4	6,3	± 0,6	6,0	± 8,5	4,8	± 3,6	6,5	± 5,0	4,7	± 1,5	8,0	± 1,7	7,0	± 2,6	3,2	± 4,3	5	5
Sb	1,7	± 2,1	13,0	± 20,8	6,0	± 5,3	12,7	± 40,5	17,4	± 13,5	10,8	± 14,0	13,7	± 12,1	9,3	± 14,4	25,0	± 21,0	14,3	± 13,2		20
Ba	428,3	± 34,2	339,7	± 32,3	518,3	± 40,4	708,7	± 0,6	528,2	± 65,6	325,5	± 32,4	438,3	± 114,3	490,0	± 83,8	671,7	± 106,9	563,2	± 210,5	200	750
Hg	1,0	± 1,7	1,0	± 1,7	n.d	± n.d	1,3	± 2,1	2,5	± 4,0	1,0	± 1,7	1,3	± 1,5	3,7	± 3,5	2,3	± 3,2	1,7	± 2,3	0,1	6,6
Tl	2,3	± 4,0	5,3	± 8,4	2,3	± 2,5	6,3	± 0,6	5,5	± 5,7	1,7	± 1,9	2,7	± 1,2	0,3	± 0,6	2,7	± 2,5	2,7	± 3,0		1
Pb	19,0	± 6,6	11,3	± 5,9	22,7	± 3,1	15,7	± 0,6	27,6	± 13,1	21,5	± 8,4	20,3	± 8,6	8,3	± 3,2	23,0	± 6,1	12,5	± 4,7	19	
Concentracíon del promedio del metal en plantas de la Familia Cyperaceae (PPM = mg/kg)																						
V	4,3	± 2,5	4,0	± 2,0	20,7	± 0,6	15,3	± 0,6	32,0	± n.d	15,3	± 3,5	-		25,7	± 1,5	5,7	± 2,9	7,7	± 3,2	-	130
Cr	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	1,7	± 2,9	n.d	± n.d	n.d	± n.d	-		56,7	± 10,0	37,7	± 15,5	n.d	± n.d	-	64
Co	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	-		n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	-	40
Ni	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	-		n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	-	45
Cu	7,0	± 2,6	6,0	± 1,7	9,3	± 0,6	12,3	± 2,3	12,7	± 1,5	8,3	± 2,3	-		10,3	± 5,5	14,0	± 4,4	6,3	± 0,6	-	63
Zn	41,7	± 1,5	27,3	± 1,2	51,0	± 1,0	38,3	± 1,5	28,0	± n.d	27,0	± 2,6	-		69,7	± 0,6	31,7	± 3,1	32,0	± 3,0	-	250
As	n.d	± n.d	0,7	± 1,2	n.d	± n.d	0,3	± 0,6	n.d	± n.d	2,0	± 2,0	-		0,7	± 1,2	1,7	± 0,6	n.d	± n.d	-	12
Se	0,3	± 0,6	0,7	± 0,6	1,7	± 2,1	1,0	± 1,7	0,7	± 0,6	2,3	± 2,1	-		1,3	± 1,5	1,0	± 1,0	0,7	± 0,6	-	1
Ag	n.d	± n.d	13,0	± 8,9	1,0	± 1,7	n.d	± n.d	n.d	± n.d	n.d	± n.d	-		n.d	± n.d	n.d	± n.d	1,7	± 2,1	-	20
Cd	2,0	± 2,0	7,3	± 9,5	3,0	± 5,2	1,3	± 2,3	3,3	± 5,8	n.d	± n.d	-		n.d	± n.d	n.d	± n.d	0,7	± 1,2	-	1,4
Sn	5,7	± 6,0	18,7	± 8,5	4,0	± n.d	2,7	± 3,8	1,7	± 2,9	3,0	± 3,0	-		n.d	± n.d	n.d	± n.d	7,3	± 8,1	-	5
Sb	n.d	± n.d	5,0	± 6,1	17,0	± 20,7	15,3	± 13,9	13,7	± 8,5	n.d	± n.d	-		2,0	± 3,5	5,3	± 9,2	n.d	± n.d	-	20
Ba	113,0	± 58,5	66,3	± 34,6	63,3	± 21,5	79,3	± 7,2	58,7	± 59,8	77,0	± 36,7	-		98,0	± 14,1	52,3	± 45,5	62,7	± 68,9	-	750
Hg	5,0	± 2,0	3,0	± 3,0	n.d	± n.d	2,3	± 4,0	2,0	± 2,6	2,0	± 3,5	-		0,7	± 1,2	3,3	± 2,3	0,3	± 0,6	-	6,6
Tl	n.d	± n.d	5,3	± 1,5	2,7	± 2,9	n.d	± n.d	0,7	± 0,6	2,0	± 1,7	-		n.d	± n.d	n.d	± n.d	1,0	± 1,0	-	1

Nota: Los valores provienen de los Criterios de la Legislación Ecuatoriana (TULSMA) y las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental (CCME). Los valores en la tabla representan los promedios de las réplicas de suelos y plantas analizados, junto con su desviación estándar.

Todos los elementos presentados estuvieron por encima de la Normativa TULSMA; además, hubo metales que sobrepasan las directrices CCME en todos los sitios, los elementos que sobrepasaron en las dos normativas son: vanadio (V), cromo (Cr), cadmio (Cd) (Fig. 2). En general, los metales que sobrepasaron los límites permisibles establecidos, según el orden promedio (de mayor a menor) de concentraciones en el suelo fueron: bario (Ba) > vanadio (V) > cromo (Cr) > cobre (Cu) > zinc (Zn) > cobalto (Co) > mercurio (Hg) > cadmio (Cd). Los metales V, Cu, Zn, Co, Cd superaban las concentraciones de metales en el sitio control CA con respecto al sitio contaminado A. El control CA en todos los sitios tuvo mayores concentraciones de metales en comparación con el control CB (Fig. 2).



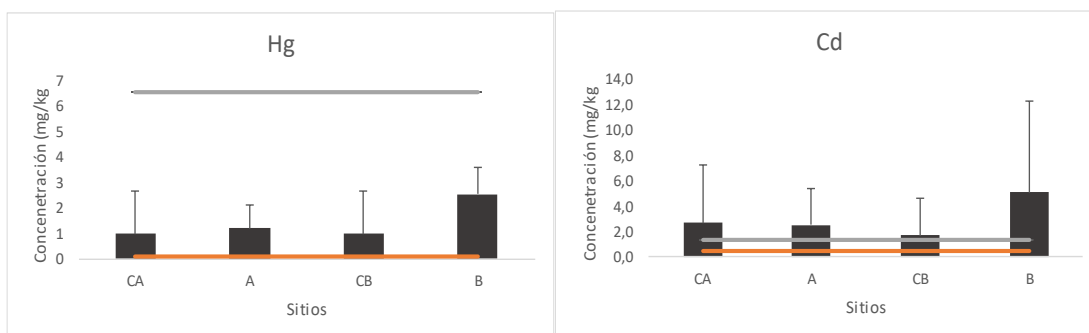
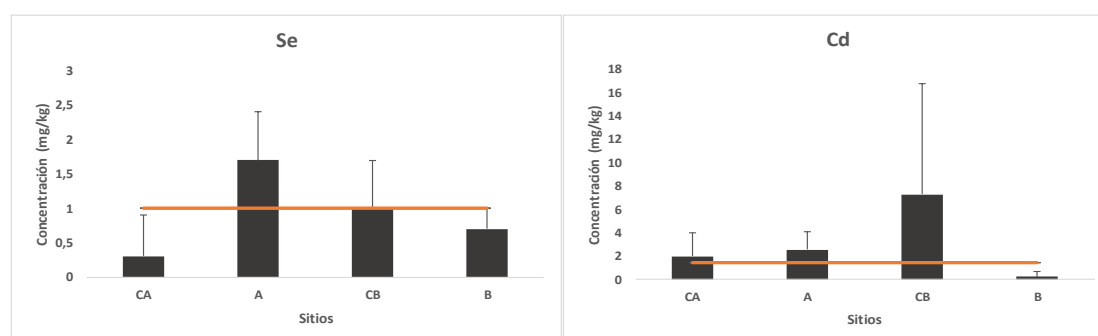


Figura 2. Concentraciones promedio de metales en suelos [mg/kg].

Nota: Se muestran los metales que se detectaron por encima de los límites permisibles. Para las muestras de suelos, las líneas horizontales indican los límites establecidos por la legislación ecuatoriana (TULSMA) (línea tomate) y para las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental (CCME) (línea gris). El sitio A representa minería activa en el momento del muestreo y el sitio B representa una minería.

El metal talio (Tl) detectado en las plantas, está por encima de los límites permitidos de CCME, en los sitios A y CB. También, los metales Cd y Sn detectados en las plantas tienen altas concentraciones en los sitios CA, sobrepasando las Directrices CCME (Fig. 3). Para el sitio A, incrementaron las concentraciones de los metales como: Se, Cd, Tl donde se acumularon en las plantas, en comparación al sitio B. Además, se observa que hay una mayor acumulación del Sn, Cd, Tl en los sitios A en comparación con su control CA, a diferencia del control CB que tiene mayor concentración de todos los metales en comparación con el sitio B (Fig. 3). El orden promedio de concentraciones de metales en las plantas, según los metales que sobrepasaron los límites son: Se > Cd > Sn > Tl.



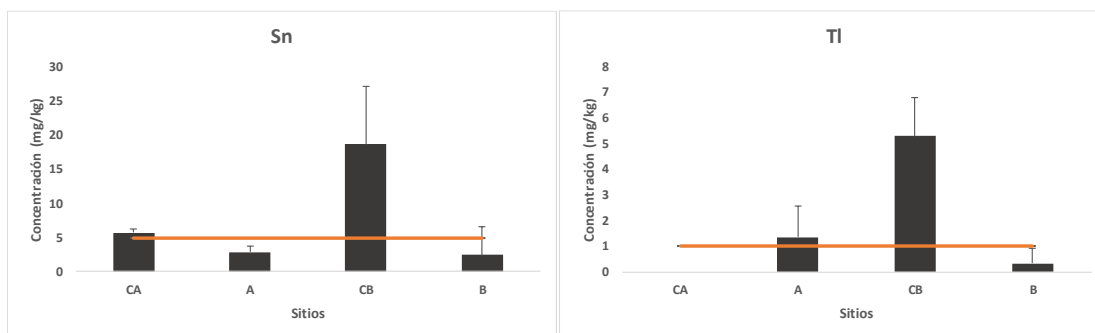


Figura 3. Concentraciones promedio de metales en plantas [mg/kg].

Nota: Se muestra que el antimonio (Sb), cadmio (Cd), estaño (Sn) y talio (Tl), son metales que se detectaron por encima de los límites permisibles. La línea horizontal indica los límites establecidos por las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental (CCME) de calidad del suelo para la protección del medio ambiente y la salud humana. El sitio A representa minería activa en el momento del muestreo y el sitio B representa una minería temporal.

3.2. *Calculo del factor de Bioconcentración*

Se observa que la familia Cyperaceae presenta la capacidad de acumular metales como: Cr, Cd, Sn, Hg, Pb, Zn, Se, Sb, Tl (Tabla 2). Selenio, elemento que mayor bioconcentración tiene en los puntos de muestreo A1, A2, A3, B1, B2, B3, ya que sus valores son mayores, desde 1,33 hasta el 5,56 (mg/kg). Seguidamente del Hg que tiene altas concentraciones en los puntos CA, CB, A2, A4, B2. El Sn en el punto CB tiene una concentración de 4,31 (mg/kg) y en el A3 una concentración de 1,28 (mg/kg) sobrepasando el (BCF >1) (Tabla 2). A diferencia de los metales como: el As, Cu, Zn, V que son metales que la planta no está acumulando en ninguno de los sitios (Tabla 2).

Tabla 2. Factores de Bioconcentración en cada uno de los sitios.

Elemento	CA	CB	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3
Mn	0,34	0,63	1,79	2,09	1,64	3,34	0,66	0,90	0,48
Cr	0	0	0	0,02	0	0	1,08	0,37	0
Cd	0,74	4,31	0,91	0,20	1,28	0	0	0	0,3
Sn	0,81	4,67	0,63	0,41	0,35	0,64	0	0	2,29
As	0	0,08	0	0,04	0	0,11	0,06	0,26	0,00
Hg	5,00	3,00	0	2,33	0,80	1,54	0,18	1,45	0,20
Pb	0,56	0,88	0,46	0,43	0,29	0,28	0,76	0,00	1,01
Cu	0,13	0,25	0,20	0,50	0,31	0,21	0,44	0,24	0,14
Zn	0,39	0,37	0,49	0,35	0,28	0,46	0,87	0,26	0,32
Se	0	0,95	5,56	3,33	0,61	1,37	4,44	3,33	1,33
Sb	0	0,38	2,83	1,42	0,79	0	0,22	0,21	0,00
Ba	0,26	0,20	0,12	0,24	0,11	0,18	0,20	0,08	0,11
Tl	0	1,01	1,16	0	0,12	0,74	0,00	0,00	0,37
V	0,02	0,03	0,10	0,11	0,15	0,07	0,20	0,04	0,05

Nota: se señaló con negrita los valores que sobrepasan la concentración de (BCFs>1).

3.3. Pruebas de fitotoxicidad

No existió una inhibición de los sitios contaminados A y B con respecto a sus controles CA y CB, tanto para el hipocótilo como para la radícula (Fig. 4A y 4B). El porcentaje de germinación disminuyó de un 72 % en el CB a un 49 % en los puntos de muestreo contaminados (B1, B2, B3) (Fig. 4B), a diferencia del sitio CA con un 38 % de germinación e incrementando de un 62 a 64 % en los sitios contaminados (A1, A2, A3) (Fig. 4A). Para el crecimiento de la radícula podemos ver que los puntos B3, B2, B1, tienen un mayor crecimiento con respecto al control CB (Fig. 4B), de igual forma podemos ver en los puntos de muestreo A1, A2, A3 produjeron un mayor crecimiento en comparación con su control (Fig. 4A). Los sitios B3, B2, B1, A2, A3 tienen un mayor crecimiento del hipocótilo con respecto a sus controles, tanto para el CB como para el CA (Fig. 4A y 4B). Por lo tanto, el porcentaje de germinación en los distintos sitios contaminados (B y A) con respecto a sus controles (CB, CA) existen diferencias significativas ($p < 0.05$), debido al incremento de elongación radicular y del hipocótilo en los sitios contaminados (Fig. 4A y 4B).

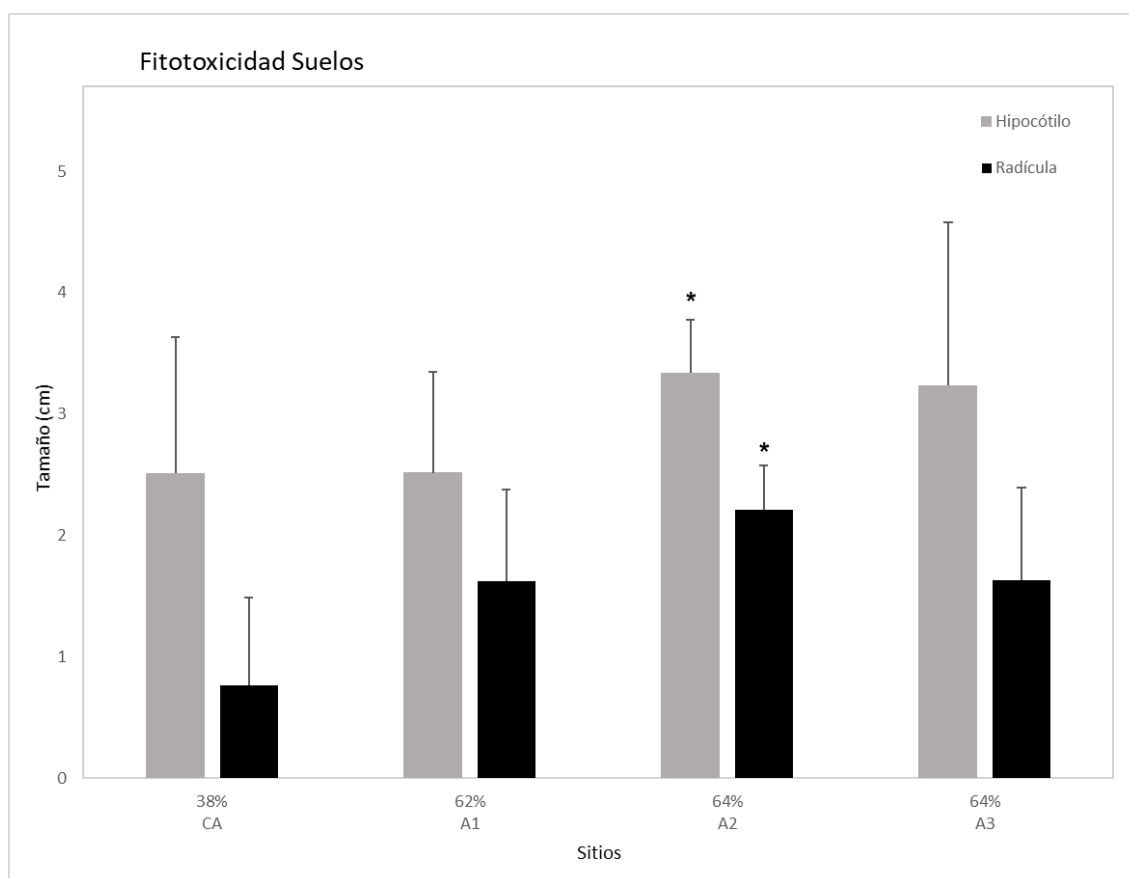


Figura 4. Pruebas de fitotoxicidad en sedimentos usando semillas de *L. sativa*.

Nota: Para determinar la fitotoxicidad se hizo una comparación del tamaño de las radículas y los hipocótilos y se determinó el % de germinación, comparando los sitios control con los sitios contaminados mediante la prueba de t-Student. El * indica las diferencias significativas cuando $p < 0,05$. Las barras representan la media $\pm$ el error estándar en el crecimiento del hipocótilo o la radícula (N=15). CA significa el sitio control y el A indica los sitios contaminados.

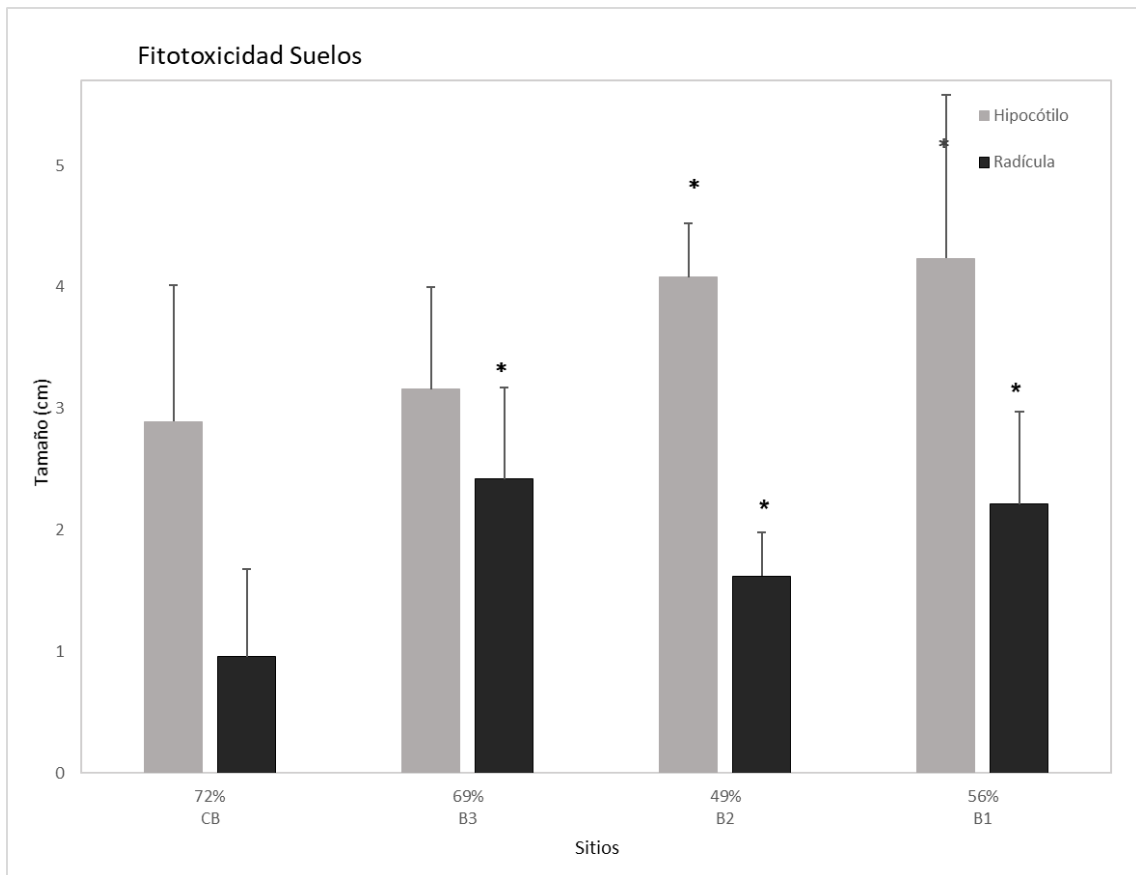


Figura 5. Pruebas de fitotoxicidad en sedimentos usando semillas de *L. sativa*.

Nota: Para determinar la fitotoxicidad se hizo una comparación del tamaño de las radículas y los hipocótilos y se determinó el % de germinación, comparando los sitios control con los sitios contaminados mediante la prueba de t-Student. El * indica las diferencias significativas cuando $p < 0,05$. Las barras representan la media $\pm$ el error estándar en el crecimiento del hipocótilo o la radícula (N=15). CB significa el sitio control y el B indica los sitios.

4. DISCUSIÓN

La evaluación integrada realizada en este estudio mediante el análisis de metales y el test de fitotoxicidad determinó que existen altas concentraciones de metales en los suelos de dos sitios de minería ubicados en el piedemonte andino ecuatoriano.

Las concesiones mineras en el Ecuador y en la región amazónica han aumentado en los últimos años, y en su mayoría pertenecen al régimen especial de pequeña minería, por lo que afecta de manera negativa al suelo y a la biodiversidad [2,12,57]. En la Amazonia ecuatoriana hay sitios con altas concentraciones de determinados elementos químicos, favorecidos principalmente por procesos de meteorización química en el suelo [58]. Es importante mencionar que nuestra zona de estudio está sujeta a altas temperaturas y precipitaciones, que provocan una intensa meteorización de elementos químicos del suelo [42,59], por esta razón se encontraron altas concentraciones de metales en los sitios control CA y CB como V, Cr, Co, Cu, Zn (Tabla 1). En el estudio de Javed et al. (2018), se observó que existe una diferencia en la acumulación del Cr entre los suelos y las plantas, lo que indica una contaminación; además, de que la planta es incapaz de eliminar el metal [60]. En nuestra investigación también se puede ver una diferencia de las concentraciones de metales entre las plantas (26 a 126 mg/kg) y el suelo (1,7 a 56,7 mg/kg) con respecto al Cr. Sin embargo, no se sabe la capacidad máxima de la planta debido a que en este estudio solo se identificó hasta familia.

El V, Cr, Cd son metales que sobrepasaron los criterios de la Normativa TULSMA y las Directrices CCME en las muestras de suelo (Fig. 2). También tenemos al Ba, Cu, Zn, Co, Hg, que en casi todos los sitios sobrepasaron los criterios de la Normativa TULSMA (200 mg.kg^{-1} , 25 mg.kg^{-1} , 60 mg.kg^{-1} , 10 mg.kg^{-1} , $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente). Por otra parte, los puntos de muestreo de los sitios B1, B2, B3 mostraron mayores concentraciones de metales (Co, Cu, Zn, Sn, Ba, Hg) que el sitio control (CB). Los elementos Cd, Cr, Zn, Cu, Hg detectados en los sitios A y B en este estudio, también se encontraron en el estudio de Capparelli et al. (2020), por encima de los límites permitidos. El estudio de Capparelli et al. (2020) fue realizado en la misma zona, logrando evaluar los efectos de contaminación en ecosistemas de agua dulce y suelos [7]. Aunque la minería se realice en las orillas o bancos de los ríos, sus efectos pueden ser detectados en los suelos de las zonas adyacentes, pues la contaminación por metales no se restringe a las áreas riparias [61]. Además, se conoce que se realizan

piscinas para la deposición y acumulación de materiales extraídos de los ríos. Al término de la actividad, el paisaje queda completamente transformado y se cubre tanto las piscinas como las áreas de drenaje con suelos y sedimentos retirados anteriormente. Los resultados obtenidos en nuestro estudio indican que estas áreas que fueron cubiertas con sedimentos luego de terminada la minería contienen niveles de metales por encima de las normativas. La familia Cyperaceae tiene concentraciones $> 1 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el Cr, Cd, Sn, As, Hg, Pb, Cu, Zn, Se, Sb, Ba, Tl, V (tabla 2).

Además, en nuestra zona de estudio, es notorio el crecimiento de especies herbáceas de forma natural, por lo que no hay indicios de siembra de especies. Las plantas, de la familia Cyperaceae tienen la capacidad de tolerar y acumular altas concentraciones de compuestos tóxicos. Como se menciona en el estudio de Alderete et al. (2019), el éxito que ha tenido la familia Cyperaceae en la remoción y fitoextracción de metales como: As, Pb, Cd [20,62]. Así mismo en nuestro estudio, las plantas analizadas presentaron altos niveles de acumulación de algunos metales presentes en el suelo. Por lo tanto, la familia Cyperaceae puede ser usada como bioindicadora de la concentración de los metales en sitios contaminados [27,61,63], debido a que no todas las plantas son resistentes para crecer en presencia de sustancias o elementos tóxicos presentes en el suelo [64].

Con respecto a la fitotoxicidad de los suelos, encontramos que hay una inhibición al crecimiento del hipocótilo en el sitio A1 con respecto al control CA, esto podría deberse a las altas concentraciones que tenía el Pb en el sitio, con una concentración de 22 mg.kg^{-1} sobrepasando los límites de la normativa (Fig. 4; tabla 1). También vemos que en la mayoría de los sitios contaminados A2, A3 y B1, B2, B3 con respecto a los sitios controles CA y CB no se produjo una inhibición. Esto se debe a que el crecimiento radicular y del hipocótilo con respecto al control se haya dado por metales como el Cu y Zn que son micronutrientes esenciales para estimular el crecimiento radicular [50,65]. Estudios como Moscoso et al. (2019), Małachowska (2015) han indicado que la inhibición del crecimiento está asociado a metales como: Pb, Ni, Cu, Zn, Cd, en zonas contaminadas de manera aguda y crónica [62,66]. Así mismo, en el estudio Riley et al. (2004), menciona que las plantas afectadas realizaron una inversión de biomasa y nutrientes en las estructuras reproductivas [67], es decir que el estrés del suelo contaminado hizo que la planta produzca mayor biomasa en la fase reproductiva, esto podría explicar la razón por que la planta *L. Sativa* tiene una elongación de la radícula y el hipocótilo en sitios contaminados [68].

El promedio de germinación de las muestras en los suelos contaminados fue de 60 %, para las muestras control el promedio fue de 91 %. Esto puede deberse a que el sitio contaminado tiene mayor acumulación de Pb en los suelos (tabla 1), ya que en el estudio Fawzy et al. (2011) menciona que el plomo inhibe el porcentaje de germinación de las semillas y retarda el crecimiento de las plantas [69]. Los metales no inhibieron en sitios contaminados, por lo que no se conoce con certeza si estos metales pesados identificados en este estudio como el Ba, V, Cr, Cu, Zn, Co, Hg, Cd que han sobrepasado los límites, en diferentes concentraciones tiene un efecto estimulante en la raíz y el hipocótilo. Al revisar la literatura, no se encontró estudios que tengan resultados similares que evalúen la elongación de la radícula y el hipocótilo.

La minería degrada el ecosistema, por lo que el análisis del factor de bioconcentración no parece ser el más adecuado usarlo de manera aislada; por lo tanto, para estudios posteriores sería óptimo empezar realizando un monitoreo ambiental empleando indicadores como el análisis fisicoquímico de la concentración de los metales en suelo y agua, ya que la minería afecta al suelo, agua, sedimentos y aire debido a los procesos que se realizan para la obtención de oro.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados de este estudio determinaron que la minería como otras actividades antropogénicas contribuye a la contaminación de metales en el suelo. Esta investigación corrobora otras investigaciones como la de Capparrelli (2020 y 2021), donde menciona que la minería influye en la contaminación del medio ambiente, debido a que las concentraciones de los metales se han encontrado por encima de las normativas tanto TULSMA como CCME en la Amazonía Ecuatoriana, provincia de Napo. Al igual que la información obtenida de las plantas de la familia Cyperaceae aporta a ser utilizadas en técnicas de remediación como especies capaces de tolerar altas concentraciones de metales y que a su vez no causa alteraciones en el ambiente por ser una familia de plantas que se encuentran en ecosistemas contaminados.

Para poder tener un mejor conocimiento de las implicaciones ambientales que tiene la minería en los ecosistemas, las investigaciones futuras deberían centrarse en buscar acciones sostenibles en la reducción de contaminación por la minería oro aluvial en la Amazonía. El principal problema hallado durante el muestreo en los sitios mineros es la contaminación incontrolable de los ríos, afectando a las comunidades humanas, especies animales y vegetales, debido a que las empresas responsables por la minería no han terminado aún sus actividades, de hecho, aún constan como estado activo en el catastro minero. Este hecho es preocupante porque la minería sigue expandiéndose a las orillas de los ríos alterando las características físicas y químicas del agua y suelos, causando deforestación, pérdida de superficie y modificación del suelo. Además, no existe un adecuado manejo de los desechos mineros. Con este estudio podrían emplear alternativas, como la fitorremediación para extraer altas concentraciones de metales en los suelos, permitiendo determinar la cantidad de metales disponibles en la planta durante el periodo de crecimiento.

Referencias

1. Torres B, Vargas J, Arteaga Y, Torres A, Lozano P. Entendiendo las dinámicas de un paisaje mega-diverso: Amazonía Ecuatoriana. *Gente, Bosque y Biodiversiad.* 2017; 1–10. Available: http://www.researchgate.net/profile/Bolier_Torres/publication/317649368_Gente_Bosque_y_Biodiversidad_El_rol_del_bosque_sobre_la_biodiversidad_y_las_poblaciones_rurales/links/59a9ea68458515d09cd00d0b/Gente-Bosque-y-Biodiversidad-El-rol-del-bosque-sobre-la-
2. Roy BA, Zorrilla M, Endara L, Thomas DC, Vandegrift R, Rubenstein JM, et al. New Mining Concessions Could Severely Decrease Biodiversity and Ecosystem Services in Ecuador: <https://doi.org/10.1177/1940082918780427>. 2018;11. doi:10.1177/1940082918780427
3. De Oca-Risco AM, Ulloa-Carcassés M. Recuperación De Áreas Dañadas Por La Minería En La Cantera Los Guaos, Santiago De Cuba, Cuba. *Luna Azul.* 2013; 74–88. doi:10.17151/luaz.2013.37.6
4. Norgate TE, Rankin WJ. 1. Vista General de la Actividad Minera y sus Impactos. *Guía para Evaluar EIA de Proyectos Mineros.* 2013. pp. 295–302. doi:10.1127/1869-6155/2013/0130-0074
5. Pérez A. GI, Castro LG. Degradación, Pérdida y Transformación de la Biodiversidad Continental en Colombia: Invitación a una Interpretación Socioecológica. *Ambient y Desarro.* 2012;16: 53–71. Available: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4021796&info=resumen&idioma=ENG>
6. Capparelli M V., Cabrera M, Rico A, Lucas-Solis O, Alvear-S D, Vasco S, et al. An integrative approach to assess the environmental impacts of gold mining contamination in the amazon. *Toxics.* 2021;9: 1–14. doi:10.3390/toxics9070149
7. Capparelli MV, Moulatlet GM, Abessa DM de S, Lucas-Solis O, Rosero B, Galarza E, et al. An integrative approach to identify the impacts of multiple metal contamination sources on the Eastern Andean foothills of the Ecuadorian Amazonia. *Sci Total Environ.* 2020;709: 136088. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136088

8. Galarza E, Cabrera M, Moulatlet G, Espinosa RE. Assessing the Quality of Amazon Aquatic Ecosystems with Multiple Lines of Evidence: The Case of the Northeast Andean Foothills of Ecuador Degradation of cotton strips in world biomes View project Ecological toxicity studies using crustacean models View. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2021; 1–10. doi:10.1007/s00128-020-03089-0
9. Eisler R. Arsenic Hazards to Humans, Plants, and Animals from Gold Mining. *Rev Environ Contam Toxicol*. 2004;180: 133–165. doi:10.1007/0-387-21729-0_3
10. Barraza F, Maurice L, Uzu G, Becerra S, López F, Ochoa-Herrera V, et al. Distribution, contents and health risk assessment of metal(loid)s in small-scale farms in the Ecuadorian Amazon: An insight into impacts of oil activities. *Sci Total Environ*. 2018;622–623: 106–120. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.246
11. Ipenza Peralta CA. Manual para Entender la Pequeña Minería y la Minería Artesanal y los Decretos Legislativos Vinculados a la Minería Ilegal. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental; 2013. Available: <https://repositorio.spda.org.pe/handle/20.500.12823/278>
12. Banco Central del Ecuador. Reporte de Minería. Resultados al Tercer Trimestre de 2020, Enero 2021. Banco Cent del Ecuador (BCE) Subgerencia Program y Regul. 2021. Available: <https://contenido.bce.fin.ec/documentos/Estadisticas/Hidrocarburos/ReporteMinero012021.pdf>
13. Lozano P. Flora de las estribaciones andinas de la provincia de Napo. Ecobana - Intercooperation. 2011;20: 1–66.
14. Ron K. Actualización Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Diagnóstico. Administración 2014-2019. Plan Ordenamiento Territ. 2019. Available: http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdiagnostico/1560000270001_PDOT_ACT_2014_DIAGNOSTICO_sigad2_sug_senplades1_BD_20-02-2015_08-58-05.pdf
15. Guayasamin JM, Vandegrift R, Policha T, Encalada AC, Greene N, Ríos-Touma B, et al. Biodiversity conservation: local and global consequences of the application of “rights of nature” by Ecuador.

<http://www.tandfonline.com/action/authorSubmission?journalCode=tneo20&page=instructions>. 2021;7: 541–545. doi:10.1080/23766808.2021.2006550

16. Wheeler AG. A New Species of *Carex* section *Abditispicae* (Cyperaceae) from South America and Additional Notes on the Section. *Darwiniana*. 2002;40: 191–198. Available: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=66940416>
17. Solis OL. Dinámicas Espaciales de la Minería de Oro y sus Efectos sobre la Pérdida de los Bosques Tropicales y Afectaciones en los Recursos Hídricos, Aplicando Sensores Remotos : caso de la Cuenca Alta del Río Napo , Amazonía , Ecuador. *Regional Amazónica Ikiam*. 2021.
18. Delgado-Aguilar MJ, Konold W, Schmitt CB. Community mapping of ecosystem services in tropical rainforest of Ecuador. *Ecol Indic*. 2017;73: 460–471. doi:10.1016/j.ecolind.2016.10.020
19. Nellessen JE, Fletcher JS. Assessment of Published Literature on the Uptake, Accumulation, and Translocation of Heavy Metals by Vascular Plants. *Chemosphere*. 1993;27: 1669–1680. doi:10.1016/0045-6535(93)90148-X
20. Alderete-Suárez BM, Valles-Aragón MC, S. C-R, Peralta-Pérez M del R, Orrantia-Borunda E. Bioconcentración de Pb, Cd y As en Biomasa de *Eleocharis Macrostachya* (Cyperaceae). *Int Contam Ambient*. 2019;35: 93–101. Available: <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/RICA.2019.35.esp03.11/46930>
21. Gutiérrez MDC, Zavala J. Rasgos Hidromorficos de Suelos Tropicales Contaminados con Hidrocarburos. *Hydromorphic Pedofeatures in Hydrocarbon Polluted Tropical Soils. Terra Latinoam*. 2002;20: 101–111. Available: <https://www.redalyc.org/pdf/573/57320202.pdf>
22. Carrillo Franco JD. Investigación de los Impactos Ambientales Generados por la Minería Ilegal, a través de una Metodología de Marco Ordenador Común. 2019. Available: <https://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/22782>
23. Galán Huertos E, Romero Baena A. Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Macla*. 2008;10.
24. Grato PL, Prasad MNV, Cardoso PF, Lea PJ, Azevedo RA. Phytoremediation:

green technology for the clean up of toxic metals in the environment. *Brazilian J Plant Physiol.* 2005;17: 53–64. doi:10.1590/S1677-04202005000100005

25. Rodríguez Ayala SM. Bioacumulación de metales pesados en *schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) de las áreas bentónicas en dos estaciones climáticas: el caso de estudio del Lago San Pablo. Imbabura-Ecuador. 2019. Available: <https://www.google.com/search?q=RODRIGUEZ%2C+S.+2018.+Bioacumulaci3n+de+metales+pesados+en+Cyperaceae.&dq=RODRIGUEZ%2C+S.+2018.+Bioacumulaci3n+de+metales+pesados+en+Cyperaceae.&aq=chrome..69i57j69i59.152j0j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8>
26. González-Mendoza D, Zapata-Pérez O. Mecanismos de Tolerancia a Elementos Potencialmente Tóxicos en Plantas. *Fisiol BolSocBotMéx.* 2008;82: 53–61.
27. Obasi NA, Obasi SE, Nweze E, Amadi SO, Alope C, Aloho GO. Metal pollution and human health risk assessment of soils and edible plants in farmlands around Enyigba lead-zinc mining site, Ebonyi State, Nigeria. *Environ Monit Assess* 2020 1925. 2020;192: 1–15. doi:10.1007/S10661-020-08280-8
28. Hammond DS, Rosales J, Ouboter PE. Gestión del Impacto de la Explotación Minera a Cielo Abierto sobre el Agua Dulce en América Latina. *Bid.* 2013; 33.
29. Bravo E. Los Impactos de la Explotación Petrolera en Ecosistemas Tropicales y la Biodiversidad. *Acción ecológica.* 2007;24: 35–42. Available: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/46944247/impactos_explotacion_petrolera_esp-with-cover-page-v2.pdf?Expires=1643665665&Signature=aKmjoyo9DIqqSndCXiyNFXlcN7CvShvR-PUBqi7hNyWiktpLO-ADDgD~9C98pd2m~u5qdPS4EZ6DuzoFiUbZ8v2Zxc~CoFC8zQOWTUUnUPqroVSNiclduDVMsm
30. Delgadillo-López AE, González-Ramírez CA, Prieto-García F, Villagómez-Ibarra, J. R., Acevedo-Sandoval O. Fitorremediación: una Alternativa para Eliminar la Contaminación. *Trop Subtrop Agroecosystems.* 2011;14: 597–612. Available: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000200002
31. Marrero-Coto J, Amores-Sánchez I, Coto-Pérez O. Fitorremediación, una

tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. ICIDCA Sobre los Deriv la Caña Azúcar. 2012;46: 52–61. Available: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223124988007>

32. Raskin I, Smith RD, Salt DE. Fitorremediación de Metales: Uso de Plantas para Eliminar Contaminantes del Medio Ambiente. Opinión actual sobre Biotecnol. 1997;8: 221–226. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0958166997801061>
33. Oroño DI. Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género *Pelargonium* : suministro desde el suelo , ubicación en la planta y toxicidad. Universidad de Buenos Aires. 2002.
34. Odili FE, Njoku KL, Soyoye A, Odili FE, Njoku KL, Soyoye A. Heavy Metals in Soils and Plants around Industries in Agbara Industrial Estate, Ogun State, Nigeria. J Geosci Environ Prot. 2018;6: 61–69. doi:10.4236/GEP.2018.612004
35. U.S.EPA. Ecological Effects Test Guidelines Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. 1996. Available: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P100RF5I.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=>
36. Charles J, Sancey B, Morin-Crini N, Badot PM, Degiorgi F, Trunfio G, et al. Evaluation of the Phytotoxicity of Polycontaminated Industrial Effluents Using the Lettuce Plant (*Lactuca Sativa*) as a Bioindicator. Ecotoxicol Environ Saf. 2011;74: 2057–2064. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.07.025
37. Macías FA, Castellano D, Molinillo JMG. Standard Phytotoxic Bioassay for Allelochemicals. Selection of Standard Target Species. J Agric Food Chem. 2000;48: 2512–2521. doi:10.1021/jf9903051
38. OECD TG 208. Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. OECD Guidel Test Chem. 2006;Section, 2: 21. Available: http://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-227-terrestrial-plant-test-vegetative-vigour-test_9789264067295-en

39. ISO 11269-2. Soil Quality-Determination of the Effects of Pollutants on Soil Flora: Part 2: Effects of Chemicals on the Emergence and Growth of Higher Plants. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland. 1995. Available: <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/iso/380413f2-e9a2-4fd4-b6c9-60898b82ca53/iso-11269-2-2012>. Accessed 29 Jul 2022.
40. Aguirre N, Torres J, Velasco P. Guía para la restauración ecológica en los páramos del Antisana. Fondo protección del agua FONAG. 2013. Available: <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2014/07/Guía-Metodológica-restauracion-páramos.pdf>
41. Mosquera G, Mauricio C., Fernando Bazaña Almeida MA. Elaboración de Planes de Restauración Pasiva para la Región Amazónica Programa Socio Bosque. 2013.
42. Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Napo (GADP Napo). Proyecto de Actualización Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la provincia de Napo 2019 - 2023. 2018.
43. Plan Nacional De Desarrollo del Sector Minero. Ministerio de Energía y Recursos Naturales no Renovables, Viceministerio de Minas. 2020.
44. GAD NAPO. GADP Napo. 2014. Available: <https://www.napo.gob.ec/website/index.php/2014-10-20-20-31-18/cantones/19-la-provincia>
45. Queralt I, Rodriguez Bobb A. Determinación Analítica de Oro Nativo Mediante Espectroscopía de Fluorescencia de Rayos X (EDXRF). XXVI Reunión (SEM)/XX Reunión (SEA). 2006: 161–163.
46. Testek. Fluorescencia de Rayos X. [cited 4 Nov 2022]. Available: <https://www.testekndt.net/que-es-xrf-para-pruebas-pmi/>
47. Juseth C, Edgar E. Servicio Hidrometeorológico Ikiam. [cited 5 Jul 2022]. Available: <https://hidrometeorologia.ikiam.edu.ec/>
48. Laraque A, Ronchail J, Cochonneau G, Pombosa R, Guyot JL. Heterogeneous Distribution of Rainfall and Discharge Regimes in the Ecuadorian Amazon Basin. J Hydrometeorol. 2007;8: 1364–1381. doi:10.1175/2007JHM784.1

49. Martínez-Trinidad, S., Cotler, H., Etchevers-Barra, J. D., Ordaz-Chaparro, V. M., León-González FD. Effect of Management on Soil Aggregation in a Tropical Dry Ecosystem. *Terra Latinoam.* 2008; 26(4), 299–307.
50. Sobrero MC, Ronco A. Ensayo de Toxicidad Aguda con Semillas de Lechuga *Lactuca Sativa* L. *Imta.* 2004; 55–67.
51. Hoekstra NJ, Bosker T, Lantinga EA. Effects of Cattle Dung Farms with Different Feeding Strategies on Germination and Initial Root Growth of Cress *Lepidium sativum* L. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* [Internet]. 2002 [cited 5 Jul 2022] pp. 189–196. Available: https://www.researchgate.net/publication/223204817_Effects_of_Cattle_Dung_Farms_with_Different_Feeding_Strategies_on_Germination_and_Initial_Root_Growth_of_Cress_Lepidium_sativum_L
52. TULSMA M del AE. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, Anexo2 del Libro VI. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, TULSMA. 2015. pp. 1–22.
53. CCME. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. *Can Environ Qual Guidel.* 2002. Available: <https://ccme.ca/en/resources/sediment>
54. Medina KD, Montano YN. Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el juncus arcticus contaminadas con el pasivo ambiental. Univ Nac Santiago Antúnez Mayolo. 2014. Available: https://biorem.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_biorem/education/research/publications/Theses/Tesis_Medina_y_Montano_2014.pdf
55. Zayed A, Gowthaman S, Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. *J Environ Qual.* 1998;27: 715–721. Available: <http://www.refdoc.fr/Detailnotice?idarticle=14140782>
56. Yoon J, Cao X, Zhou Q, Ma LQ. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in Native Plants Growing on a Contaminated Florida site. *Sci Total Environ.* 2006;368: 456–464. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2006.01.016
57. Óscar B, Barriga R, R DG. J, Edwin C, Sebastián B. Los impactos de la minería

de oro a pequeña escala sobre la salud ambiental en Ecuador. *Insight and Innovation in International Development*. 2012. pp. 189–291. doi:10.1007/978-1-4614-0517-7

58. Audet P, Charest C. Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective. *Environ Pollut.* 2007;147: 231–237. doi:10.1016/j.envpol.2006.08.011
59. Jadán O, Torres B, Günter S. Influencia del uso de la tierra sobre almacenamiento de carbono en sistemas productivos y bosque primario en Napo, Reserva de Biosfera Sumaco, Ecuador. *Rev Amaz Cienc y Tecnol.* 2012;1: 173–184.
60. Javed T, Ahmad N, Mashiatullah A. Heavy Metals Contamination and Ecological Risk Assessment in Surface Sediments of Namal Lake, Pakistan. *Polish J Environ Stud.* 2018;27: 675–688. doi:10.15244/pjoes/75815
61. González M, Tánago D. Las Riberas, Elementos Clave del Paisaje y en la Gestión del Agua.
62. Małachowska Jutysz A, Gnida A. Mechanisms of stress avoidance and tolerance by plants used in phytoremediation of heavy metals. *Arch Environ Prot.* 2015;41: 104–114. doi:10.1515/aep-2015-0045
63. Pérez A, Céspedes C, Almonte I, Ramírez DS, Cruz CE, Núñez PA. Evaluación de la calidad del suelo explotado para la minería después de diferentes sistemas de manejo. *Terra Latinoam.* 2012;3: 201–211. Available: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792012000300201
64. Olmos-Márquez MA, Alarcón-Herrera MT, Martín-Domínguez IR. Performance of *Eleocharis Macrostachya* and its Importance for Arsenic Retention in Constructed Wetlands. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2012;19: 763–771. doi:10.1007/S11356-011-0598-X
65. Poschenrieder C, Cabot C, Martos S, Gallego B, Barceló J. Do toxic ions induce hormesis in plants? *Plant Sci.* 2013;212: 15–25. doi:10.1016/J.PLANTSCI.2013.07.012
66. Lucía Moscoso-Vanegas D, Monroy-Morocho LM, Alexandra Narváez-Vera M,

Espinoza-Molina C, Lucía A, -Alemán A. Phyto-Toxic Effect of Particular Material PM10 Collected in they Urban Area of the City of Cuenca, Ecuador. Iteckne. 2019;16: 12–20. doi:10.15332/ITECKNE.V16I1.2157

67. Riley LE, Dumroese RK, Landis TD. National proceedings, forest and conservation nursery associations 2003. United States Dep Agric For Serv Rocky Mt Res Stn. 2004;Proceeding: 156. Available: https://www.researchgate.net/publication/272818140_National_proceedings_for_est_and_conservation_nursery_associations-2003
68. Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. Environ Chem Lett. 2010;8: 199–216. doi:10.1007/S10311-010-0297-8
69. Fawzy MA, Badr NES, El-Khatib A, Abo-El-Kassem A. Heavy Metal Biomonitoring and Phytoremediation Potentialities of Aquatic Macrophytes in River Nile. Environ Monit Assess 2011 1843. 2011;184: 1753–1771. doi:10.1007/S10661-011-2076-9