



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“Evaluación de la biorremediación y fitorremediación para la absorción de
PB en suelos contaminados por relave minero”

Trabajo de Investigación para optar el grado de:
BACHILLER EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Presentado por:

Katya Vannesa Huerta Román

Asesor:

Llerme Navarro Vásquez

Lima – Perú

2019



RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°018-2020-DACIA-DAFCA-U.CIENTIFICA

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERIA AMBIENTAL

Lima 15 de enero de 2020

VISTO:

La revisión realizada y la aprobación de Trabajo de Investigación titulado: **Evaluación de la biorremediación y fitorremediación para la absorción de PB en suelos contaminados por relave minero**, presentado por:

- **Huerta Román Katya Vannesa**

CONSIDERANDO:

Que, de acuerdo al Reglamento General de la Universidad Científica del Sur y los reglamentos de pregrado para obtener el grado de Bachiller de **Ingeniería Ambiental** en la **Facultad de Ciencias Ambientales**, se debe desarrollar un trabajo de investigación.

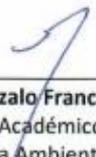
Que, de acuerdo a la normativa vigente de la Universidad Científica del Sur, en uso de las atribuciones conferidas al Director Académico de Carrera.

SE RESUELVE:

Aprobar e inscribir el trabajo de investigación titulado: **Evaluación de la biorremediación y fitorremediación para la absorción de PB en suelos contaminados por relave minero** con N° de registro de la carrera: **051-FCA-IAM**.

Nombrar al docente/colaborador **Llerme Navarro Vásquez** como asesora de dicho trabajo de investigación.

Regístrese, comuníquese y archívese,


Mg. Gonzalo Francisco Flores Roca
Director Académico de Carrera
Ingeniería Ambiental



EVALUACIÓN DE LA BIORREMEDIACIÓN Y FITORREMEDIACIÓN PARA LA ABSORCIÓN DE PB EN SUELOS CONTAMINADOS POR RELAVE MINERO

Katya Vannesa Huerta Román. Universidad Científica del Sur (UCSUR). Facultad de Ciencias Ambientales. Departamento de Lima-Perú. Email:
katya_vanne_16@hotmail.com.

RESUMEN

Las actividades mineras generan muchos ingresos monetarios, mejorando las economías de los países y del Perú, lamentablemente no siempre se realizan con una adecuada gestión de los desechos que producen, denominados relaves mineros (presentan contenido de plomo y otros metales pesados), con el pasar del tiempo los elementos tóxicos de estos relaves, como el plomo, se liberan al medio biótico, mediante la acción de los ciclos biogeoquímicos, causando la contaminación de los suelos y convirtiéndose en un foco perjudicial para el medio ambiente y la salud humana. Ante esta problemática se han implementado tecnologías de fitorremediación con múltiples especies de plantas forestales (*Polylepis racemosa*, *Eucalyptus globulus*, *Schinus molle*, *Acacia visco*, *Myoporum laetum*, *Buddleja coriácea*, entre otras) y herbáceas (*Amaranthus spinosus*, *Fuertesimalva echinata*, *Lupinus ballianus*, *Solanum nitidum*, y *Brassica rapa*, *Urtica urens*) mostrando resultados positivos en la adsorción de plomo. Así mismo, la biorremediación es una tecnología limpia con bajo costo de implementación, utiliza microorganismos como bacterias y hongos formadores de micorrizas. Recientes estudios realizados sobre los hongos micorrízicos, demuestran que estos poseen una alta capacidad para la acumulación de plomo en las cepas de las micorrizas (unión simbiótica entre las raíces de plantas y el micelio de los hongos) arbusculares. El objetivo de este trabajo, es mostrar diversas opciones en la aplicación de las técnicas de fitorremediación y biorremediación utilizando gran variedad de especies de plantas y hongos nativos del Perú, y especies internacionales, con el fin de remediar y descontaminar los suelos que han sido contaminados con relaves mineros.

Palabras clave: Micorrizas, Biotecnología, Fitorremediación, Biorremediación, Relaves mineros.

ABSTRACT

Mining activities generate many monetary income, improving the economies of the countries and Peru, unfortunately, they are not always carried out with proper management of the waste they produce, called mine tailings (they present content of lead and other heavy metals), over time, the toxic elements of these tailings, such as lead, are released into the biotic environment, through the action of biogeochemical cycles, causing the contamination of the soil and becoming a harmful focus for the environment and human health. Faced with this problem, phytoremediation technologies have been implemented with multiple species of forest plants (*Amaranthus spinosus*, *Fuertesimalva echinata*, *Brassica rapa*, *Urtica urens*, among others) showing positive results in the adsorption of lead. On the other hand, bioremediation is a clean technology with low implementation cost, using microorganisms such as bacteria and mycorrhizal fungi. Recent studies on mycorrhizal fungi show that they have a high capacity for the accumulation of lead in the mycorrhizal strains (symbiotic union between the roots of plants and the mycelium of fungi) arbuscular. The objective of this work is to show different options in the application of phytoremediation and bioremediation techniques using a wide variety of species of plants and fungi native to Peru, and international species, in order to remedy and decontaminate soils that have been contaminated with mining tailings.

Keywords: Mycorrhizae, Biotecnology, Phytoremediation, Bioremediation, Mining tailings.

1. REVISIÓN TEÓRICA

1.1.La minería en el Perú: extracción de plomo

El Perú es uno de los países que cuenta con grandes cantidades de recursos (metálicos y no metálicos) , que bajo las normativas y leyes, son reconocidos como propiedad del Estado, desde los años 2000 hasta la actualidad, empezó un boom de la extracción minera, puesto que el Perú se vio en la necesidad de reinsertarse en el mercado internacional para aumentar sus ingresos, pagar deudas extranjeras e invertir en el desarrollo del país, es así como empieza a realizar exploraciones de yacimientos de hidrocarburos y mineros con empresas extranjeras que solicitaron licencias o concesiones para extraer la materia prima (metales). Es por este motivo que la actividad minera se convirtió en el principal soporte económico para el Perú, a través del canon minero, que son los impuestos correspondientes al Estado por la extracción y

comercialización de los minerales extraídos, estos ingresos son distribuidos en los gobiernos locales distritales (10%), provinciales (25%), departamentales (40%), y también se destinan a los gobiernos regionales (25%) (Pebe, Radas, y Torres, 2017). Sin embargo, estas actividades tan beneficiosas económicamente para el país, no se realizan en su mayoría bajo el cumplimiento correcto de las normativas peruanas generando conflictos socio-ambientales en sus etapas de construcción, operación y cierre (Yacoub, Vos, y Boelens, 2016), muchas de las empresas mineras que terminaron su contrato con el Estado no tuvieron una gestión apropiada de sus residuos sólidos (relaves mineros), ni un control de los vertimientos (todos los efluentes deben pasar por una planta de tratamiento antes de ser vertidos) que por consiguiente propiciaron la contaminación de cuerpos de agua superficiales (principales fuentes de abastecimiento de agua para muchas ciudades), es el caso de ciudades como Cerro de Pasco, Huancavelica, Junín, Arequipa, entre otros; los pobladores de estas ciudades se han levantado mediante protestas, marchas, buscando la atención de los medios de comunicación para manifestar su rechazo y desconfianza por las empresas mineras que operaron y que desean invertir; en el ESDA se han reportado un total de 8616 pasivos ambientales sin ninguna medida de mitigación en seis cuencas hidrográficas, siendo Mantaro, Santa, Alto Marañón y Alto Huallaga las más relevantes (MINAM, 2015), estos relaves representan un alto riesgo para la salud y la realización de actividades agropecuarias debido a la cercanía de los componentes sociales (centros poblados) y ecosistémicos.

La oferta mundial para la producción de plomo aumento en 0.2% (5.49 MMTM) durante el periodo del 2011 al 2013, originado por la demanda de China de 2.4 millones de toneladas métricas y la baja del dólar de la época, llegando a costar en el Perú 2,145 US\$/TM (OSINERGMIN, 2016) lo que contribuyó a las divisas del país. Sin embargo, al incrementarse la demanda de este metal, también aumentó el grado de contaminación, por parte de las actividades mineras, y la poca gestión de los impactos que conllevan sus procedimientos de extracción. En Ticapampa una de las provincias de Recuay (50 km del río Santa), pertenecientes al departamento de Ancash, donde se puede observar este panorama, en el año 2009 la compañía Yahuarcocha fue multada y obligada a pagar 350 UIT por el MINEM al no cumplir con el Plan de cierre propuesto, dejando un pasivo ambiental denominado “Alianza” con 15 m de alto y 750m de longitud (Romero, Flores, y Medina, 2008), en un estudio (Evaristo, 2015) se encontró 0,6402 mg/L de plomo en cada una de las muestras de agua del río Santa recolectadas muy cercanas a los relaves

de Ticapampa, como consecuencia de las lluvias y el drenaje de los componentes de los pasivos mineros. La Oroya es considerada una de las ciudades más contaminadas de América Latina y el mundo, alberga alrededor de 35 000 habitantes los cuales se encuentran expuestos a toda la contaminación que provocó la empresa Doe Run desde el año 1997 cuando adquirió un complejo metalúrgico en esta ciudad, la empresa minera tras realizar sus actividades de procesamiento minerales que contenían con elevadas cantidades de plomo, no cumplió con el Plan de manejo ambiental (PAMA) con el que se comprometió, afectando a los pobladores con problemas de salud, contaminación de sus parcelas y producción agrícola (Leonor y Torres, 2017).

1.2. Consecuencias de la contaminación por plomo en el suelo

Son denominados “metales pesados” aquellos elementos que presentan una densidad al menos 5 veces mayor que del agua (997 kg/m^3), en bajas proporciones se convierten en un problema y amenaza ambiental por su nivel de toxicidad en los componentes bióticos (Abreu, León, y González, 2017). Entre ellos, el plomo, es un elemento de color azul grisáceo que se forma de manera natural en la corteza o capa terrestre, lo que significa que se puede encontrar en algunos suelos en bajas y altas cantidades de manera natural y por actividades antropogénicas. El suelo se encuentra más vulnerable a la contaminación por plomo si no presenta regular cobertura vegetal, el plomo al estar esparcido y en contacto con en el suelo, sin ninguna medida de control, mitigación ni monitoreo, seguirá el curso de los ciclos biogeoquímicos del entorno, y logrará infiltrarse en las capas del suelo, con la tendencia de localizarse entre 10 a 20 cm de profundidad. El comportamiento físico-químico del plomo hace que sea más fácil su incorporación a los cuerpos de agua que mediante la escorrentía termina infiltrándose en el primero horizonte del suelo, generando riesgos potenciales en las poblaciones y en el medio ambiente, el principal riesgo es la alteración de la cadena trófica, siendo el agua una fuente vital de nutrición para animales y plantas (Sengoku, Morita, Sakuma, Motoyama, y Goto, 2014).

El plomo modifica las características físicas y químicas del suelo como la textura, CIC, conductividad eléctrica, grado de fragmentación, cantidad de arcillas, COT, y el pH, aumento de la humedad (algunas ocasiones), haciéndose un elemento con mayor disponibilidad de acumulación para las plantas. (Khan, Qamar, y Waqas, 2015).

Este metal pesado puede reducir la actividad biológica (Kavehei, Hose, y Gore, 2017) que se realiza en el horizonte orgánico, disminuyendo la cantidad de microorganismos beneficiosos (hongos y comunidades de bacterias).

1.3.Efectos del plomo en las plantas

Las plantas al ser expuestas a diferentes concentraciones de plomo pueden presentar diferentes respuestas fisiológicas, las cuales varían dependiendo de la concentración de plomo a la que esta expuesta y la especie de la planta (Covarrubias, García Berumen, y Peña Cabriales, 2015). El plomo puede generar inhibición en el crecimiento de las semillas y el desarrollo de las hojas, tallos y raíces del maíz, en una comparación entre *Zea mays* y el frijol (Isaza, 2013), debido a que disminuye la capacidad de tolerar las condiciones adversas de estrés, dando el paso para que los vectores externos como plagas y otros organismos patógenos afecten a la planta.

Las plantas pueden desarrollar ciertas enfermedades como: enanismo de sus órganos, asfixia por altas cantidades de plomo en el medio.

1.4.Fitorremediación y adsorción de plomo

La capacidad de retener iones metálicos en las paredes de las células vegetales (vivas o muertas) se denomina bioadsorción (Catalina, Gómez, y Gutiérrez, 2018). Actualmente, existen muchas técnicas que nos permiten captar y cuantificar metales pesados del suelo, pero las más sostenibles y económicas son las técnicas de fitorremediación y biorremediación. Estas tecnologías limpias poseen muchas ventajas al ser comparadas con los convencionales tratamientos físico-químicos que se usan actualmente, a que es una técnica más sencilla de aplicar, es rentable (costo de inversión bajo), fácil de operar y monitorear, y son medioambientalmente aceptables. Además no utiliza reactivos químicos que podrían afectar la estructura y composición del suelo (Delgadillo, González, Prieto, Villagómez, y Acevedo, 2011).

La fitorremediación es considerada una tecnología limpia, con la capacidad de transformación de algunas plantas para, retener, absorber, acumular, y eliminar contaminantes que se encuentren en los componentes abióticos (agua, suelo, aire), especialmente aquellos que son considerados con alta toxicidad como el Pb, As, Se, Cu, Hg, Cd, Cr, Zn, Ni, etc. La ventaja de la fitorremediación en la descontaminación de suelos con plomo es que puede utilizar diferentes especies de plantas, con la ayuda de

prácticas agronómicas comunes, y enmiendas del suelo, que pueden ser aplicadas “in situ” (no se debe transportar el sustrato contaminado) o “ex situ” (Carpena, y Bernal, 2007). Para la elección de las plantas es necesario conocer su clasificación, según el tipo de respuesta que presenten:

a) Excluyentes: son aquellas plantas donde la acumulación de metales en la parte aérea es mucho menor respecto a la concentración de metales en el suelo.

b) Indicadoras: aquellas plantas donde la acumulación de metales en el tejido aéreo guarda una relación lineal respecto a la concentración del suelo. En este sentido se considera como bio-indicadores a plantas agrícolas, especies ornamentales, líquenes, y árboles leñosas que sean sensitivas en presencia de componentes nocivos y contaminantes en el suelo.

c) Acumuladoras: Estas plantas cumplen el rol de acumular metales pesados en los órganos de la planta (partes aéreas), así presenta mayor captación de metales pesados en sus tejidos que en el suelo. Las plantas que se pueden desarrollar en estas condiciones adversas (suelos con altas concentraciones de metales pesados). Esas plantas serán seleccionadas de manera natural por su alta tolerancia a los metales pesados y a lo largo del tiempo se han identificado entre 415 a 500 especies de plantas “híper-acumuladoras” distribuidas en 50 familias, se ha demostrado que pueden acumular metales 100 veces más que aquellas plantas no acumuladoras comunes (Marrero, Amores, y Coto, 2012). Una planta híper-acumuladora concentrará más de 10 000 $\mu\text{g/g}$ -1 de Pb. Sin embargo existen muchas especies de plantas que falta por conocer con potencial híper-acumulador (Méndez, Ramírez, Gutiérrez, y García, 2009).

1.5. Especies de plantas encontradas para la adsorción de plomo en el suelo

Existen investigaciones internacionales de aplicación exitosa de las técnicas de fitorremediación para la adsorción de plomo cada uno con diferente especie vegetal como es reportado en varios estudios de diferentes países y a nivel nacional. Una investigación de Ecuador evaluó la capacidad de absorber plomo en tres especies, cuyos nombres comunes son: amaranto, acelga y alfalfa, estas fueron sometidas a concentraciones de plomo de 2.5, 5 y 10 % , siendo cuantificado cada 10 días desde el día 0 hasta el día 90 mediante la espectrofotometría atómica, se demostró que el amaranto no presento una absorción continua, a diferencia de la alfalfa y acelga, sin

embargo, esto representa un factor potencial en la cadena alimenticia, puesto que, estas son plantas de consumo directo humano y animal (Coyago, y Bonilla, 2016).

En Colombia se recolectaron 3 muestras de suelo de la minera “el Alacrán” con cantidades de 15. 30 y 50m mg kg⁻¹ de plomo, sometidas a un tratamiento con la especie *Paspalum fasciculatum* durante tres meses, el resultado fue la reducción (45%) de la disponibilidad del plomo en el suelo, lo que indicó que esta especie es una buena opción para la extracción del plomo (Rodríguez, Mendoza, Almentero, Marrugo, Urango, y Durango, 2017).

En Nigeria, se investigó sobre el nivel de acumulación y tolerancia que posee la *Moringa oleífera* en sus fases de germinación y desarrollo de sus órganos aéreos, adicionalmente se le aplicó enmiendas de biochar (residuos de cáscara de arroz) y compost (excrementos de aves de corral y girasol) para la fitorremediación de un suelo contaminado con plomo a una concentración de 32 640 mg/kg que fue diluida mezclándose con suelo no contaminado, teniendo 3 tratamientos de 75%, 50% y 25% de plomo, se incubó por dos semanas hasta que la *Moringa oleífera* germinará y se pudieran trasplantar, los resultados mostraron que el tratamiento con enmiendas de residuos de arroz y compost pudo tolerar la concentración de plomo, y se almacenó de 930 a 2100 mg / kg en las raíces, y 420–1120 mg / kg en los brotes, esto confirma que las enmiendas ayudaron a aumentar la capacidad de Fito extracción de la *Moringa oleífera* (Ogundiran, Mekwunyei, y Adejumo, 2018). Así mismo, se realizó una investigación en China, sobre las respuestas de crecimiento de dos especies vegetales (*Suaeda glauca* y *Arabidopsis thaliana*) en relaves mineros, se midió parámetros físico-químicos (pH) y biológicos (actividad enzimática y comunidad microbiana); resultado que el plomo, manganeso y el cadmio inhibieron los pigmentos fotosintéticos de ambas especies, sin embargo, *Suaeda glauca* mostró una mayor tolerancia a estos metales, en cuanto al suelo hubo una mejora de los parámetros físico químicos, caso contrario con la catalasa que disminuyó su actividad enzimática, según los valores presentados se determinó que la especie *Suaeda glauca* es una hiper-acumuladora que podría mejorar su eficiencia extractiva de metales con ayuda de una comunidad microbiana del medio (Zhang, Li, Yang, Li, y Cui, 2018).

A nivel nacional se reportó estudios en diversas universidades, en Trujillo se realizó una investigación para conocer la capacidad de bioacumulación de tres especies *Brassica oleracea Metzg* y *Raphanus sativus L.* las cuales fueron regadas con soluciones que

contenían plomo y cadmio diluido una concentración de 0, 150 y 300 mg/L (ambos metales) para cuatro tratamientos, pasado los 60 días se analizaron el suelo y los órganos de cada planta (tallos y hoja), mediante espectrofotometría atómica, el resultado fue que en la parte aérea de la especie *Brassica oleracea* y en la raíz de *Raphanus sativus* L. hubo mayor concentración de bioacumulación (Hoyos, y Guerrero, 2014). En la región de Lima se evaluaron las especies *Fuertesimalva echinata*, *Lupinus ballianus*, *Solanum nitidum*, y *Brassica rapa*, y *Urtica urens*, con el fin de determinar la bioacumulación de zinc y plomo en 20 tratamientos con sustrato de relave minero de 30, 60 y 100%, se observó que la mayor bioacumulación de plomo ($2015.1 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ MS}$) se dio en las raíces de *Fuertesimalva echinata* que se encontraba en un medio con relave minero al 100%, y también se confirmó que de las 5 especies, fue ésta misma la que tuvo el mayor grado de tolerancia con un índice de referencia de 41.8% (Chanco y Cano, 2014).

Se recolectó 10 muestras en diferentes puntos del área minera Ananea en Puno, para determinar la capacidad de adsorción de plomo y cadmio en dos especies *Alopecurus magellanicus bracteatus* y *Muhlenbergia angustata*, se utilizaron 3 coeficientes biológicos (adsorción, locación y remediación), los resultados mostraron que no hubo diferencias significativa en la concentración de plomo y cadmio en las raíces para ambas especies, y que el potencial fitorremediador era bajo para ambas plantas (Argota, Encinas, Argota, y Iannacone, 2014).

En Arequipa, se estuvo investigando sobre la aplicación de tecnologías alternativas más económicas para la remediación de suelos contaminados con cadmio, plomo, cobre, plata, arsénico, y antimonio, para ello, se evaluó en muestras de relaves mineros 6 especies forestales nativas de la sierra del Perú, durante 189 días, todas las especies que mostraron cierto grado de tolerancia a esas condiciones adversas fueron: *Polylepis racemosa*, *Eucalyptus globulus*, *Schinus molle*, *Acacia visco*, *Myoporum laetum*, y *Buddleja coriácea* (Mur, 2015). Se extrajeron muestras de suelo de Cusco, para ser colocadas en macetas y posteriormente contaminadas artificialmente con acetato de plomo a concentraciones de 600, 400, y 200 ppm/kg⁻¹, se dejó reposar durante 20 días, y se procedió a trasplantar plantas de la especie *Amaranthus spinosus* (1 /maceta), se esperó al florecimiento de esta planta para separarla en talos, raíces y hojas incluso las inflorescencias, para medir su concentración de plomo, se determinó que la especie

Amaranthus spinosus presenta la capacidad de tolerar altas concentraciones de plomo, por ende, puede almacenarla en sus tejidos al desarrollarse (Paiva, 2015).

1.6. Biorremediación y la adsorción de plomo

La remediación biológica o biorremediación, aprovecha la capacidad que tienen algunos microorganismos para movilizar o inmovilizar contaminantes, los principales microorganismos utilizados son las bacterias y hongos micorrízicos arbusculares (Covarrubias et al., 2015). También, es descrita como un proceso donde los componentes perjudiciales pasan por un proceso de oxidación, degradación, y finalmente su transformación en biomasa dependiendo de los factores y condiciones ambientales que favorezcan los procesos nutrientes, (pH, fósforo, potasio, nitrógeno, la temperatura, textura y tipo de suelo), es considerada como una tecnología más económica a diferencia de la electroremediación o remediación cinética (Martinez, y Soto, 2017), puede realizarse de forma directa o indirecta, esto significa que los microorganismos que intervienen en el proceso de degradación y transformación pueden ser aislados de diversos lugares y ser reproducidos para aumentar la eficacia. Las tecnologías más conocidas para la aplicación de la biorremediación son:

- a) Bioaumentación, es cuando se añade bacterias cultivadas en un medio que ha sido contaminado de forma antropogénica o natural, se lleva a cabo ex situ, y para esto se utiliza casi siempre biorreactores.
- b) Biofiltros, barreras o columnas para la eliminación de microbios o bacterias que causan malos olores en el aire.
- c) Bioaspersión, es la inyección de corriente de aire con una presión establecida que logra mejorar la degradación biológica, se suele realizar de manera directa, ya que no es invasiva.
- d) Bioestimulación, está basada en la estimulación de poblaciones de microorganismos nativos de los suelos, se puede recrear de forma directa o indirecta.
- e) Biorreactores, corresponde a un contenedor donde se realiza la degradación de lodos o residuos líquidos, entre todas las demás tecnologías es un poco más costosa pero muy eficaz y rápida.

- f) Bioventilación, sirve para la descontaminación del suelo mediante la extracción del O₂, y de esa forma incentivar el crecimiento de poblaciones microbianas y su actividad enzimática.
- g) Compostaje, es un tratamiento que se da en ausencia de oxígeno, mediante cúmulos o apilamientos de materia orgánica, que desprende temperaturas altas, tiene un bajo costo de realización, pero el tratamiento es un poco largo (alrededor de uno a dos meses).
- h) Cultivo en la tierra, de forma directa se aplica en la fase sólida del suelo contaminado, es una técnica económicamente rentable (Zouboulis, Moussas, y Psaltou, 2018).

1.7. Hongos Formadores de Micorrizas Arbusculares (HMFs)

Son microorganismos que brindan múltiples beneficios a las plantas y que cumplen un importante papel en el funcionamiento de cada ecosistema. Se denomina “micorriza” a la asociación de mutuo beneficio que se forma de la unión del micelio y raíces de una planta, aquí ocurre el intercambio de sustancias químicas, pues el hongo recibe de la planta los azúcares como fuente de alimento y un micro hábitat para su supervivencia, al mismo tiempo, ayuda a la planta a mejorar su captación de agua disponible, y también estimula a la generación sustancias que son defensas contra patógenos. (Camargo, Montaña, y Montaña, 2012). Además, se sabe que los hongos micorrízicos arbusculares en una relación simbiótica con la planta, incrementa el porcentaje de nutrientes como el calcio, zinc, magnesio, etc., que se encuentran esparcidos en el suelo, logrando su crecimiento en condiciones adversas (presencia de plomo), incluso pueden aumentar la retención de plomo en el suelo y la captación de plomo en las partes aéreas y raíces de la planta (Vásquez, 2011), hasta la actualidad se han identificado 9 familias de HMFs con más de 250 especies. Los HFMs pueden ayudar a la rehabilitación de las zonas que han quedado contaminadas por actividades mineras ya que tienen una relación directa con la cantidad de vegetación en el área degradada, no obstante, si las condiciones ambientales no son favorables, hay una escasa disponibilidad del recurso hídrico, y la concentración de metales pesados con altas, pueden ser una barrera para lograr la descontaminación del suelo con hongos micorrízicos; se ha demostrado en investigaciones que estos hongos generan una mayor capacidad fitorremediadora de las plantas (Carrenho, Alves, y Santos, 2018).

Se cultivó *Helianthus annuus* en un suelo contaminado con plomo y arsénico, la cual fue tratada con el hongo *Trichoderma* sp (previamente aislado de la descomposición de un residuo de madera), dicho tratamiento mostró el efecto de tolerancia y acumulación de arsénico y plomo en los brotes de 66% y 58% correspondientemente. Adicionalmente se observó mayor actividad enzimática (invertasa, celulasa, deshidrogenasa) en el suelo. Se concluye que las cepas de *Trichoderma* sp podrían utilizarse para la biorremediación de suelos con plomo (Govarthanan, 2018). En China se realizó una investigación (Salazar et al., 2018) sobre la capacidad que tienen las esporas de los HMFs para acumular el Pb, el tratamiento se llevó a cabo directamente en el campo, y se utilizó el método de “fluorescencia de rayos X” para contabilizar la concentración del plomo en las esporas. La comunidad que fue estudiada incluyó las especies *Glomeraceae*, *Ambisporaceae*, *Gigasporaceae*, *Paraglomeraceae*, y *Archaeosporaceae*, se observó que la especie de hongo micorrízico que acumuló mayor cantidad de plomo fue *Gigasporaceae*. Se cree que el porcentaje de adsorción de plomo en las esporas está relacionado directamente con la especie de la planta con la que se encuentra en simbiosis y la especie de hongo formador de micorrizas.

2. CONCLUSIÓN

La fitorremediación es una técnica muy usada para la recuperación de los suelos contaminados por relaves mineros (desechos sólidos y líquidos provenientes del manejo inadecuado de las actividades mineras) a nivel mundial y en el Perú, es considerada una técnica económicamente rentable, y se han obtenido resultados alentadores con múltiples especies de plantas forestales y herbáceas que realizan la adsorción de plomo a diferentes grados dependiendo de los factores ambientales favorecedores, sin embargo, varios estudios demuestran que se puede incrementar la eficiencia de remediación si se combina con otras técnicas como la biorremediación, otro tipo de tecnología limpia con bajo costo de implementación, que utiliza microorganismos (comunidades de bacterias y hongos formadores de micorrizas); las investigaciones mencionados en la presente revisión, demuestran que el tratamiento en simultáneo de algunas especies vegetales y las esporas de los hongos micorrízicos pueden aumentar la cantidad de acumulación del plomo en un menor tiempo.

3. BIBLIOGRAFÍA

- Abreu, D., León, M., & González, J. (2017). Determinación de metales pesados en cuerpos de agua utilizando resinas de intercambio iónico como medio de concentración Determination of heavy metals in water samples using ion exchange resins as a means of concentration. *Revista Estudiantil URU*.
- Argota Pérez, G., Encinas Cáceres, M., Argota Coello, H., & Iannacone, J. (2014). Biological coefficients of Phytoremediation of soil exposed to lead and cadmium and using *Alopecurus Magellanicus Bracteatus* and *Muhlenbergia Angustata* (Poaceae), Puno, Peru. *The Biologist*, *12*(1), 99–108. Retrieved from <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:4513/servlet/articulo?codigo=4755671&info=resumen&idioma=SPA>
- Camargo-Ricalde, S. L., Montaña, N. M., De la Rosa Mera, C. J., & Montaña Arias, S. A. (2012). Micorrizas: una gran unión debajo del suelo. *Revista Digital Universitaria*.
- Carpena Ruiz, R. O., & Bernal Calderón, M. P. (2007). Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas*, *Vol. 16*, n. 2 (Mayo-Ag. 2007); Pp. 1-3.
- Carrenho, R., Alves, L. D. J., & Santos, S. (2018). Chapter 15 - Arbuscular Mycorrhizal Fungi, Interactions With Heavy Metals and Rehabilitation of Abandoned Mine Lands. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00015-4>
- Catalina, R., Gómez, H., & Gutiérrez, J. G. (2018). Evaluation of bioadsorción capacity of lead (ii) present in synthetic tributaries , using vegetable-based bioadsorventes, *12*(1), 115–125.
- Chanco, M., & Mariano, M. (2014). Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados Phytoremediation capacity of five high andean species from soils contaminated with heavy, *21*(October), 145–154.
- Covarrubias, S. A., García Berumen, J. A., & Peña Cabriales, J. J. (2015). Microorganisms role in the bioremediation of contaminated soils with heavy

- metals. *Acta Universitaria*. <https://doi.org/10.15174/au.2015.907>
- Coyago, E., & Bonilla, S. (2016). Absorción de plomo de suelos altamente contaminados en especies vegetativas usadas para consumo animal y humano. *La Granja*, 23(1), 35–46. <https://doi.org/10.17163/lgr.n23.2016.04>
- Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R., & Acevedo-Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: Una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5179-8>
- Evaristo, F. W. G. (2015). Determinación de Pb, Cd, As en aguas del río Santa en el pasivo minero ambiental de Alianza. Facultad de farmacia y bioquímica.
- Govarthanan, M. (2018). Ecotoxicology and Environmental Safety Myco-phytoremediation of arsenic- and lead-contaminated soils by *Helianthus annuus* and wood rot fungi, *Trichoderma* sp. isolated from decayed. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 151(January), 279–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.020>
- Hoyos, Marlon; Guerrero, A. (2014). Bioacumulación de plomo y cadmio en *Brassica oleracea* subsp. *Capitata* (L.) Metzger. Y *Raphanus sativus* L. *Universidad Nacional De Trujillo*, 70–82.
- Isaza, G. (2013). Efecto del plomo sobre la imbibición, germinación y crecimiento de *Phaseolus vulgaris* L. y *Zea mays* L. *Biotecnología Vegetal*, 13(3). https://doi.org/10.1162/EDFP_a_00022
- Kavehei, A., Hose, G. C., & Gore, D. B. (2017). Effects of red earthworms (*Eisenia fetida*) on leachability of lead minerals in soil. *Environmental Pollution*, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.021>
- Khan, A., Khan, S., Khan, M. A., Qamar, Z., & Waqas, M. (2015). The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18), 13772–13799. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-0>
- Leonor, M., & Torres, G. (2017). Contaminación ambiental en América y afecciones de salud en los pobladores de territorios susceptibles de explotación metalúrgica y

- minera, aledaños a zonas industriales y de almacenamiento de residuos tóxicos, 2(1).
- Marrero-Coto, Jeannette; Amores-Sánchez, Isis; Coto-Pérez, O. (2012). Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. *ICIDCA. Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar*, 46(3), 52–61. <https://doi.org/10.1016/j.juro.2010.03.072>
- Martinez-Prado y C. E. Soto-Álvarez. (2017). Removal of petroleum hydrocarbons from a low permeability. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 16, 955–970.
- Méndez, J. P., Ramírez, C. A. G., Gutiérrez, A. D. R., & García, F. P. (2009). Redalyc. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. <https://doi.org/1870-0462>
- MINAM. (2015). Estudio de desempeño ambiental 2003 - 2013, 716. Retrieved from http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2016/05/S1600313_es-1.pdf
- Mur, J. P. (2015). Evaluación de la aplicabilidad de especies forestales de la serranía peruana en fitorremediación de relaves mineros Assessment of the applicability of phytoremediation in mining tailings using forest species of the peruvian highland.
- Ogundiran, M. B., Mekwunyei, N. S., & Adejumo, S. A. (2018). Compost and biochar assisted phytoremediation potentials of *Moringa oleifera* for remediation of lead contaminated soil. *Biochemical Pharmacology*. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.03.025>
- Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería (OSINERGMIN). (2016). Mercado mundial, nacional, efectos derivados y visión de la minería. *Reporte de Análisis Económico Sectorial - Sector Minería*, 5(6), 23. Retrieved from http://www.osinergmin.gob.pe/seccion/centro_documental/Institucional/Estudios_Economicos/RAES/RAES-Mineria-Agosto-2016-GPAE-OS.pdf
- Paiva, G. (2015). Fitorremediación de suelos contaminados con plomo utilizando *Amaranthus spinosus* – *Amaranthaceae* en Cusco del 2012, 163. Retrieved from <http://tesis.ucsm.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/UCSM/5190/9I.0337.DR.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Pebe, C., Radas, N., & Torres, J. (2017). Canon minero y ciclo político presupuestal en las municipalidades distritales del Peru, 2002-2011. *Cepal*, 123(1), 181–199. Retrieved from <http://repositorio.cepal.org/handle/11362/42699>
- Rodríguez Salas Gustavo Adolfo, Mendoza Almentero Jesus Alberto, Marrugo Negrete, J. L., Urango Cardenas, I. D., & Durango Hernández, J. D. (2017). Cambios en la biodisponibilidad de plomo en suelos mineros sometidos a fitorremediación con la especie vegetal *Paspalum fasciculatum*, 206–208.
- Romero, A. A., Flores, S. L., & Medina, R. (2008). Estudio de los metales pesados en el relave abandonado de Ticapampa. *Instituto de Investigaciones FIGMMG*, 11(1628–8097), 13–16. Retrieved from http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/publicaciones/geologia/vol11_n22/a02vo111n22.pdf
- Salazar, M. J., Menoyo, E., Faggioli, V., Geml, J., Cabello, M., Rodriguez, J. H., Becerra, A. G. (2018). Pb accumulation in spores of arbuscular mycorrhizal fungi. *Science of the Total Environment*, 643, 238–246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.199>
- Sengoku, T., Morita, K., Sakuma, S., Motoyama, Y., & Goto, T. (1999). Possible inhibitory mechanism of FK506 (tacrolimus hydrate) ointment for atopic dermatitis based on animal models. *European Journal of Pharmacology (Vol. 379)*. [https://doi.org/10.1016/S0014-2999\(99\)00500-2](https://doi.org/10.1016/S0014-2999(99)00500-2)
- Yacoub, C., Vos, J., & Boelens, R. (2016). Territorios hidrosociales y minería en Cajamarca. Perú. *Agua y Territorio*, (7), 163. <https://doi.org/10.17561/at.v0i7.2971>
- Zhang, X., Li, M., Yang, H., Li, X., & Cui, Z. (2018). Physiological responses of *Suaeda glauca* and *Arabidopsis thaliana* in phytoremediation of heavy metals. *Journal of Environmental Management*, 223(June), 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.025>
- Zouboulis, A. I., Moussas, P. A., & Psaltou, S. G. (2018). *Groundwater and Soil Pollution: Bioremediation*. Encyclopedia of Environmental Health, 2nd Edition (2nd ed.). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11246-1>