

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE AGRONOMÍA



**“FITOEXTRACCIÓN DE PLOMO EN SUELOS DE TRES
PARQUES POR EL GIRASOL (*Helianthus annuus*) INOCULADO
CON EL HONGO MICORRITICO *Glomus intraradices*”**

Presentada por:

EDUARDO RODOLFO LAMA SEGURA

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO**

Lima – Perú

2018

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA**

**“FITOEXTRACCIÓN DE PLOMO EN SUELOS DE TRES
PARQUES POR EL GIRASOL (*Helianthus annuus*) INOCULADO
CON EL HONGO MICORRITICO *Glomus intraradices*”**

Presentada por:

EDUARDO RODOLFO LAMA SEGURA

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO**

Sustentada y Aprobada ante el siguiente jurado:

Ing. Mg. Sc. Juan Guerrero Barrantes
PRESIDENTE

Ing. Mg. Sc. Lily Tello Peramás
ASESORA

Dr. Sady Javier García Bendezú
MIEMBRO

Ing. José Palacios Vallejo
MIEMBRO

Lima - Perú

2018

DEDICATORIA

A Dios, mis padres Isabel y Eduardo, Lily Tello, a mis hermanos Raisa, Yesenia, Diego, Pachi y Thomas por existir.

AGRADECIMIENTO

A la Oficina de Gestión de la Investigación (OGI) por el apoyo económico recibido como parte del concurso sobre financiamiento de tesis, el cual me permitió culminar satisfactoriamente la presente investigación.

A las municipalidades de La Molina, Pueblo Libre, Jesús María y San Isidro.

A la empresa Mycosoluciones SAC por facilitar el HMA (*Glomus intraradices*).

A la empresa Incaforest SAC por facilitar las semillas de Girasol (*Helianthus annuus* var. solita).

A Eduardo L.M, Raisa L., Isabel S., K.Tokashiki, D de la Torre, J, Mickler, Fernando Ch, Sandra Ta., Stephanie Vi., Carlos Mar, Belén O., Sady G., José P., Juan G., Etsuko Correa, a las divine, Ángel V., Popi Ahmed C., Cristian A., Giovanni C., Alonso C; Alex Kar; Mafer Ju. y Mario J., por su valiosa amistad y apoyo incondicional a toda hora en el desarrollo del presente experimento.

ÍNDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN LITERARIA	3
2.1 Antecedentes	3
2.2 Metales pesados	4
2.2.1 Efectos de los metales pesados en el suelo	5
2.2.2 Movilización de metales pesados en el suelo	6
2.3 Plomo	8
2.3.1 Fuentes de contaminación de plomo en Perú	9
2.3.2 Problemas de plomo en los parques de Lima	10
2.3.3 Efecto de plomo en la salud	13
2.4 Fitorremediación	15
2.4.1 Fitoextracción	17
2.5 Plantas hiperacumuladores de metales pesados	18
2.5.1 Girasol	19
2.6 Hongo micorrízico arbuscular	20
2.6.1 Infección	21
2.6.2 Interacción del HMA con plantas hiperacumuladoras	21
III. MATERIALES Y MÉTODOS	23
3.1 Métodos	23
3.1.1 Procedimiento de muestreo de los suelos	23
3.1.2 Caracterización y análisis de los suelos	23
3.1.3 Coordinación con municipalidades	24
3.1.4 Localización del experimento	25
3.1.5 Procedimiento del experimento	26
3.1.6 Materiales	27
3.1.7 Riegos	27
3.1.8 Fertilización	28
3.1.9 Control de plagas	28
3.1.10 Secado	28
3.1.11 Molienda	28

3.1.12 Digestión de las muestras	29
3.2 Variables evaluadas	29
3.2.1 Acumulación de plomo en tejido	29
3.2.2 Parámetros biométricos	30
3.2.3 Procedimiento del análisis estadístico del experimento	30
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
4.1 Campo de Marte	31
4.1.1 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua libre de plomo	31
4.1.2 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua con acetato de plomo	33
4.2 El Olivar	36
4.2.1 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua libre de plomo	36
4.2.2 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua con acetato de plomo	38
4.3 Colmenares	40
4.3.1 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua libre de plomo	40
4.3.2 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua con acetato de plomo	42
V. CONCLUSIONES	44
VI. RECOMENDACIONES	45
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
VIII. ANEXOS	57

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Superficie específica para tres arcillas minerales	6
Cuadro 2: Comportamiento de metales pesados y pH del suelo	7
Cuadro 3: Fuentes de contaminación en el río Rímac	10
Cuadro 4: Concentración máxima permitida de plomo, según el uso del suelo	13
Cuadro 5: Costos de remediación según tipo de tratamiento.	16
Cuadro 6: Comparación de técnicas de tratamientos de remediación	18
Cuadro 7: Antecedentes mundiales del uso de <i>Helianthus annuus</i> en fitorremediación	19
Cuadro 8: Caracterización de suelos usados en experimento	24
Cuadro 9: Tratamientos aplicados en el presente experimento	26
Cuadro 10: Cantidad de plomo añadido mediante riego por parque	27
Cuadro 11: Fertilización efectuada en el experimento	28

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de localización del Campo de Marte.....	24
Figura 2: Mapa localización del parque El Olivar.....	24
Figura 3: Mapa localización del parque Colmenares.....	25
Figura 4: Mapa localización del sitio experimental.....	25
Figura 5: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 0 ppm de Pb.....	31
Figura 6: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita) (A) Día 49. (B) Día 71. Campo de Marte.....	32
Figura 7: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (C) Día 101. Campo de Marte.....	32
Figura 8: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 250 ppm de Pb.....	34
Figura 9: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. Campo de Marte.....	35
Figura 10: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (C) Día 101. Campo de Marte.....	35
Figura 11: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 0 ppm de Pb	36
Figura 12: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. El Olivar.....	37
Figura 13: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (C) Día 101. El Olivar.....	37

Figura 14: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 250 ppm de Pb	38
Figura 15: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. El Olivar.....	39
Figura 16: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (C) Día 101. El Olivar.....	39
Figura 17: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 0 ppm de Pb	40
Figura 18: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. Colmenares.....	41
Figura 19: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (C) Día 101. Colmenares.....	41
Figura 20: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 250 ppm de Pb	42
Figura 21: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. Colmenares.....	43
Figura 22: Desarrollo fenológico del girasol (<i>Helianthus annuus</i> var. solita). (C) Día 101. Colmenares.....	43

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: Análisis y caracterización del suelo del Campo de Marte y Colmenares	57
ANEXO 2: Análisis del suelo del parque El Olivar	58
ANEXO 3: Análisis de la concentración de plomo en el día 49, parque Olivar de San Isidro	59
ANEXO 4: Análisis de la concentración de plomo en el día 71, parque Olivar de San Isidro	60
ANEXO 5: Análisis de la concentración de plomo en el día 101, parque Olivar de San Isidro	60
ANEXO 6: Análisis de la concentración de plomo en el día 49, parque Campo de Marte	61
ANEXO 7: Análisis de la concentración de plomo en el día 71, parque Campo de Marte	61
ANEXO 8: Análisis de la concentración de plomo en el día 101, parque Campo de Marte	62
ANEXO 9: Análisis de la concentración de plomo en el día 49, parque Colmenares	62
ANEXO 10: Análisis de la concentración de plomo en el día 71, parque Colmenares	63
ANEXO 11: Análisis de la concentración de plomo en el día 101, parque Colmenares	63
ANEXO 12: Carta dirigida a municipalidad de Jesús María.	65
ANEXO 13: Carta dirigida a municipalidad de Pueblo Libre.	67
ANEXO 14: Carta dirigida a municipalidad de San Isidro.	68

RESUMEN

La actividad antropogénica ha incrementado la concentración de plomo en los suelos de los parques. Como antecedente principal hay que remontarnos a inicios del siglo XX cuando comenzó la circulación de vehículos motorizados en Lima, estos usaban plomo como aditivo en el combustible y lo liberaban al ambiente; recién en 1998 se ordenó disminuir la cantidad de plomo en la gasolina. El girasol se presenta como una alternativa para hiperacumular plomo y así llevar a cabo una estrategia de fitorremediación. La presente investigación propone determinar la eficiencia del hongo micorrízico arbuscular en interacción con el girasol (*Helianthus annuus* var. *solita*) sobre la capacidad acumuladora de plomo de los suelos de tres parques de Lima. El experimento se llevó a cabo bajo condiciones del programa de Fertilidad de Suelos en la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, durante los meses de Enero a Mayo del 2016. Los suelos que fueron usados se recolectaron de los parques: El Olivar en San Isidro, el parque Campo de Marte en Jesús María y el parque Colmenares en Pueblo Libre. Los suelos fueron colocados en macetas y se realizó la siembra del girasol. Se usó dos calidades de agua de riego con plomo de $0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; y cuatro niveles del HMA. Las tres cosechas se realizaron en los días 49, 71 y 101, se evaluó la extracción de plomo cada día de cosecha. Resultó que la adición del HMA incrementó la extracción de plomo. Concluyendo que el uso del girasol (*Helianthus annuus* var. *solita*) inoculado con el HMA extrae el plomo de los suelos del parque Campo de Marte, El Olivar y Colmenares.

Palabras clave: Fitoextracción, parques, *Helianthus annuus*, *Glomus intraradices*, plomo.

ABSTRACT

Anthropogenic activities have increased the concentration of lead in the soils of the parks. As the main antecedent we must go back to the beginning of the 20th century when the circulation of motor vehicles began in Lima, the vehicles used lead as an additive in the fuel and released it to the environment; in 1998 it was ordered to reduce the amount of lead in gasoline. Sunflower is presented as an alternative to hyperaccumulate lead in order to carry out a phytoremediation strategy. The present research proposes to determine the efficiency of arbuscular mycorrhizal fungus in interaction with sunflower (*Helianthus annuus* var. *solita*); on the accumulating capacity of lead of the soils of Lima's three parks. The experiment was carried out under conditions of the Soil Fertility Program at the Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Peru, from January to May 2016. The soils that were used were collected from the parks: El Olivar in San Isidro, the Campo de Marte park in Jesús María and the Colmenares park in Pueblo Libre. Soils were placed in pots and sowing of the sunflower was carried out. Two irrigation water qualities of lead $0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and four levels of HMA were used. Three harvests were made on days 49, 71 and 101, and lead extraction was evaluated on each day of harvest. Result that the addition of HMA increased lead extraction. Concluding that the use of sunflower (*Helianthus annuus* var. *solita*) inoculated with the HMA extract lead from the soils of Campo de Marte, El Olivar and Colmenares.

Keywords: Phytoextraction, parks, *Helianthus annuus*, *Glomus intraradices*, lead.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación de las áreas verdes de la ciudad de Lima se remonta a la historia de cada parque, la existencia de algunos data desde la época virreinal, posteriormente formaron parte de haciendas donde se utilizó desmedidamente pesticidas con componentes con plomo como el arseniato de plomo (MINAM, 2013), otros parques tiene como antecedentes que sirvieron como zonas de adiestramiento militar durante los conflictos bélicos que enfrentó el Perú, posteriormente a inicios del siglo XX la elevada tasa de urbanización aumentó la circulación de vehículos que usaban plomo como aditivo en el combustible (El Comercio, 2014).

La presencia de plomo en los suelos de algunos parques es peligroso principalmente para los niños por el mayor riesgo de exposición y mayor susceptibilidad a los efectos tóxicos del plomo comparado con los adultos. La ventana de vulnerabilidad al plomo se da en la vida temprana durante la formación del embrión, el feto y la niñez (American Academy of Pediatrics Committee on Environmental Health, 2003). El plomo ha sido catalogado como un contaminante de preocupación debido a su persistencia en el medio ambiente, potencial de bioacumulación y toxicidad para los seres humanos (EPA, 1999).

Lima, es el departamento del Perú con mayor cantidad de parques y mayor población de niños de 0 a 11 años (INEI, 2016). Los parques se establecen ya que tienen el potencial para la mitigación local de las emisiones de CO₂, directa e indirectamente (Escobedo *et al.*, 2011) por ello se ubican cerca a zonas donde transitan vehículos; sin embargo cuando los vehículos usaban combustible con plomo, liberaban las partículas de plomo que se han asentado en el suelo de los parques en diferentes concentraciones durante varias generaciones (Sagar *et al.*, 2007; Ingle *et al.*, 2005). Además, podría haber contribuido la calidad del agua que se usa para el riego de los parques, debido que la gran mayoría de parques usa agua del canal Huatica proveniente del río Rímac, donde desde su origen aproximadamente a 5000 msnm, se encontraron diferentes fuentes de contaminación de la actividad minera, desagües clandestinos y residuos de la actividad industrial (ANA, 2012). Una posible solución a problemas de contaminación por metales pesados es la fitorremediación, donde una planta capta el metal pesado y lo moviliza al interior de ella.

El presente trabajo de tesis busca proporcionar los alcances del efecto del HMA en la capacidad acumuladora del girasol (*Helianthus annuus* var. solita); que podría ser usada como una alternativa a los métodos de fitorremediación que usan las municipalidades en parques de sus jurisdicciones.

- Hipótesis de investigación
La adición del hongo micorrízico arbuscular va incrementar la eficacia de extracción de plomo en el girasol.

- Objetivo general
 - El efecto del HMA en interacción con el girasol (*Helianthus annuus* var. solita); sobre la capacidad acumuladora de plomo de los suelos de tres parques de Lima. Dada la contaminación, se propone una opción de fitorremediación para el uso de las municipalidades.

- Objetivos específicos
 - Determinar la eficiencia de la planta en procesos de fitorremediación. Se hará una digestión húmeda, usando ácidos y la lectura se efectuará mediante un equipo de absorción atómica para evaluar post-fitorremediación la concentración de plomo en la totalidad del girasol (*Helianthus annuus* var.solita).
 - Determinar si incorporar el hongo micorrízico arbuscular en diferentes niveles de inoculación incrementa la acumulación de plomo *en el girasol* (*Helianthus annuus* var.solita).

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Antecedentes

Desde tiempos del imperio romano el plomo era el metal más popular, este era ampliamente utilizado en la vida cotidiana. El plomo era extraído del mineral llamado galena, el plomo se utilizó para hacer pinturas, copas, ollas, cacerolas, monedas (Borsos *et al.*, 2003). En la época romana se usó el plomo a manera de acetato para endulzar bebidas como el vino, a esta sustancia se le denominó sapa, posteriormente se conoció sus efectos tóxicos (Valle *et al.*, 2000).

La actividad antropogénica genera contaminación (Markesteijin, 2015), pero el mayor impacto se dio en los años de 1930 a 1985 cuando se masificó el uso de plomo como aditivo en la gasolina (Landrigan, 2002).

Entre 1850 y 1990, la producción de cobre, plomo y zinc aumentó 10 veces. Por su lado en las últimas décadas el impacto de las industrias como fuente de contaminación ha aumentado debido a la descarga continua de aguas residuales y efluentes industriales no tratados, ya que los metales pesados no son degradables persistiendo en el medio ambiente (Tasleem *et al.*, 2015).

Chico *et al.* (2012), en su investigación realizada con girasol sometido a diferentes niveles de plomo concluyó que la mayor concentración del metal en la planta estuvo en las raíces secundarias, siendo capaz de tolerar $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de plomo.

Gutiérrez *et al.* (2011), evaluó la germinación de semillas de girasol a 0, 25, 50, 100, 200, $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, concluyendo que la semilla germinó en todos los niveles de plomo.

Ortiz *et al.* (2009), evaluó raíz, hoja y tallo indicando que la adición del HMA en quelite (*Amaranthus hybridus*) incrementó significativamente las concentraciones de plomo, conforme la edad de la planta respecto a los tratamientos donde no se aplicó el HMA.

Vargas (2013), demuestra que la adición del HMA presenta mayor absorción de plomo por parte del girasol, con respecto al tratamiento donde no aplicó el HMA.

2.2 Metales pesados

Los metales pesados se originan naturalmente en el suelo a partir de los procesos pedogenéticos que erosionan al material madre a niveles que se consideran traza ($<1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y rara vez tóxicos. Debido a la perturbación y aceleración del ciclo geoquímico de la naturaleza de los metales por el hombre, la mayoría de los suelos de los ambientes rurales y urbanos pueden acumular uno o más de los metales pesados por encima de valores definidos para causar riesgos a la salud humana, ecosistemas u otros medios (Wuana *et al.*, 2011).

Los elementos en la tabla periódica que se consideran metales pesados se caracterizan por tener una densidad mayor o igual a $5.0 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ (Duffus, 2001), su número atómico es superior a 20 (Marrero *et al.*, 2010) y se denomina así a 65 elementos. Se considera que el principal peligro de los metales pesados en la salud humana radica en su capacidad para bioacumularse (Navarro *et al.*, 2007). Los metales pesados tienden a permanecer durante varios años en la cadena alimentaria (PNUMA, 2011).

Algunos metales pesados como: Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, V y Zn son requeridos en mínimas cantidades por los organismos; sin embargo, excesivas cantidades de esos elementos pueden ser dañinos para el organismo. Otros metales pesados como el plomo, cadmio y mercurio no son beneficiosos (Navarro *et al.*, 2007; Chibuike *et al.*, 2014).

La siguiente es la ecuación que resulta a partir de todas las interacciones del metal pesado.

$$M_{\text{total}} = M_p + M_a + M_f + M_{\text{ag}} + M_{\text{ow}} + M_{\text{ip}} - M_{\text{cr}} + M_l,$$

M_{total} es resultado total de las diferentes fuente de metales pesados, donde “ M ” es el metal pesado, “ p ” es el material parental, “ a ” es depósitos atmosféricos, “ f ” fuentes de fertilizantes, “ ag ” fuente de agroquímicos, “ ow ” fuente de desechos orgánicos, “ ip ” fuente de contaminantes orgánicos, “ cr ” removido por cultivos, and “ l ” es perdido por lixiviación y volatilización (Wuana *et al.*, 2011).

2.2.1 Efecto de los metales pesados en el suelo

La contaminación altera las características originales del suelo. Por ello el monitoreo de las propiedades microbiológicas y bioquímicas de los suelos se pueden usar para evaluar la intensidad de contaminación con mayor rapidez en obtención de resultados (Nannipieri, 1997).

En el suelo los metales existen como entidades separadas o en combinación con otros componentes del suelo. Estos componentes pueden incluir iones intercambiables sorbidos sobre las superficies de sólidos inorgánicos, iones no intercambiables y compuestos metálicos inorgánicos insolubles tales como carbonatos y fosfatos, compuestos metálicos solubles o iones metálicos libres en la solución del suelo, complejo metálicos de materiales orgánicos y metales unidos a minerales como silicatos. Los metales pesados unidos a minerales silicatados son menos peligrosos en comparación con metales pesados presentes como entidades libres. Además, la productividad del suelo se pierde debido a la presencia de los metales pesado (Cepeda, 2003).

Los contaminantes se pueden encontrar como adsorbidos, absorbidos, partículas, como capas líquidas, disueltos en el agua intersticial de los poros, o como fases sólidas en los poros (Galán y Romero, 2008; Navarro *et al.*, 2007).

Los metales pesados afectan indirectamente los procesos enzimáticos del suelo (Shun-hong *et al.*, 2009) ya que exhiben efectos tóxicos a corto plazo sobre la biota del suelo al afectar los procesos, disminuir el número y la actividad de los microorganismos del suelo. El cadmio es el más tóxico para las enzimas debido a su mayor movilidad y menor afinidad por los coloides del suelo. El cobre inhibe la actividad de la β -glucosidasa. El plomo disminuye la actividad de la ureasa, catalasa, invertasa y fosfatasa ácida en el suelo de forma significativa (Karaca *et al.*, 2010).

El metal pesado a largo plazo aumenta la tolerancia de la comunidad bacteriana. Así como la tolerancia del HMA, que pueden desempeñar un papel en la restauración de los ecosistemas contaminados (Mora *et al.*, 2005).

2.2.2 Movilización de metales pesados en el suelo

Existen ciertos aspectos que van a determinar si el metal pesado se moviliza en la solución suelo o si queda retenido.

Textura: La arcilla tiene cargas que adsorben a los metales pesados en su exterior. El área superficial del tipo arcilla va a influir en el número de cargas disponibles como se menciona en el Cuadro 1. En cambio, la arena carece de cargas por ende puede haber lixiviación de los metales. En el caso de las arcillas, la adsorción del metal va a depender de la superficie específica y la descompensación eléctrica.

Cuadro 1: Superficie específica para tres arcillas minerales

Arcillas minerales	Superficie específica (m ² ·g ⁻¹)
Ilita	65-100
Goethita	40-80
Montmorillonita	700-800

FUENTE: Bourg (1995)

pH del suelo: La biodisponibilidad del metal pesado se debe principalmente al pH. En el cuadro 2, se menciona que la movilidad del plomo en el suelo aumenta cuando el pH del suelo es ácido. Cuando el pH aumenta trae consigo la precipitación como carbonatos, hidróxidos insolubles y complejos orgánicos (Basta y Tabatabai, 1992; Alloway, 1995), con excepción del molibdeno, el selenio y el arsénico. Además afecta el intercambio iónico, la adsorción, solubilidad (Kabata-Pendias, 2000; Reichman, 2002) y define la entrada del metal pesado por las raíces de las plantas. La liberación de hidrógenos, en suelos ácidos, genera competencia con cationes por los sitios de intercambio (Alloway, 1995), por lo tanto la competencia pone en solución suelo a los metales pesados.

Cuadro 2: Comportamiento de metales pesados y pH del suelo

Asociaciones geoquímicas en suelos	Prácticamente inmóviles	Moderadamente móviles	Fácilmente móviles
Ácido (pH < 5.5)	Mo	Pb ⁺² , Cr, Ni, As, Co	Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Hg
Neutro o débilmente ácido (pH 5.5 -7,5)	Pb	Sr, Ba, Cu, Cd, Cr, Co	Zn, V ⁺⁵ , As ⁺⁵
Alcalino o fuertemente alcalino (pH 7.5-9.5)	Pb, Ba, Co	Zn, Ag, Sr, Cu, Cd	Mo ⁺⁶ , V ⁺⁵ , As ⁺⁵

FUENTE: Felipo (1992)

Contenido de materia orgánica: La materia orgánica reacciona con el metal pesado formando complejos de cambio o quelatos. Yi *et al.* (2007), demostró que la materia orgánica y el óxido férrico hidratado disminuyen la disponibilidad de metales pesados a través de la inmovilización.

Los grupos funcionales presentes en la materia orgánica: grupo hidroxilo, grupo carboxilo, grupo tiol, adsorben los iones metálicos resultando un complejo estable (González, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 2000; Reichman, 2002). Estos complejos no se encuentran disponibles para las plantas por lo tanto disminuye su biodisponibilidad (Alloway, 1995). Cuando el porcentaje de materia orgánica es alto en un suelo la capacidad de intercambio catiónico también es elevada por ende disminuye la disponibilidad en solución del metal pesado.

Contenido y tipo de arcilla: Específicamente las arcillas tienen cargas negativas que van a determinar la capacidad de intercambio catiónico, con ello las cargas de los metales pesados disminuyen su solubilidad ya que interaccionan con la arcilla (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). Dependiendo de la arcilla varía la retención de los cationes por ejemplo, las arcillas montmorrilloníticas, esmectitas y vermiculitas tienen la mayor capacidad de retención para cobre y cadmio; y las kandíticas e illitas presentan la menor capacidad de retención (González, 1995). Complementariamente, cuando la arcilla tiene mayor tamaño y menor carga, la retención del metal es mínima.

Potencial redox: Ante condiciones de reducción, es decir bajos niveles de aire, alta compactación e inundación; aumenta la biodisponibilidad de cadmio, cobre, cromo, zinc y manganeso (Kabata-Pendias y Pendias, 2000; Reichman, 2002).

Temperatura: A mayor temperatura la tasa de absorción del metal pesado aumenta porque hay mayor velocidad de reacciones y mayor solubilidad.

Presencia de cationes y aniones en la solución suelo. El sodio, el potasio y principalmente el calcio compiten con el plomo, cadmio y cobre (Pierangeli *et al.*, 2001). Para tomar un lugar en la carga negativa (Silva, 2004). Los aniones cloruro y sulfato pueden formar compuestos con el plomo, zinc, cadmio, cobre y mercurio.

El pH de la rizósfera disminuye, debido a la actividad de las raíces afectando la biodisponibilidad. Cuando la raíz exuda se solubilizan algunos metales y se facilita la absorción (Krishnamurti *et al.*, 1997), también los exudados pueden movilizar metales adsorbidos a la solución suelo (Krishnamurti *et al.*, 1997).

2.3 Plomo

El plomo está naturalmente en la corteza terrestre en una cantidad promedio de 16 mg/kg forma parte del mineral conocido como galena (sulfuro de plomo) (Valdés y Cabrera, 1999), el mineral se expone a 650 °C donde el sulfuro se elimina a manera de dióxido de azufre para obtener plomo (Ubillus, 2003). También forma parte de minerales como la anglesita (PbSO₄) y la curosita (PbCO₃).

El plomo metálico es resistente a la corrosión (resiste la acción del aire o del agua). Tiende a ser muy útil en aleaciones (ATSDR, 2007). En América Latina los más importantes productores son Perú y México. En nuestro país existen yacimientos de plomo, en especial en la zona central Pasco, Junín y Huancavelica, los minerales se exportan como tal o son procesados (Ubillus, 2003). El plomo también se obtiene como subproducto de la refinación de cobre, zinc y cadmio; habiéndose incrementado el riesgo de exposición y daños en la salud de las poblaciones cercanas a las fundiciones (Corey y Galvao, 1989).

El plomo en el ambiente como contaminante está en forma elemental ya sea con valencia 2 y valencia 4 (OPS, 1987); podemos encontrarlo principalmente como plomo divalente (Pb²⁺) este es oxidado a plomo tetravalente (Pb⁴⁺) solo bajo fuertes condiciones de oxidación (Eisler, 1988), de los cuales en estado divalente Pb²⁺ es el más común y reactivo, que proviene de varias fuentes industriales y mineros, formando complejo de

cierta estabilidad con nitratos, cloruros y cianuros, y menos estables con ácidos. Cuando forma complejos con ligandos orgánicos (OPS, 1987) o inorgánicos (cloruro, carbonato, sulfato, fosfato), se forman compuestos poco solubles (Schnoor.1997; CIAT, 1976).

2.3.1 Fuentes de contaminación de plomo en el Perú.

La dependencia del plomo es un problema muy grave como materia prima para varias industrias, como también parte de un importante mineral extraído por las mineras. Además durante muchos años se usó como aditivo de la gasolina.

El plomo todavía se usa en muchos países en desarrollo (ATSDR, 2007). Está en la atmósfera como material suspendido, aguas residuales no tratadas que llegan a los ríos llegando de la industria y la actividad minera; mientras los desechos contaminan aguas subterráneas. Asimismo los metales tóxicos en el ambiente contaminan el suelo y se acumulan en plantas, animales y hombre (Cantú *et al.*, 2001)

La empresa más representativa con respecto a la explotación de plomo en Perú; es Volcán Compañía Minera S.A.A. (ruc 20383045267) en la zona de Pasco y Junín. Los países a los cuales se exporta este plomo son Corea del Sur, China y Canadá. El precio FOB de las exportaciones en el año 2014 fue 267 018 050 dólares, con un peso neto de 189 395 758 kg (ADEX data trade, 2014).

La pasividad de las autoridades permite el avance de la contaminación no sólo a nivel del aire sino a cuerpos de agua. En el trayecto del río Rímac se han identificado múltiples fuentes de contaminación (Comunicación personal con Orellana, 2015). Además la contaminación de mares con plomo se relaciona con actividades del hombre. En 1999 la Oroya antigua contenía en el aire plomo en la concentración de 19.2 a 27.5 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Corey y Galvao, 1989).

Cuadro 3: Fuentes de contaminantes en el río Rímac

Fuentes de contaminación	Total identificado
Vertimientos de aguas residuales industriales	28
Vertimiento de aguas residuales de pasivos ambientales	10
Vertimiento de aguas residuales domésticas	39
Vertimiento de aguas residuales de riego	4
Botaderos de residuos sólidos	91
Tuberías conectadas al río para vertimiento de aguas residuales domésticas. Régimen intermitente	488

FUENTE: ANA (2012)

2.3.2 Problemas de plomo en los parques de Lima

Agua

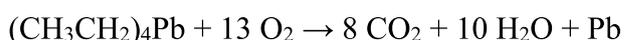
El 90 % de los parques de Lima son regados con aguas provenientes del río Rímac (ANA, 2012). El río Rimac se origina a 5500 msnm y desemboca en el océano Pacífico, siendo parte de la cuenca de las provincias de Lima y Huarochirí, en la cual abarca las subcuencas de Rímac alto, medio y bajo, y Santa Eulalia (MINAM, 2008). Además, también es la principal fuente de abastecimiento de agua para la población limeña a medida que sigue su trayecto, desde los 4830 msnm, se puede observar contaminantes principalmente aguas residuales industriales, aguas residuales domésticas, aguas residuales de pasivos ambientales, botaderos de desechos sólidos y conexiones de tuberías de uso doméstico (ANA, 2012).

En la zona alta, la actividad minera es intensa por la explotación de plomo, cobre, zinc, plata y oro. En la parte alta y media de la cuenca se ubican muchos establecimientos industriales. En la parte baja numerosas fábricas de productos químicos, textilerías, papeleras, materiales de construcción, bebida, entre otros. En el cuadro 3 se menciona la identificación de 28 vertimientos de aguas residuales industriales. Las zonas cerca de la ribera del río están ocupadas, con la instalación de chancherías, viviendas precarias, establos, entre otros. Estas actividades terminan deteriorando las aguas del río, ya que evacuan un gran volumen de vertimientos que desemboca en el río. A lo largo también encontramos actividad agrícola en zonas aledañas al río para producir verduras frescas, frutas, cereales y frutas (Drill *et al.*, 1979).

El riego y el plomo en la gasolina, pudieron haber contribuido a la acumulación de metales pesados en los parques por lo tanto se presenta la siguiente información. Los parques de los distritos de Pueblo Libre, San Isidro y Jesús María son regados mediante el canal Huatica. Este es el único canal que recibe sus aguas de la planta de tratamiento de la Atarjea y esta a su vez lo recibe del río Rímac (Comunicación personal con Fernandez, 2015). La compuerta principal está ubicada en el margen derecho del río Rimac en el distrito del Agustino (Comunicación personal con Orellana, 2015).

Las acciones sobre el Rio Rímac son controladas, supervisadas y fiscalizadas por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) creada el 3 de Marzo del 2008 (El Peruano, 2008). Ésta considera al Rio Rímac como un cuerpo natural de agua (El Peruano, 2010), se le da categoría 1-A2 (que abarca desde la cabecera del Rio Rímac hasta La Atarjea). Una vez al año la Autoridad Nacional del Agua (ANA) realiza monitoreos en puntos ya definidos para medir coliformes termotolerantes, sólidos suspendidos totales, fósforo total, aluminio total, arsénico total, cadmio total, hierro total, manganeso total y plomo total. A partir de los monitoreos se tiene que en la zona alta de la cuenca a lo largo de la quebrada Antaranra del Rio Rímac exactamente 100 m aguas abajo del efluente de la Volcán Compañía Minera S.A.A (4720 msnm) en Ticlio se encontró la concentración de plomo de $0.056 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (MINSa, 2011) (Autoridad nacional del agua ANA) (Comunicación personal con Agurto, 2016) en el cuadro 3 se identificaron 10 vertimientos de pasivos ambientales. Además en las dos bocatomas de la planta de tratamiento de agua potable de la Atarjea con concentraciones de plomo de 0.0759, 0.0812, 0.0762 y $0.0642 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ANA, 2012) respectivamente; superando el límite de concentración de plomo del $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (El Peruano, 2013).

Gasolina: El plomo era uno de los aditivos capaces de aumentar el octanaje, se define octanaje como la capacidad antidetonante de las gasolinas. Otro aditivo es el etanol, pero el plomo era más barato. Cuando el tetraetilo de plomo se quemaba liberaba plomo haciendo que se acumule en el motor. Para evitarlo se añadía otro aditivo de bromo o cloro que lo eliminaba hacia la atmósfera.



Más del 90 % de la contaminación ambiental producida es retenida en las partículas de suelo y cerca del 9 % es interceptada en los sedimentos acuáticos (Huang, 1999). La gasolina con plomo es liberada a la atmósfera y entra en contacto con el suelo superficial

siendo una manera de ingreso al medio terrestre (Manahan, 2007). En el cuadro 4 se mencionan los límites del contenido de plomo según su uso del suelo. Entre 1950 hasta el 2000 se incrementó exponencialmente el uso de gasolina con plomo mundialmente. Se calcula que en 1979 se liberaron aproximadamente 94.6 millones de kilogramos de plomo al aire en Estados Unidos. Desde 1989 se comenzó a restringir el uso de gasolina de plomo lo que trajo 2.2 millones de kilogramos de plomo al aire. Desde que la EPA (2000) (Environmental protection agency) prohibió el uso de gasolina con plomo para transporte por carretera el año 1996, la cantidad de plomo liberada al aire ha disminuido aún más (ATSDR, 2007). Oficialmente desde el 1 de enero de 2000, la Unión Europea, a través de la Directiva 98/70/CE, prohibió vender gasolina con plomo, aunque si algún país demuestra que esta prohibición le causa graves dificultades, puede obtener una moratoria. En Perú el decreto supremo No 019-98-MTC, artículo N°1 ordenó eliminar del mercado la oferta de Gasolina 95 RON con plomo, también reducir el límite máximo de contenido de plomo en la Gasolina 84 RON, del valor actual de concentración de plomo 1.16 a 0.84 mg·L⁻¹ (MTC, 1998). A pesar de ello en el Perú se usó gasolina con plomo hasta el 31 diciembre del 2004 (DIGESA *et al.*, 2006). En Europa, el pentacarbonilo de hierro actualmente es utilizado en lugar de tetraetilo de plomo. Otros dos aditivos usados en combustibles alternativos son el ferroceno y tricarbonilo metilciclopentadienil manganeso.

Se aplica a proyectos y actividades que se desarrollan en el territorio peruano; en consecuencia se genera un riesgo de contaminación del suelo en su emplazamiento y áreas de influencia. (El Peruano, 2013)

Cuadro 4. Concentración máxima permitida de plomo, según el uso del suelo

Usos del suelo	Concentración de plomo ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de suelo)
Suelo agrícola	70
Suelo residencial y suelo de parque	140
Suelo comercial y suelo industrial	1200

FUENTE: El Peruano (2013). Método de ensayo EPA 3050-B EPA 3051

2.3.3 Efecto del plomo en la salud

La inhalación de partículas de plomo con un tamaño entre 10 a 100 μm (Corey y Galvao, 1989) es la principal ruta de exposición ocupacional del plomo (CIAT, 1976), mientras que la ingestión oral es una forma primaria de exposición en la población general (ATSDR, 2007).

El plomo no tiene función biológica en el ser humano, sin embargo debido a su tamaño y carga eléctrica, puede sustituir al calcio. Tiene afinidad por los sitios de acción molecular del calcio, como se demuestra por la activación de la calmodulina, que comprende la capacidad del plomo para imitar al calcio y por su capacidad para unirse a grupos carboxilos.

Existen algunos factores que determinan si la exposición de plomo dañara la salud. Factores como la cantidad, duración y cómo se contactó con el plomo. También debe considerar las otras sustancias químicas a las que se está expuesto, sexo, edad, alimentación, características personales, estilo de vida y salud (ATSDR, 2007).

En los adultos, específicamente mujeres embarazadas que están bajo exposición donde el plomo absorbido por la madre embarazada es transportado por la sangre a diversos órganos y tejidos, principalmente se va situar en los huesos donde va estar el 90 % de la CCP (Cantidad corporal de plomo) (Ramírez, 2005) éste en el cuerpo se moviliza durante el embarazo (Sanin *et al.*, 1998), el plomo sanguíneo traspasa fácilmente la placenta (Goyer, 1990; Romero *et al.*, 1990) ocasionando perjuicios en el neonato, siendo el nivel de plomo en la sangre neonatal similar al materno (Goyer, 1990) durante la lactancia donde la madre se descalcifica, por lo tanto cuando la madre amamanta transfiere plomo al bebé (Gonzalez-Cossio *et al.*, 1997), siendo absorbido y acumulado en los huesos y otros tejidos en desarrollo (CIAT, 1976). Cabe resaltar que la vida media del plomo en los huesos es 20-27 años (OPS, 1987). La Oroya el nivel de plomo en la leche maternal fue $108.33 \mu\text{g} \cdot \text{dl}^{-1}$ de sangre (Paitan, 2006) siendo el nivel crítico establecidos por FAO/OMS (2000) y por el Codex Alimentario (2001) de $2.0 \mu\text{g} \cdot \text{dl}^{-1}$ de sangre.

Los niños menores a cinco años absorben y conducen el plomo hasta ocho veces más eficientemente que los adultos. En el cuerpo, el plomo toma el lugar del calcio, almacenándose en los huesos de los niños, donde puede permanecer durante décadas. Las condiciones que causan la liberación de calcio de los huesos (fractura, el embarazo, la pérdida ósea relacionada con la edad) también libera plomo almacenado en los huesos, lo que le permite alojarse en la sangre y órganos siendo parte de ellos durante la vida de la persona (Almazán *et al.*, 2006); incluso si los niveles son muy altos conlleva a la muerte (Duffus, 2001). Por cada 30 microgramos de plomo en nuestra sangre, nuestro coeficiente intelectual baja 10 puntos ante la habilidad para afrontar situaciones sociales. La contaminación por plomo como problema de salud pública, es un obstáculo oculto para el desarrollo socioeconómico de la población (Paitan, 2006).

Los niños pequeños tienden a ingerir más plomo que los adultos en un entorno determinado, principalmente debido a su comportamiento de llevarse la mano a la boca. (Witzling *et al.*, 2010). Cuando en niños se supera la concentración de $10 \mu\text{g}\cdot\text{dl}^{-1}$ de sangre va dañar considerablemente a la salud (Medline plus, 2015). Un pobre estado nutricional hace que haya mayor susceptibilidad a los efectos de la polución (Mahaffery, 1983), se sabe que la absorción gastrointestinal de plomo, en adultos es menor en comparación con el plomo ingerido en los lactantes.

El plomo tiene efectos tóxicos en muchos órganos, sistemas y procesos fisiológicos. Se calcula que el 95 % del plomo que ingresa al cuerpo se bioacumula en el tejido óseo, lo restante en el hígado y riñón. El plomo también inhibe la síntesis de hemoglobina con la consiguiente aparición de anemia (CIAT, 1976). Además, en los varones influye en el aparato reproductor, incluye reducción de la libido, y alteración en la producción de espermatozoides cuando las concentraciones de plomo en sangre son mayores a $30\text{-}40 \mu\text{g}\cdot\text{dl}^{-1}$ (Yucra *et al.*, 2008).

En el caso de otros seres vivos cuando se contaminan los suelos destinados a la agricultura, esos metales son absorbidos por las plantas y consecuentemente se acumulan en sus células (Trueby, 2003). En las zonas contaminadas los animales comen y beben de fuentes contaminadas, como así también se alimentan de las plantas acuáticas contaminadas con metales pesados, acumulan tal cantidad de metales en su carne y leche, que se transfieren a sus crías por la lactancia (Habashi, 1992). Posteriormente los humanos consumen los derivados, y ello resultará en varios desórdenes bioquímicos. En

resumen, todos los organismos vivos dentro de un determinado ecosistema son contaminados en distinta forma a lo largo de la cadena alimentaria (Duruibe *et al.*, 2007).

2.4 Fitorremediación

Ante la problemática del ambiente, una opción es la fitorremediación. Ésta vertiente surge en Estados Unidos, Reino Unido, Canadá, Países Bajos (Meuser, 2013).

Gracias a la fitorremediación, muchos sitios abandonados y donde alguna vez se ubicaron industrias, depósitos, vertederos, cuarteles militares (Meuser, 2013) y espacios agrícolas, han sido restaurados llevando a cabo la limpieza y reutilización de estos sitios contaminados haciéndolo candidatos para el desarrollo urbano (Lorber *et al.*, 2004).

La fitorremediación se puede llevar a cabo *ex situ* o *in situ* posteriormente hay una interacción entre organismos y los métodos de entrada del metal a la planta (Delgadillo *et al.*, 2011). Además, es una buena opción ya que además de su complejidad utiliza plantas para reducir transformar, remover, volatilizar, estabilizar contaminantes, mineralizar y degradar (Delgadillo *et al.*, 2011). La fitorremediación tiene un bajo costo comparado con otras técnicas de remediación como se menciona en el cuadro 5 (Schoor, 1997), es eficiente para contaminantes orgánicos como inorgánicos, se lleva a cabo en largos períodos de tiempo como se menciona en el cuadro 6, mejora las propiedades físico-químicas del suelo, es aceptada por el público ya que es estéticamente agradable. Además es factible repetir el proceso hasta manejar valor dentro del límite (Whitacre, 2008).

En plantas que no se consideran fitorremediadoras los efectos tóxicos directos causados por la alta concentración de metal incluyen la inhibición de las enzimas citoplasmáticas y el daño a las estructuras celulares debido al estrés oxidativo (Assche *et al.*, 1990) (Jadia *et al.*, 2009). Un ejemplo de efecto tóxico indirecto es la sustitución de nutrientes esenciales en sitios de intercambio catiónico de plantas (Taiz *et al.*, 2002).

Cuadro 5: Costos de remediación según tipo de tratamiento

Tipo de tratamiento	Intervalo de costos. USD·t⁻¹
Fitorremediación	10-35
Bioremediación in situ	50-150
Venteo de suelo	20-220
Térmico indirecto	120-300
Lavado de suelo	80-200
Solidificación / estabilización	240-340
Extracción por solventes	360-440
Incineración	200-1500

FUENTE: Schnoor (1997)

La fitoestabilización, que es una de varias tecnologías agrupadas bajo el concepto de fitorremediación, consiste en usar plantas específicas que toleran altas cantidades de metales, denominadas metalófitas excluyentes, para lograr la estabilización química, física y biológica de los relaves, en el marco conceptual de la rehabilitación ecológica (Ginocchio *et al.*, 2009). El medio donde se encuentra el contaminante es el suelo, normalmente se usa para contaminantes como: plomo, cadmio, zinc, cobre y cromo. Elementos radioactivos como selenio y uranio (Schnoor, 1997).

La rizodegradación y fitodegradación, degrada el contaminante por la acción de microorganismos rizosféricos. Se usa para lugares donde se descarga agua residual, para tratar contaminantes orgánicos, metales pesados y radionucleótidos.

La fitorestauración está referida a la reforestación de áreas contaminadas con especies resistentes de rápido crecimiento, que previenen la migración de partículas contaminantes y la erosión de los suelos.

La fitovolatilización conduce a pérdidas gaseosas de los contaminantes después de metabolismo en el tejido de la planta.

2.4.1 Fitoextracción

Se consideran tres fases en la fitoextracción:

Fase I: Se selecciona una planta con crecimiento intensivo (> 3 toneladas de materia seca·ha⁻¹ año), que además acumule diez veces más, que el suelo, del metal pesado dentro de ésta. Por ejemplo, si el suelo tiene una concentración de 500 mg·kg⁻¹ de plomo, entonces la concentración en la planta debe ser 5000 mg·kg⁻¹ en masa seca (Schnoor, 1997). Se considera que en plantas no hiperacumuladoras la concentración de plomo es 5-10 mg·kg⁻¹ de plomo (peso seco) (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). La raíz es la principal entrada de los metales pesados a la planta. Hasta allí los metales pesados pueden llegar, fundamentalmente, por un proceso de difusión en el medio, mediante un flujo masivo y por intercambio catiónico (Fernandez *et al.*, 2008).

La raíz posee cargas negativas en sus células, debido en gran medida a la presencia de grupos carboxilo del ácido péctico. Las cargas negativas de estas células de la rizodermis interaccionan con las positivas de los metales pesados presentes en el suelo, creando un equilibrio dinámico que facilita la entrada hacia el interior celular. De esta forma, los cationes entran por la pared celular, que además es hidrofílica, lo que facilita el transporte iónico (Navarro *et al.*, 2007).

Cuando las cargas positivas del metal pesado se encuentran con las cargas negativas de la pared de la célula se moviliza el metal vía del apoplasto y en parte por la simplástica (Gimenez, 1991). No obstante, el flujo de plomo al interior se puede ver interferido ya que puede quedar retenido en la pared celular por la estructura de celulosa y lignina. Los contaminantes tratados con éste método son: plomo, cadmio, zinc, cobre, níquel y selenio, con adición de EDTA (Ácido etilendiaminotetraacético) se aumenta la disponibilidad del plomo.

Fase II. Cuando el plomo se encuentra dentro de la planta se une a unos quelantes como el ácido oxálico, málico y cítrico; y péptidos como las metaloproteínas y fitoquelatinas (Delgadillo *et al.*, 2011).

Fase III: Involucra la detoxificación y compartimentalización, donde la fitoquelatina unida al metal pesado se almacena en la vacuola.

Fase IV: Se corta e incinera (10 % ceniza) a planta en un vertedero especial.

Cuadro 6: Comparación de técnicas de tratamientos de remediación

Técnicas de tratamientos	Costo (USD·ha⁻¹)	Tiempo requerido (meses)	Gastos adicionales	Problemas de seguridad
Relleno sanitario	100-400	6-9	Monitoreo a largo plazo.	Lixiviados
Solidificación	90-200	6-9	Transporte, excavación y monitoreo a largo plazo.	Lixiviados
Extracción química	250-500	8-12	Reciclaje de sustancias químicas	Disposición de residuos
Fitoextracción	15-40	18-60	Tiempo, confinamiento del lugar e incineración.	Disposición de residuos

FUENTE: Schnoor (1997)

2.5 Plantas hiperacumuladores de metales pesados

Las plantas que tienen la capacidad de acumular cantidades elevadas de metales en comparación con otras plantas se denominan plantas hiperacumuladoras. Estas se seleccionan se plantan en un sitio con metales presentes y otras condiciones del sitio (EPA, 1999). Esas plantas son seleccionadas naturalmente por su alta tolerancia a un determinado metal (hipertolerancia).

Esto podría ser el resultado de la exclusión de estos metales de las plantas o de la compartimentación de estos iones metálicos; es decir, los metales se retienen en los compartimentos vacuolares o en las paredes celulares y por lo tanto no tienen acceso a sitios celulares donde tienen lugar funciones vitales tales como la respiración y la división celular (Garbisu *et al.*, 2003; Chaney *et al.*, 1997).

Se han identificado alrededor de 415 especies de plantas hiperacumuladoras distribuidas en 45 familias botánicas con capacidad para acumular selectivamente alguna sustancia.

Los hiperacumuladores son especies capaces de acumular metales a niveles de 100 veces más que aquellas plantas típicamente no acumuladoras comunes. Un hiperacumulador concentrará más de 10 mg·kg⁻¹ Hg; 100 mg·kg⁻¹ Cd; 1000 mg·kg⁻¹ Co, Cr, Cu, y Pb; 10 000 mg·kg⁻¹ Zn y Ni (Kidd *et al.*, 2007). Hay especies muy especializadas que puede

acumular cantidades muy altas de plomo, cadmio, zinc y níquel, se calcula aproximadamente 2 % de la materia seca.

Los órganos de la planta acumulan en diferente cantidad el plomo. Normalmente, la raíz es el órgano prioritario de entrada y acumulación. En muchas especies se ha comprobado una fina compartimentación subcelular, especialmente en vacuola y pared celular (Marrero *et al.*, 2012)

2.5.1 Girasol

Pertenece a la familia de las Asteráceas, es una planta hiperacumuladora de plomo con antecedentes en grandes proyectos de remediación a nivel mundial como se menciona en el cuadro 7, incorpora más de 1000 mg·kg⁻¹ de plomo y toleran altos niveles de metales pesados a comparación con otros grupos taxonómicos. Se caracteriza por producir alta cantidad de biomasa y un extenso sistema de raíces que pueden captar entre el 10 a 25 (Gutiérrez *et al.*, 2011), además tiene la capacidad de crecer en suelos altamente contaminados por metales pesados; poder extraerlos y acumularlos dentro de sus partes (Davies *et al.*, 2000). La época de la siembra es a fines de primavera para el Perú. Esta especie absorbe metales pesados en grandes cantidades, especialmente en raíces, por lo que se considera una planta hiperacumuladora para cadmio, zinc, plomo y elementos radiactivos (Davies *et al.*, 2000), no obstante tiene una baja tolerancia al cromo comparado con otras plantas acumuladoras (Christie *et al.*, 2004).

Cuadro 7: Antecedentes mundiales del uso de *Helianthus annuus* en fitorremediación

Localización	Aplicación	Plantas	Contaminantes	Función
Chernobyl, Ucrania	Rizofiltración, estanque cercano a desastre nuclear	Girasol,	137Cs, 90Sr	Reducción a un 90 % en dos semanas.
Ashtabula, Ohio	Rizofiltración, residuos en la producción de energía.	Girasol	U	95 % de remoción
Rocky flats, colorado (1997)	Rizofiltración, lixiviados de un relleno sanitario.	Girasol y mostaza (<i>Brassica juncea</i>)	U y nitratos	Programa de limpieza
Trujillo, Perú (2012)	Fitoextracción	Girasol	Plomo	Tolerar 500 mg·L ⁻¹ de plomo
México DF (2013)	Fitoextracción	Girasol	Plomo	Interacción con el HMA

2.6 Hongo micorrízico arbuscular

Las raíces de la mayoría de plantas se caracterizan porque en su entorno (rizósfera), el suelo tiene una alta actividad de organismos. Existen organismos especializados llamados hongo micorrízico arbuscular que parasitan las raíces y las utilizan como fuente para obtener nutrientes, sin embargo la planta también recibe beneficios de ésta interacción, generando una simbiosis del HMA-planta. Los efectos de la interacción se pueden apreciar en el desarrollo, sanidad, tolerancia y acumulación de metales pesados en suelos perturbados (Carreón *et al.*, 2016).

Hay algunas actividades como la adición de fertilizantes, aplicación de insecticidas, etc; que van a determinar la supervivencia del HMA (Gianianazzi, 1994). El HMA juega un papel fundamental en la absorción de fósforo en la planta dada la poca movilidad del elemento, entre 95-99 % del fósforo del suelo no está disponible (Osonubi *et al.*, 1991). La colonización del hongo está relacionada con la cantidad de fósforo en la solución suelo, cuando hay un bajo nivel de fósforo habrá un bajo nivel de fosfolípidos en la membrana vegetal, que produce una mayor cantidad de exudados de la raíz, lo cual estimula una mayor colonización. La aplicación de fósforo interfiere en el establecimiento de la simbiosis planta-hongo micorrízico arbuscular (Hayman, 1987).

Ventajas para la planta:

- Incrementa el área de absorción de la raíz hasta en 100 veces (Smith y Read, 1997).
- Incrementa tolerancia a metales pesados y tolerancias a patógenos (Smith y Read, 1997). El género *Glomus* inoculado en almacigo es capaz de suprimir el ataque de *Fusarium*, *Phytophthora*, el nematodo del género *Meloidogyne* y bacterias como *Pseudomonas* (Alarcón *et al.*, 2004).
- Incrementa significativamente la absorción de metales pesados como el plomo y cadmio (Ortiz *et al.*, 2009).

2.6.1 Infección

La espora del tipo asexual germina ante la presencia de células epidermales de raíces jóvenes (Smith y Read, 1997), una vez germinada la hifa en contacto con los pelos radiculares de la planta genera un apresorio, éste ayuda a desarrollar el micelio intrarradical entre las células internas de la planta y la capa epidérmica de la raíz.

La hifa produce los arbuscúlos mediante la penetración generando en la planta invaginaciones en el plasmalema (Friberg, 2001). En las células donde se forman los arbuscúlos el almidón desaparece y los núcleos duplican su tamaño (Gerdemann, 1968), posteriormente aumenta la actividad metabólica. Los arbuscúlos liberan carbono de la planta generando en el suelo una extensa red de hifas. El micelio externo se encarga de transportar agua y nutrientes al interior.

Las vesículas funcionan como órganos de alimentación y almacenamiento; además pueden formar clamidosporas asumiendo una función reproductiva (Gerdemann, 1968).

2.6.2 Interacción del HMA con metales pesados

El cobre, hierro, manganeso, zinc y níquel; son necesarios en pequeñas concentraciones para el funcionamiento de enzimas. El cadmio, plomo y mercurio son no esenciales, éstos pueden entrar por difusión pasiva, pero también mediante transportadores de baja afinidad. El plomo es retenido principalmente en las raíces, bioacumulándose especialmente cuando existe relación simbiótica con hongo micorrízico arbuscular (Vogél-Mikūs *et al.*, 2006).

La captación de metales pesados se debe a la presencia del HMA (Joner y Leyval, 1997). En suelos contaminados por metales pesados la simbiosis del HMA-planta tiende a ser más beneficiosa ya que aumenta su tolerancia y porcentaje de supervivencia. Los metales pesados que alcanzan el interior de las raíces son depositados en el tejido del parénquima, donde la mayoría de las estructuras del hongo (vesículas, arbuscúlos e hifas intrarradicales) se encuentran alojadas (Arriagada *et al.*, 2010; Gaur y Adholeya, 2004); mencionan que los metales pesados también son almacenados en las raíces de las plantas. Jamal *et al.*, (2002), resalta la importancia del HMA para acumular metales.

La hifa fúngica absorbe los metales pesados transportándolos hacia la parte aérea, comprendido como fitoextracción, los metales pesados son removidos cuando se cosecha la planta. La eficiencia depende de la biomasa de la planta y de su tolerancia al metal. Joner y

Leyval (1997), indican que existe mayor captación de metales pesados debido al HMA. La estructura llamada vesículas, ensanchamiento terminal de hifa, sirve como compartimiento de metales pesados en el HMA (Sylvia *et al.*, 2005).

El HMA también contribuye a la fitoestabilización fuera de la rizósfera mediante compuestos secretados: precipitación de gránulos de polifosfato en el suelo, adsorción de las paredes celulares y quelación de metales dentro del hongo (Gaur y Adholeya, 2004), mientras que si el metal pesado es inmovilizado en el suelo estamos hablando de fitoestabilización. El trinomio planta, hongo y metal pesado va ser el indicador para la eficiencia del HMA en el proceso fitorremediador (Gaur y Adholeya, 2004).

III.MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Métodos

3.1.1 Procedimiento de muestreo de los suelos

Las muestras de los suelos fueron recolectadas de los parques El Olivar, Colmenares y Campo de Marte. El procedimiento fue llevado a cabo bajo el marco del decreto supremo N°002-2013 del MINAM, basado en los estándares de calidad ambiental.

- Como materiales fueron usados; una pala marcada a 30 cm, ya que MINAM (2014) establece tal medida como profundidad máxima alcanzable en niños en parques, y las bolsas para almacenar las muestras.
- Se establecieron los puntos de muestreo, posteriormente fue introducida la pala hasta los 30 cm. Fueron eliminados los bordes laterales y superiores.
- Las submuestras fueron almacenadas y mezcladas.
- Las muestras representativas fueron obtenidas de una zona del parque.

3.1.2 Caracterización y análisis de los suelos

En los resultados del cuadro 8, las concentraciones de plomo superaron el límite permisible de en el suelo tal como se menciona el cuadro 4. El Campo de Marte presentó $223.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, El Olivar presentó $333.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ y Colmenares presentó $348.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

De los tres parques, el Campo de Marte presentó la mayor cantidad de materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico, comparado con los otros dos parques.

Cuadro 8: Caracterización de suelos usados en experimento

PARQUE	Plomo en suelo (mg·kg ⁻¹)	MO (%)	CIC (cmol _c ·kg ⁻¹)	P (mg·kg ⁻¹)	Calcio (cmol _c ·kg ⁻¹)
Campo de Marte	223.56	12.54	31.36	49.6	22.90
El Olivar	333.09	2.63	13.6	23.3	10.42
Colmenares	348.31	8.73	26.88	40.6	17.90

FUENTE: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

3.1.3 Coordinación con municipalidades

Las coordinaciones fueron hechas mediante cartas con las municipalidades de los distritos de Pueblo Libre, San Isidro y Jesús María (Anexo 12,13,14). La camioneta del laboratorio de suelos fue usada para transportar los 200 kg de suelo de cada parque. Se tiene referencia que en el muestreo de identificación en los parques Campo de Marte y Olivar se encontraron muestras contaminadas por Tello, comunicación personal, (2016).



Extensión: 23.75 ha

Coordenadas: 12°04'06"S 77°02'29"O

Fuente: Google Maps 01/02/2017

Figura N°1: Mapa localización del Campo de Marte.

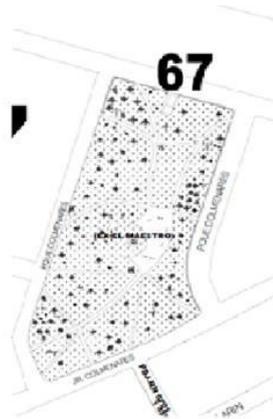


Extensión: 10 ha.

Coordenadas: 12°6'4"S 77°2'3"W

Fuente: Google Maps 01/12/15

Figura N°2: Mapa localización del parque el Olivar.



Extensión: 0.86 ha

Coordenadas: 12°4'46"S 77°4'8"W

Fuente: Municipalidad de Pueblo libre. 01/12/15

Figura N°3: Mapa localización del parque Colmenares,

3.1.4 Localización del experimento

La parte experimental de la tesis se llevó a cabo en el Laboratorio e Invernadero de Fertilidad de Suelos, en la Universidad Nacional Agraria La Molina, la cual está ubicada en Av. La Molina s/n, La Molina. Lima. Perú, con coordenadas latitud sur 12° 4' 24", longitud oeste 76° 56' 10", UTM 18L 0288166 8663907. Altitud 244 m.s.n.m. Durante los meses de enero a mayo del 2016 el clima presentó temperatura mínima de 19.1 °C, máxima de 28.2 °C y promedio de 23.7 °C (SENAMHI, 2016).



Figura N°4: Mapa de localización del sitio experimental

3.1.5 Procedimiento del experimento

Los tratamientos fueron establecidos (ver cuadro 9) a partir de los suelos de los parques, que presentaron diferentes características y concentraciones de plomo en sus suelos como se menciona en el cuadro 8; tres niveles de inoculación del hongo micorrízico arbuscular, que dependieron de la densidad específica de los suelos de cada parque; y dos concentraciones de plomo en el agua para el riego ($0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Como se aprecia en el cuadro 9, se hicieron tres repeticiones y el número total de tratamientos fue de 24.

Los materiales que fueron usados para la instalación se basaron en 72 macetas, 360 semillas de girasol (*Helianthus annuus* var. solita) y una bolsa de propágulos del HMA.

Cuadro 9: Tratamientos aplicados en el presente experimento

Parque	Inóculo de HMA aplicado (g·maceta ⁻¹)	Concentración de plomo (mg·kg ⁻¹ de suelo)
El Olivar	0	0
		250
	1.9	0
		250
	2.38	0
		250
Campo de Marte	2.85	0
		250
	0	0
		250
	1.05	0
		250
Colmenares	1.31	0
		250
	1.58	0
		250
	0	0
		250
1.15	0	
	250	
	1.44	0
		250
	1.725	0
		250

FUENTE: Elaboración propia

3.1.6 Materiales

Planta

Fueron usadas semillas de girasol (*Helianthus annuus* var. solita) por tener una alta capacidad extractiva, esta variedad es adecuada para usar en macetas. Según la guía de las semillas alcanzan 40 cm de tamaño y en 8 a 10 semanas están listas para cosechar.

Hongo micorrízico arbuscular

El hongo micorrízico arbuscular (*Glomus intraradices*) fue inoculado en diferentes niveles. Su poder infectivo es de 660 propágulos infectivos del hongo por gramo. En un gramo del HMA hay 150 esporas viables. En las diferentes dosis inoculadas en el parque Olivar, la cantidad de esporas viables fueron las siguientes: 0g, 1.9 g (285 esporas viables), 2.38 g (357 esporas viables) y 2.85 g (428 esporas viables). En las diferentes dosis inoculadas en el parque Campo de Marte, la cantidad de esporas viables fueron las siguientes: 0 g, 1.05 g (158 esporas viables), 1.31 g (197 esporas viables) y 1.58 g (237 esporas viables). En las diferentes dosis inoculadas en el parque Colmenares, la cantidad de esporas viables fueron las siguientes: 0g, 1.15 g (173 esporas viables), 1.44 g (216 esporas viables) y 1.58 g (236 esporas viables).

3.1.7 Riegos

Dependiendo el tratamiento mencionado en el cuadro 9, se fueron incrementados niveles de plomo en el suelo con acetato de plomo mediante cada riego. El riego se mantuvo a capacidad de campo. Fue pesado la cantidad de acetato de plomo conforme a cada tratamiento, se utilizó acetato de plomo marca Merck® con 99.5 % de pureza,

Cuadro 10: Cantidad de plomo añadido mediante riego por parque

Parques	Concentración de plomo ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de suelo)
Colmenares	9794.5
El Olivar	7740.9
Campo de Marte	11869.4

FUENTE: Elaboración propia

3.1.8 Fertilización

Fueron fraccionados los fertilizantes en dos momentos, la aplicación de nitrógeno usando como fuente la urea y el cloruro de potasio como fuente de potasio.

Cuadro 11: Fertilización efectuada en el experimento

Parques	Concentración de nitrógeno ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)		Concentración de potasio ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
	1º aplicación	2º aplicación	
Campo de Marte	100	100	150
Colmenares	100	100	150
Olivar	100	100	150

FUENTE: Elaboración propia

No se aplicó fósforo como se menciona en el cuadro 11. Ezawa *et al.* (2000) concluye que altos niveles de fertilización con fósforo inhibe la eficiencia del HMA.

3.1.9 Control de plagas

Las aplicaciones de insecticidas fueron efectuadas durante el ciclo del cultivo, vía foliar. La única plaga que se manifestó como problema fue mosca blanca.

A los 18 días

Dethomil 90 PS (I.A Methomyl) en dosis $0.2 \text{ kg} \cdot 200 \text{ L}^{-1}$.

A los 30 y 42 días

Clorpirifos (I.A Clorpirifos) en dosis $0.4 \text{ L} \cdot 200 \text{ L}^{-1}$.

3.1.10 Secado

Las plantas fueron secadas usando la estufa marca Venticell durante 48 horas a una temperatura de $70 \text{ }^\circ\text{C}$. Las cosechas de los girasoles fueron hechas en tres momentos, al día 49, 71 y 101.

3.1.11 Molienda

Las muestras secas fueron molidas en el molino de café marca Bosch modelo MKM6003.

3.1.12 Digestión de las muestras

Se realizó con el fin de determinar en cuál de las partes de las plantas existe una mayor concentración de plomo. Para analizar la concentración de plomo se utilizó el método de digestión húmeda con el ataque de la mezcla de los ácidos nítrico y perclórico. La muestra fue pesada hasta los 0.5 g de muestra seca molida, esta fue colocada en un matraz Erlenmeyer. Se le agregó la mezcla del ácido (proporción 1 Perclórico: 5 Nítrico) en una cantidad de 10 ml. Posteriormente el matraz se colocó en la plancha a una temperatura de 180 °C, mientras se prendió la campana extractora. La capacidad de la plancha es de 36 matraces, y el tiempo de digestión fue aproximadamente 8 horas. El matraz fue retirado de la plancha cuando terminó la digestión de la muestra, dentro de este fue agregado 15 ml de agua hervida para disolver las sales. La solución fue enrasada en una fiola con capacidad de 25 ml. Finalmente la solución se filtró, recibiendo en un envase plástico el líquido conteniendo al metal pesado.

Finalmente los envases fueron llevados al espectrofotómetro de absorción atómica para obtener las lecturas respectivas. Primero se colocó la lámpara de plomo, luego fueron usados los estándares de 0.5 mg·kg⁻¹, 1 mg·kg⁻¹ y 1.5 mg·kg⁻¹, con una longitud de onda utilizada de 283.3 nm, el slit de 0.7 y el combustible que se utiliza es de acetileno. Luego de hacer estos procedimientos se obtiene las lecturas.

3.2. Variables evaluadas

3.2.1 Acumulación de plomo en tejido

En esta investigación fue considerada como variable principal, la acumulación de plomo en tejido vegetal, ya que integra tanto el grado de absorción de metal por las plantas, así como el efecto negativo que las concentraciones excesivas del metal pueden tener sobre la producción de materia seca. Para el estudio de la variable, se realizaron tres cortes el día 49 (16 de marzo), día 71 (11 de abril) y día 101 (7 de mayo).

El día 49 (Primero corte)

El día 71 (Segundo corte)

El día 101 (Tercer corte)

3.2.2 Parámetros biométricos

Altura (cm)

Una wincha con medida máxima de 100 cm. En siete diferentes momentos se tomó el tamaño del girasol colocando la medida inicial desde el cuello de planta hasta el tope del girasol. Los momentos elegidos fueron 23 DDS (días después de la siembra), 28 DDS, 34 DDS, 50 DDS, 57 DDS, 78 DDS y 99 DDS.

Peso (gramos)

Se usó una balanza marca Sartorius modelo CP323-S. Se obtuvo el peso fresco y peso seco de las muestras dependiendo el número de cosecha va variar la parte de la planta pesada:

3.2.3. Procedimiento del análisis estadístico del experimento

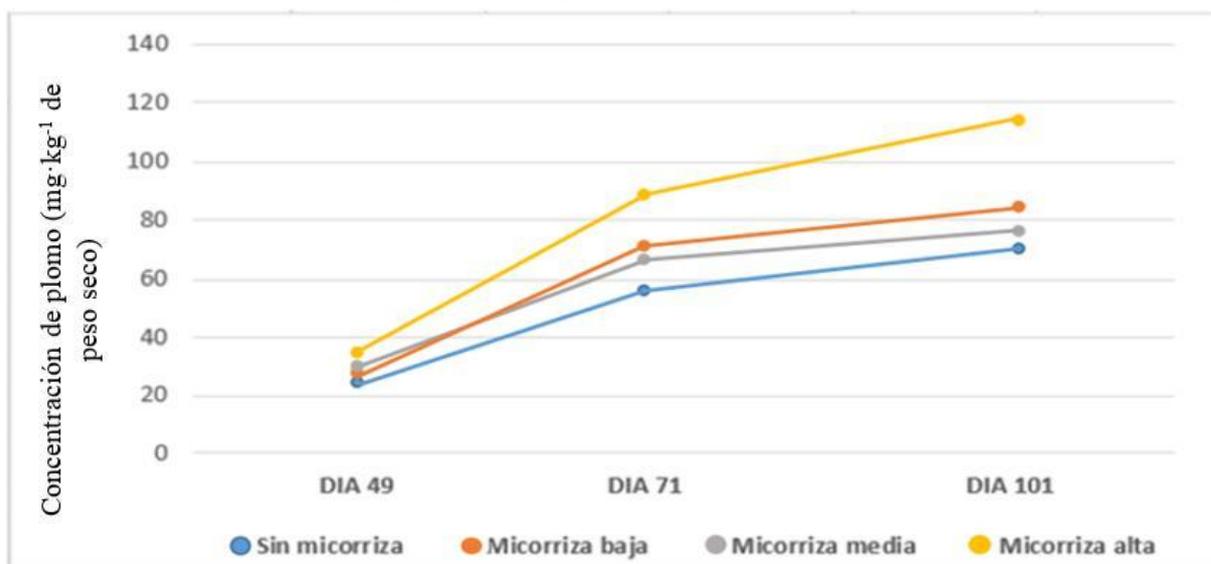
Para la evaluación de bioacumulación (plomo) del experimento se empleó un Diseño Completamente al Azar con arreglo factorial 2x4, donde el factor 1 correspondió a las calidades de agua de riego en estudio ($0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) y el factor 2 correspondió a las cuatro cantidades empleadas del HMA (nula, baja, media y alta). En las evaluaciones de bioacumulación de plomo se consideraron 3 repeticiones ($n=3$). Inicialmente se empleó la Prueba de Normalidad de Anderson Darling para corroborar la normalidad de los datos a analizarse. Posteriormente se realizó el Análisis de Varianza (ANOVA) y en casos donde se presentaron diferencias significativas, se aplicó una Prueba de Tukey para comparar medias. Los grados de libertad fueron establecidos como; un grado de libertad para el riego, tres grados de libertad para los niveles de inoculación del HMA y tres grados de libertad para la interacción. Todos los procedimientos estadísticos fueron analizados mediante el software Minitab 17 (Minitab 17 Statistical Software, 2010), empleando un valor $p<0.05$ para revelar diferencias significativas en la evaluación de bioacumulación de plomo. Se consideró que en caso el P-val sea mayor al α se acepta la hipótesis planteada; es decir, no existen diferencias significativas entre la interacción del *Glomus intraradices* con la calidad de agua de riego con respecto a la bioacumulación en el girasol (*Helianthus annuus* var.solita).; mientras que si el P-val es menor al α entonces se rechaza la H_p mencionada; es decir, si existen diferencias significativas entre la interacción del *Glomus intraradices* con la calidad de agua de riego con respecto a la bioacumulación en el girasol (*Helianthus annuus* var.solita).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Campo de Marte

4.1.1 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua libre de plomo

En el día 49, se observa en la figura 5, la curva de concentración de plomo en el girasol tiene un comportamiento similar entre el tratamiento sin inoculación del HMA y los tratamientos con diferentes niveles de inoculación, debido a la alta competencia entre los microorganismos nativos del suelo (porcentaje de materia orgánica en Campo de Marte es 12.5 %) y el hongo micorrízico arbuscular inoculado en tres diferentes niveles (*Glomus intraradices*) (Morton *et al.*, 1990). Menciona Hayman (1987), que realizando correcciones en el suelo con fertilizantes minerales y materia orgánica se interfiere con el proceso de asociación entre el hongo micorrízico y la planta, concuerda con lo dicho por el encargado del Campo de Marte, el ingeniero Francisco La Rosa, comunicación personal (2015) quien mencionó la realización de labores agronómicas con fines ornamentales en el parque Campo de Marte durante los últimos años. Finalmente del día 49 al 101, la concentración de plomo en el girasol es significativamente mayor cuando se



utilizó el HMA en un nivel alto de 237 esporas viables por maceta.

Figura 5: Efecto de la aplicación del hongo micorrízico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 0 ppm de Pb.



Figura 6: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71.

Campo de Marte.



Figura 7: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (C) Día 101. Campo de Marte.

Como se observa en la figura 7, en el presente experimento al día 101 se evidencia el daño causado por el plomo en las plantas dada la interferencia del plomo en el proceso fotosintético, por ello hasta el día 71 (figura 6B) se considera como el momento óptimo de cosecha por el incremento en la concentración de plomo en la planta y aumento del peso seco. Coincidiendo con Buendía *et al.* (2014) que hasta la etapa fenológica de floración los girasoles obtuvo mejor eficiencia fitorremediadora.

Según el cuadro 8, el parque Campo de Marte presentó una concentración de fósforo en el suelo de $49.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Las cargas negativas de los ácidos orgánicos interactúan con cationes, dejando en libertad los iones fosfato (Sánchez, 2003). Hayman (1987), menciona que la colonización de la micorriza está relacionada con la cantidad de fósforo en la solución suelo, cuando hay un menor nivel de fósforo en el suelo habrá un

bajo nivel de fosfolípidos en la membrana vegetal, que conduce a una mayor exudación radicular, lo cual estimula una mayor colonización del HMA.

La capacidad de intercambio catiónico, influyó en el tamaño de planta obtenido, en el Campo de Marte fue $31.36 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, Colmenares $26.88 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ y El Olivar $13.6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (ver cuadro 8); es decir los coloides del suelo del Campo de Marte tienen mayor disponibilidad de sitios particulares de adsorción, Alloway (1995), menciona la de los metales pesados en orden de afinidad por los sitios disponibles, plomo>cobre>zinc>cadmio. Silva, 2004 expone el principio de electro-neutralidad, donde las cargas negativas en la superficie del coloide son neutralizadas por una cantidad equivalente de cationes, liberando cationes como el calcio que promueven el crecimiento de la planta (ver figura 7).

4.1.2 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua con acetato de plomo

Las micorrizas arbusculares son las asociaciones más comunes, y se encuentran en casi el 90 % de los suelos existentes (Morton *et al.*, 1990). Menciona González-Chávez y Ferrera-Cerrato (1993), que la presencia de los hongos nativos, por su alta capacidad competitiva, del suelo han promovido un mejor desarrollo de las plantas a comparación de cepas que han sido aisladas de otros suelos. El ingeniero Francisco La Rosa, comunicación personal (2015) nos comunicó los constantes trabajos de mantenimiento en las áreas verdes del Campo de Marte, ello implicó constantes incorporaciones de materia orgánica (ver el cuadro 8), lo que permite que aumente la presencia de los microorganismos con alta capacidad competitiva que menciona Alarcón *et al.* (1999).

Debido a lo mencionado podemos observar en la figura 8 que la concentración de plomo en el girasol (*Helianthus annuus* var. *solita*) es similar, en el día 49 y el día 71, en los tratamientos sin micorriza comparado con los tratamientos con los niveles de inoculación de micorriza baja y micorriza media. Se concuerda con Dermibas (2001), que la concentración del plomo en la planta aumentó con respecto al tiempo y cuando es mayor el tiempo de contacto entre micelios del hongo con el plomo, mayor bioacumulación (Jorhem *et al.*, 1995).

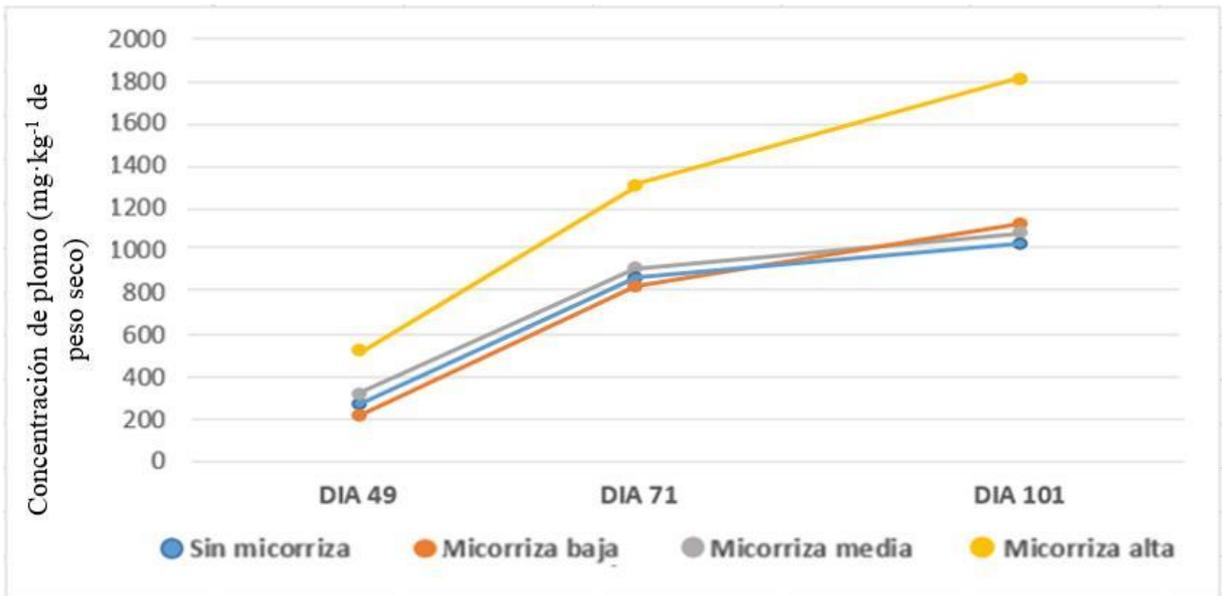


Figura 8: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 250 ppm de Pb.

En el tratamiento que fue inoculado el HMA en un nivel alto de 237 esporas viables por maceta, estadísticamente encontramos que el valor p es menor a 0.05, es decir hay diferencias significativas.



Figura 9: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. Campo de Marte.



Figura 10: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (C) Día 101. Campo de Marte.

Como se observa en la figura 10, en el presente experimento al día 101 se evidencia el daño causado por el plomo en las plantas dada la interferencia del plomo en el proceso fotosintético, por ello hasta el día 71 (figura 9B) se considera como el momento óptimo de cosecha por el incremento en la concentración de plomo en la planta y aumento del peso seco. Coincidiendo con Buendía *et al.* (2014), que hasta la etapa fenológica de floración los girasoles obtuvo mejor eficiencia fitorremediadora.

4.2 El Olivar

4.2.1 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua libre de plomo

Existe una marcada diferencia entre la concentración de plomo que se halló en el tejido del girasol entre los tratamientos, sin inoculación del HMA y con niveles diferentes de inoculación; debido a la baja competencia entre los microorganismos nativos del suelo y el hongo micorrízico arbuscular inoculado en tres diferentes niveles (Morton *et al.*, 1990), que permitió una mejor interacción. Según la figura 11, la concentración de plomo en el tejido vegetal es significativamente mayor cuando se utiliza HMA en nivel alto de 428 esporas viables por maceta.

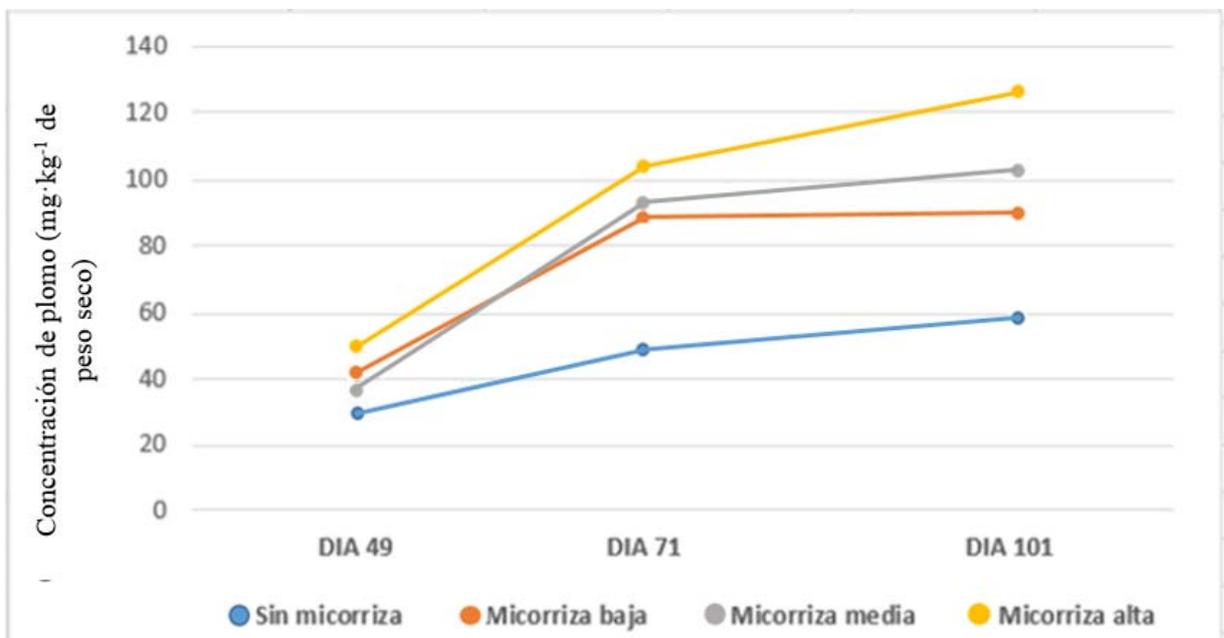


Figura 11: Efecto de la aplicación del hongo micorrízico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 0 ppm de Pb.

Como se observa en la figura 12, en el presente experimento al día 101 se evidencia el daño causado por el plomo en las plantas dada la interferencia del plomo en el proceso fotosintético, por ello hasta el día 71 (figura 12B) se considera como el momento óptimo de cosecha por el incremento en la concentración de plomo en la planta y aumento del peso seco. Coincidiendo con Buendía *et al.* (2014), que hasta la etapa fenológica de floración los girasoles obtuvo mejor eficiencia fitorremediadora.



Figura 12: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. El Olivar.



Figura 13: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (C) Día 101. El Olivar.

El Olivar presentó la concentración más baja de fósforo disponible en el suelo. Menciona Hayman (1987), que la colonización de la micorriza está relacionada con la cantidad de fósforo en la solución suelo, cuando hay un menor nivel de fósforo en el suelo habrá un bajo nivel de fosfolípidos en la membrana vegetal, que conduce a una mayor exudación radicular, lo cual estimula una mayor colonización del HMA.

4.2.2 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua con acetato de plomo

La concentración de plomo en el tejido vegetal aumenta principalmente hasta el día 71 (ver figura 14), se hace evidente la diferencia entre las curvas de tratamientos inoculados y los tratamientos no inoculados, debido a la baja competencia entre los microorganismos nativos del suelo y el hongo micorrízico arbuscular (*Glomus intraradices*), que fue inoculado en tres diferentes niveles (Morton *et al.*, 1990). En las cosechas del día 49, el día 71 y el día 101, en el tratamiento donde se inoculó el HMA en un nivel alto de 428 esporas viables por maceta, estadísticamente encontramos que el valor p es menor a 0.05, es decir hay existe diferencias significativas.

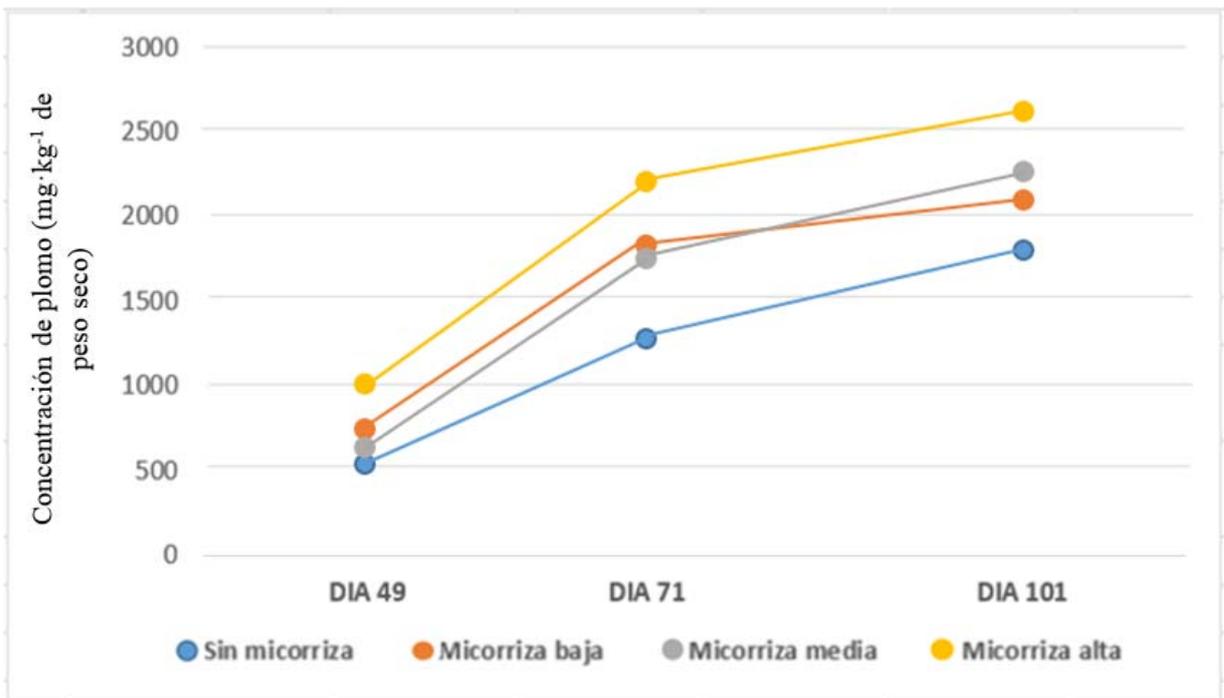


Figura 14: Efecto de la aplicación del hongo micorrízico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 250 ppm de Pb.

El mayor peso seco de la planta y mayor concentración de plomo se obtuvo del tratamiento donde se utilizó la dosis alta del HMA de 428 esporas viables por maceta coincidiendo con Chico *et al.* (2012).



Figura 15: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. El Olivar.



Figura 16: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (C) Día 101. El Olivar.

Al día 101 (tercera cosecha) del presente experimento, en la figura 16 se evidencia el daño causado por el plomo en las plantas dada la interferencia del metal pesado en el proceso fotosintético, Fue en la tercera cosecha que el peso seco y la concentración de plomo en la planta, no presentó mayores variaciones a comparación del día 71 (segunda cosecha).

4.3 Colmenares

4.3.1 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua libre de plomo

La concentración inicial de plomo en el girasol (*Helianthus annuus* var. *solita*) se muestra en la figura 17, que al día 49 tiene un comportamiento similar entre el tratamiento sin inoculación del HMA y los tratamientos con niveles de inoculación medio y bajo, debido a la alta competencia entre los microorganismos nativos del suelo (porcentaje de materia orgánica en Colmenares es 8.7 %) y el hongo micorrízico arbuscular inoculado (*Glomus intraradices*) (Morton *et al.*, 1990).

El parque Colmenares tiene una extensión de 0.86 ha. (Viteh, comunicación personal, 2015), debido a su pequeña extensión las aplicaciones de materia orgánica son frecuentes (Marcas, comunicación personal, 2015). Hayman (1987), menciona que con correcciones en el suelo con fertilizantes minerales y materia orgánica se adicionan microorganismos que compiten con el HMA.

En los tres momentos de cosecha, día 49, día 71 y día 101, en el tratamiento donde se inoculó el HMA en un nivel alto de 236 esporas viables por maceta, estadísticamente encontramos que el valor p es menor a 0.05, es decir el tratamiento presenta diferencias significativas.

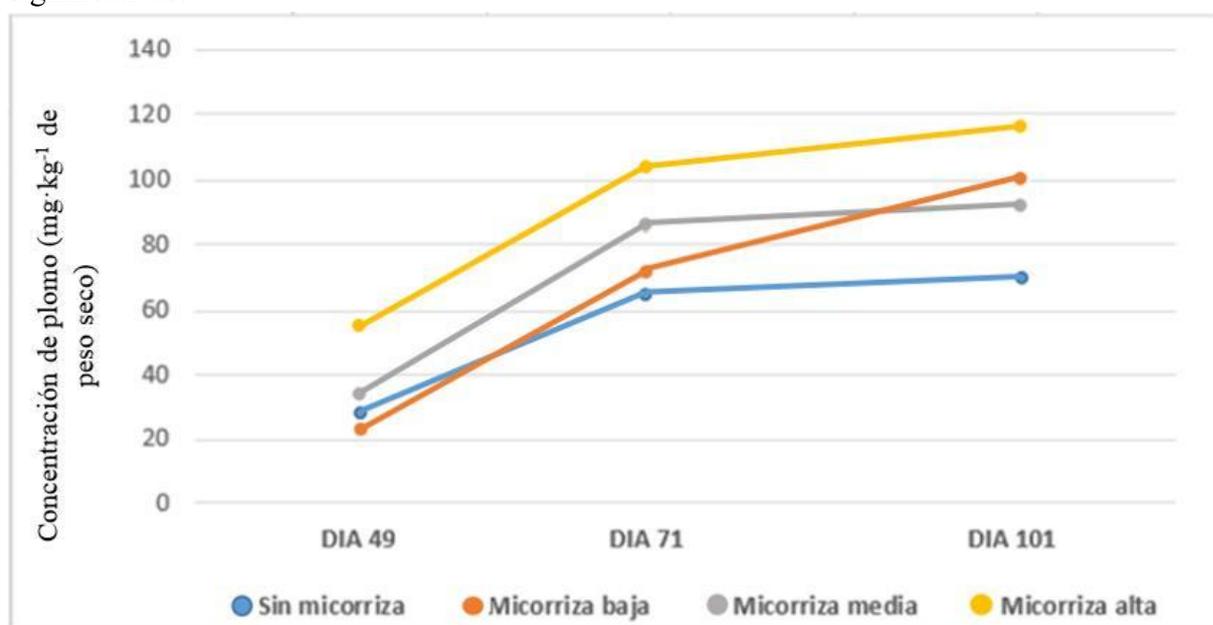


Figura 17: Efecto de la aplicación del hongo micorrízico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 0 ppm de Pb.



Figura 18: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. Colmenares.



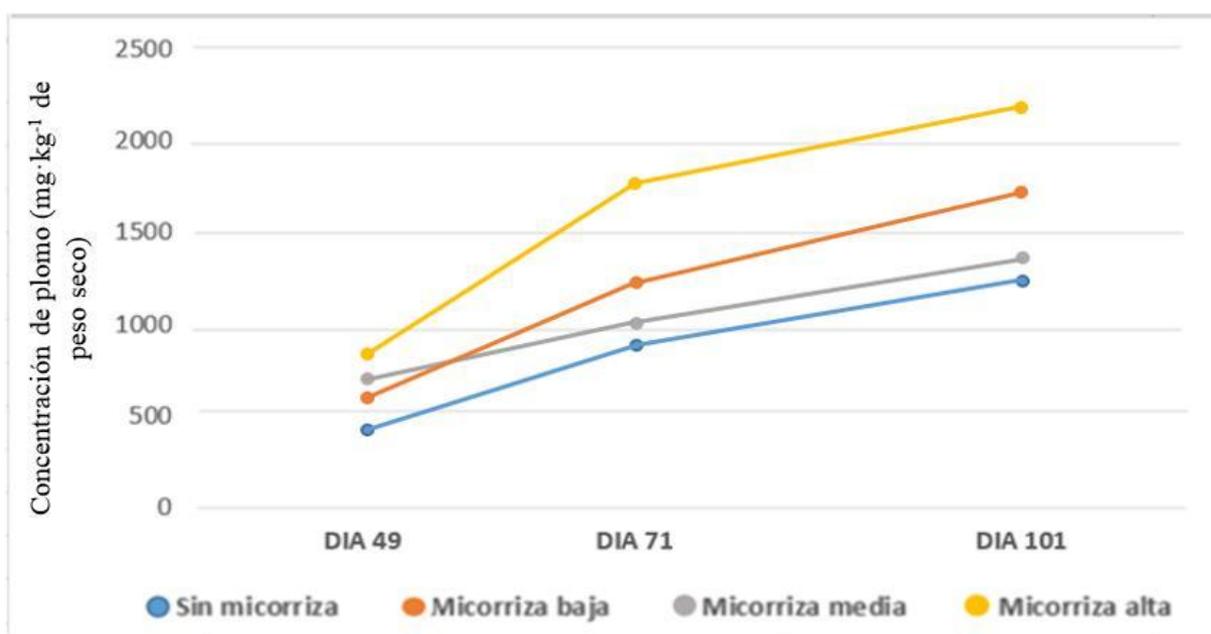
Figura 19: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (C) Día 101. Colmenares.

Como se observa en la figura 19, en el presente experimento al día 101 se evidencia el daño causado por el plomo en las plantas dada la interferencia del plomo en el proceso fotosintético, por ello hasta el día 71 (figura 18B) se considera como el momento óptimo de cosecha por el incremento en la concentración de plomo en la planta y aumento del peso seco. Coincidiendo con Buendía *et al.* (2014), que hasta la etapa fenológica de floración los girasoles obtuvo mejor eficiencia fitorremediadora.

4.3.2 Concentración de plomo en la totalidad del girasol en tratamientos regados con agua con acetato de plomo

Las micorrizas arbusculares son las asociaciones más comunes, y se encuentran en casi el 90 % de los suelos existentes (Morton *et al.*, 1990). Menciona González-Chávez y Ferrera-Cerrato (1993), que la presencia de los hongos nativos del suelo ha promovido un mejor desarrollo de las plantas debido a su alta capacidad competitiva, a comparación de cepas que han sido aisladas de otros suelos.

El ingeniero Venigno Marcas, comunicación personal (2015) supervisor de riegos de áreas verdes en Pueblo Libre menciona las constantes incorporaciones de materia orgánica (Ver el cuadro 8), lo que permite que aumente la presencia de los microorganismos con alta capacidad competitiva que menciona Alarcón *et al.* (1999). En la figura 20 podemos apreciar que la concentración de plomo en el girasol es similar, en el día 49 y el día 71, en los tratamientos sin micorriza comparado con los tratamientos con los niveles de inoculación de micorriza baja y micorriza media. Mientras que en el tratamiento donde se inoculó el HMA en un nivel alto de 428 esporas viables por maceta, estadísticamente encontramos que el valor p es menor a



0.05, es decir hay diferencias significativas.

Figura 20: Efecto de la aplicación del hongo micorrítico arbusculares sobre contenido de plomo en la materia seca de plantas enteras (parte aérea más raíz) de girasol, en 250 ppm de Pb.

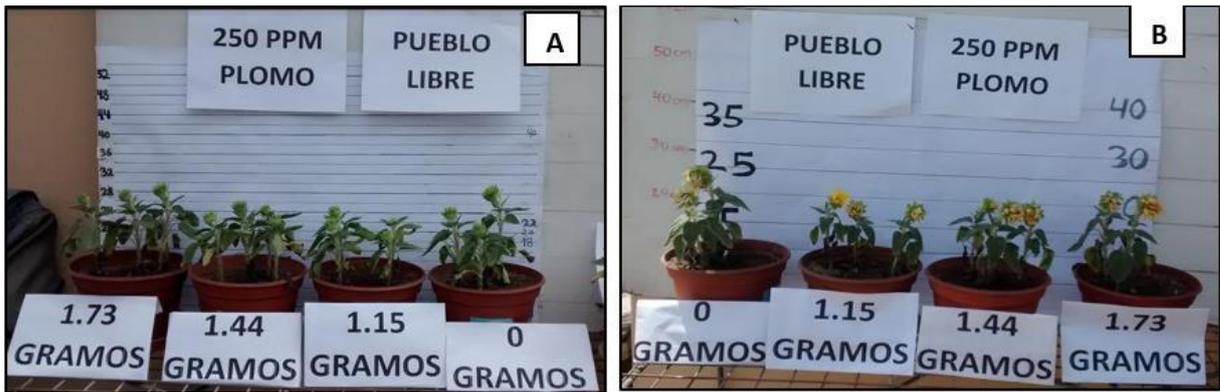


Figura 21: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (A) Día 49. (B) Día 71. Colmenares.



Figura 22: Desarrollo fenológico del girasol (*Helianthus annuus* var. solita). (C) Día 101. Colmenares.

Al día 101 (tercera cosecha) del presente experimento, en la figura 22 se evidencia el daño causado por el plomo en las plantas dada la interferencia del metal pesado en el proceso fotosintético, Fue en la tercera cosecha que el peso seco y la concentración de plomo en la planta, no presentó mayores variaciones a comparación del día 71 (segunda cosecha).

V. CONCLUSIONES

- El uso del girasol (*Helianthus annuus* var. solita) inoculado con el HMA se presenta como una opción de fitorremediación a largo plazo en los suelos del parque Campo de Marte, El Olivar y Colmenares.
- El girasol (*Helianthus annuus* var. solita) presentó mejor eficiencia hasta el día 71.
- El nivel de inoculación alto del HMA mejoró la acumulación de plomo en el girasol (*Helianthus annuus* var. solita) en comparación con los otros niveles de inoculación.

VI. RECOMENDACIONES

En el presente trabajo fue utilizado una variedad de girasol apta para macetas debido a que ésta es la unidad experimental. Sin embargo se recomienda usar una variedad con mayor producción de biomasa seca en asociación con el HMA *Glomus intraradices* porque la presencia del HMA influyó de manera adecuada en la concentración de plomo en el girasol.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADEX Data Trade. 2014. Consulta online: Exportaciones e importaciones de plomo en Volcán Compañía Minera.
- Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR). 2007. Toxicological profile for lead. 132-359
- Alarcón, A.; Mendoza, M.; Sangabriel, W.; Trejo, D.; Cruz, J.; Delgadillo J. 2004. Fitorremediación de un suelo contaminado con combustible usando *Phaseolus coccineus* y Fertilización orgánica e inorgánica. *Agrociencia*. Texcoco, México.41(8):817-826.
- Alarcón, A.; Ferrera-Cerrato, R. 1999. Manejo de la micorriza arbuscular en sistemas de propagación de plantas frutícola. *Editorial Terra*. 17(3):128-144.
- Almazán, S; García, P y Hernández, E. 2006. Manual para el Manejo ambientalmente responsable del Plomo. Cámara Minera de México. 25 p.
- Alloway, B.J. 1995. Soil process and the behavior of the heavy metals. *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Professional, London.16 p.
- American Academy of Pediatrics Committee on Environmental Health. 2003. *Pediatric environmental health*, 2nd ed. Elk Grove Village, IL,
- Arriagada, C.; Pereira, I; García, R. y Ocampo, J.A. 2010. Improved zinc tolerance in *Eucalyptus globulus* inoculated with *Glomus deserticola* and *Trametes versicolor* or *Coriolopsis rigida*. *Soil Biol.Biochem*. 42: 118-124.
- Assche, F. y Clijsters, H. 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants,” *Plant, Cell and Environment*. 24: 1–15.
- Autoridad Nacional del Agua (ANA). 2012. Evaluación de los resultados de la calidad del agua en el ámbito de la cuenca del río Rímac. Dirección de gestión de calidad de los recursos hídricos.
- Basta, N.T. y Tabatabai, M.A. 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. *Soil Science*. 153: 195–204.
- Borsos, M.; Béczi, V. y Szenptpéter, M. 2003. *Acta climatológica*. Universitatis Szegediensis, Tom. University of Szeged; Hungary. 5-15.

- Bourg, A.C.M. 1995. Speciation of heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility. ed. Springer-Verlag, Berlin, 19-31
- Buendía, R.H.; Cruz, R.F.; Meza, A.C.; Arévalo, Z.J. 2014. Fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos de petróleo. Lima. UNMSM. 5: 22-34
- Carreón, Y.; Gómez, N. y Martínez, M. Las micorrizas arbusculares en la protección vegetal. Laboratorio de Genética y Microbiología, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Cantu, M.P. y Reyes S.R. 2001. Determinación de niveles de plomo en sangre en mujeres potencialmente gestantes residentes del área Metropolitana de Monterrey. Revista salud pública y nutrición. 2(4).
- Cepeda, J.F. 2003. Efectos sobre la salud de los contaminantes químicos ambientales (En línea). Universidad del Norte de Buenos Aires. 2003. http://www.uninorte.edu.co/extenciones/IDS/Ponencias/salud_y_ambiente/Contaminacion%20quimica.pdf;" Fecha consulta. 01 de mayo del 2017
- Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 1976. Agronomy in: Cassava Production Systems, Annual Report for 1975. Cassava Program, CIAT, Cali. Colombia 47.50.
- Chaney, R. L.; Malik, M.; Li, Y. M. 1997. Phytoremediation of soil metals," Current Opinion in Biotechnology, 8(3):279–284.
- Chibuike, G. U y Obiora, S. C. 2014. Heavy Metal Polluted Soils: Effect on plants and bioremediation methods.
- Chico, R.J; De Chico, L.C.R; Rodríguez, E.M. y Guerrero, P.M. 2012. Remedial capacity of Sunflower, root when submitted to different concentrations of lead. Laboratorio de fisiología y cultivo de tejidos vegetales. Universidad Nacional de Trujillo. 32(2): 13-15
- Christie, P.; Li X. y Chen, B. 2004. Arbuscular mycohriza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc. J Plant Soil: p. 209
- Corey, O. y Galvao L. 1989. Plomo, serie vigilancia. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Metepec, México. 103 p

- Davies, F.T; Puryear, J.D; Newton, R.J; Egilla, J.N y Saraiva, J.G. 2000. Mycorrhizal fungi enhance accumulation and tolerance of chromium in sunflower (*Helianthus annuus*). 4 p.
- Delgadillo, L.A; González, R.C; Prieto G.F; Villagómez, I.J y Acevedo, S.O. 2011. Fitorremediación una alternativa para eliminar la contaminación. México. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 14: 597-603.
- Dermibas, A. 2001. Concentrations of 21 metal in 18 species of mushrooms growing in the east black sea región food chemistry. Turkey. 75: 453- 457.
- DIGESA (Dirección General de Salud Ambiental) y CDC (Centro Nacional de Salud Ambiental). 2006. Fuentes de plomo en Lima y Callao, Perú. 2p.
- Drill, S. 1979. The enviromental lead problem. An assessment of leadin drinking water from a multimedia perspectives. Washington. DC, US. Enviromental protection Agency.
- Duffus, J. 2001. Heavy metals a meaningless term. The Edinburgh Centre for Toxicology, United Kingdom. 74(5): 793-807.
- Duruibe, J. O.; Ogwuegbu, M. O. C. y Egwurugwu, J. N. 2007. International Journal of Physical Sciences. 2 (5): 112-118.
- Eisler, R. 1988. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A Synoptic Review. Biological Report 85(1.14). U.S Fish and wildlife service. Patuxent Wildlife Research Center.
- El Comercio. 2014. Tema: ¿Cuál fue el primer automóvil que circuló en el Perú?. Consulta online: <https://elcomercio.pe/economia/peru/primer-automovil-circulo-peru-171487>.
- El Peruano. 2013. Decreto 002-2013-MINAM. Estándares de calidad ambiental para suelo. 5 p.
- El Peruano. 2008. Decreto legislativo n°997. “Creación del Autoridad nacional del agua”. 4 p.
- El Peruano. 2010. Ley 29338 (Ley de recursos hídricos). D.S. N°001-2010-AG. Artículo 106 “Clasificación de los cuerpos de agua”. 35 p.
- Environmental Protection Agency (EPA) y National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. 2000. Introduction to Phytoremediation Cincinnati. USA. 2: 3-9

- Environmental Protection Agency (EPA). 1999. Phytoremediation Resource Guide. Washington. USA. 10: 7-8.
- Ezawa, T.; Yamamoto, K. y Yoshida, S. 2000. Species composition and spore density of indigenous vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi under different conditions of P-fertility as revealed by soybean trap culture. *Soil Sci. Plant Nutr.* 46: 291-297.
- Escobedo, F.; Timm K., y John Wagner, 2011, Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution, EUA, Elsevier.* 159 (8): 2078–2087.
- Felipo, M. T. 1992. Contaminación del suelo e impacto ambiental. Seminario de contaminación, protección y saneamiento de suelos UIMP, Valencia.
- Friberg, S. 2001. Distribution and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in traditional agriculture on the Niger island delta, Mali west Africa. 3: 53-80
- Galán, H. E. y Romero, B. A. 2008. Contaminación de suelos por metales pesados. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química. Universidad de Sevilla. Sevilla. 48-60
- Garbisu, C. y Alkorta, I. 2003. Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. *European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection* 3(1): 58–66.
- Gaur, A y Adholeya, A. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Current Sci.* 86: 528–534
- Gerdemann, J.W. 1968. Vesicular arbuscular mycorrhiza and plant growth. *Annu. Rev. Phytopathology:* 397-418
- Gianinazzi, S. 1994. Impact of arbuscular mycorrhizas on sustainable agriculture and Natural ecosystems. Basel. 226 p.
- Ginocchio, C.R y Santibáñez C. 2009. Fitoestabilización de depósitos de relaves: Una tecnología basada en el uso de plantas distinta de la forestación. *Revistas de extensión, ambiente forestal.* Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza Universidad de Chile. 4(7):14-21
- Giménez, V. 1991. Ensayos sobre la translocación en plantas de fungicidas sistémicos. 497-518
- Gonzales-Cossio, T.; Petersonk Sanin, L.H.;Fishbein, E.; Palazuelos, E. 1997. Decrease in birth weight in relation to maternal bone-lead burden. 100: 856-862

- González-Chávez, M.C. y R. Ferrera-Cerrato. 1993. Influencia de la endomicorriza vesículo-arbuscular en cuatro variedades de café. Avances de Investigación en área de microbiología de suelos. PROEDAF-Instituto de Recursos Naturales. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. 101-112
- González, M. S. 1995. Copper upper critical levels for plants on copperpolluted soils and the effect of organic additions. Biochemistry of trace elements. Science and Technology Letters, Northwood. 17: 195-203.
- Goyer, R. 1990. Transplacental transport of lead. Enviromental health perspect. 89: 101-105
- Gutiérrez, L.E.; Melgoza, A.C.; Alarcón, M.H.; Ortega, J.G.; Prado, D.T. y Cedillo, M.A. 2011. Germinación del girasol silvestre (*Helianthus annuus* L.) en presencia de diferentes concentraciones de metales. Facultad De Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua. México. 2(1):51
- Habashi, F. 1992. Environmental issues in the metallurgical industry. Progress and Problems, Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production. Rotherdam. 1143 -1153.
- Hayman, D.S. 1987. VA mycorrhizas in field crop systems. Ecophysiology of VA micorrhizal Plants. Florida. 171-192.
- Huang, C.P. 1999. Enviromental soil chemistry and human. 14° congreso latinoamericano de la ciencia del suelo. Sociedad Chilena de la ciencia del suelo. Temuco. Chile
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). 2016. Estado de la población peruana. (en línea) Perú. Consultado 5 jul. 2017. Disponible en <http://www.inei.gob.pe/>
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). 2016 <https://www.inei.gob.pe/prensa/noticias/inei-cerca-de-7-millones-de-ninas-y-ninos-viven-en-el-peru-9010/>. Título: Cerca de 7 millones de niñas y niños viven en el Perú. Fecha: 18/04/2016
- Ingle, S.; Pachpande, G.; Wagh, N.; Patel, V.; Attarde, S. 2005. Exposure to vehicular pollution and respiratory impairment of traffic policemen in Jalgaon city, India. Industrial Health. 43:656-662.
- Jadia, C.D. y Fulekar, M.H. 2009. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. African Journal of Biotechnology. 8(6): 921–928.

- Jamal, A.; Ayub, N.; Usman, M.; Khan, A.G. 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi enhance zinc and nickel uptake from contaminated soil by soybean and gentil. *Int. J. Phytoremed.* 4: 205–221.
- Jorhem, L.R; Sundstrom, B. 1995. Level of some trace elements, in edible fungi. *201: 311-316*
- Joner, E.J; Leyval, C. 1997. Uptake of Cd by roots and hyphae of a *Glomus mossese/Trifolium subterraneum* mycorrhiza from soil amended with high and low concentration of cadmium. *New Phytol.* 135: 353–360
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. 1992. *Trace Elements in Soils and Plants*, 2^o edition , CRC Press.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. 2000. *Agricultural problems related to extensive trace metal contents of soils.* CRC Press, An Arbor, Michigan. 432 pp.
- Karaca, A.; Cetin, S.C.; Turgay, O.C.; Kizilkaya, R. 2010. Effects of heavy metals on soil enzyme activities. In: I. Sherameti and A. Varma (Ed), *Soil Heavy Metals, Soil Biology*, Heidelberg 19: 237-265
- Kidd, P.S; Becerra, C.C; García L.M y Monterroso C. 2007. Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L. *Universidad de Santiago de Compostela. España.* 16 (2):26-29
- Krishnamurti, G.S.R., G.Cieslinski, P.M. Huang, and K.C.J. Van Rees. 1997. Kinetics of cadmium release from soils as influenced by organic acids: Implication in cadmium availability. *Journal of Environmental Quality*, 26: 271–277.
- Landrigan, P.J. 2002. Environmental pollutants and disease in American children: estimates of morbidity, mortality, and costs for lead poisoning, asthma, cancer, and developmental disabilities. *Environmental Health Perspectives*, 110(7):721–728.
- Lorber, K.E; Bezama, A; Novak, J. y Navia, R. 2004. A novel approach for the redevelopment of old landfill sites. *Italy.* 15-19
- Mahaffery K.R. 1983. Biototoxicity of lead: Influence of various factor. *42(6): 1730-1734*
- Manahan, S.E. 2007. *Introducción a la química ambiental. Metales pesados.* Trad. Mora L.I. I ed. Reverte. 725 p.

- Markesteyin, Lars. 2015. Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la regeneración de bosques. Panamá.
- Marrero, C.J; Amores, S.I y Coto, P.O. 2012. Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar. Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Caña de Azúcar. 46(3): 53-58.
- Marrero, C.J; Díaz, V.A y Coto P.O. 2010. Mecanismos moleculares de resistencia a metales pesados en las bacterias y sus aplicaciones en la bioremediación. Revista CENIC. Ciencias Biológicas
- Medline plus.2013. Niveles de plomo en la sangre (en línea). USA. Consultado 1 ago. 2015. Disponible en <https://www.nlm.nih.gov/medlineplus/spanish/ency/article/003360.htm>
- Meuser, H. 2013. Soil remediation and rehabilitation. Treatment of contaminated and disturbed land. University of applied sciences. Alemania. 23:8-17.
- Ministerio de transporte y comunicaciones (MTC). 1998. Decreto supremo No 019-98-MTC, Perú. 1p.
- Ministerio del ambiente (MINAM). 2008. Decreto Supremo N°002-2008. Guía para muestreo de suelos.
- Ministerio del ambiente (MINAM). 2008. Parte 2. Tratamiento y reuso de aguas residuales. (En línea). Perú. Consultado 02 ago. 2015. Disponible en <http://sinia.minam.gob.pe/> p 18-61.
- Ministerio del ambiente (MINAM). 2013. Prohibición de arseniato de plomo como plaguicida en agricultura. En conjunto con resolución jefatural N° 013-2012-AG-SENASA. p. 4-7.
- Ministerio del ambiente (MINAM). 2014. Decreto Supremo N°002-2013. Estándares nacionales de calidad ambiental para agua.
- Ministerio de Salud del Perú (MINSA). 2011. Evaluación de muestras de agua del río Rímac y principales afluentes con datos de DIGESA Y SEDAPAL.
- Minitab 17 Statistical Software. 2010. [Computer software]. State College, PA: Minitab, Inc. (www.minitab.com).
- Mora, A.P.; Calvo, J.J.O.; Cabrera F. y Madejon, E. 2005. Changes in enzyme activities and microbial biomass after “in situ” remediation of a heavy metal-contaminated soil. Applied soil ecology. 28: 125–137.

- Morton, J. B. y Benny, G.L. 1990. Revised classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Zygomycetes): a new order, Glomales, two new suborders, Glomineae and Gigasporineae, and two new families, Acaulosporaceae and Gigasporaceae, with an emendation of Glomaceae. 37:471-491.
- Nannipieri, P.; Badalucco L.; Landi L. y Pietramellara G. 1997 Measurement in assessing the risk of chemicals to the soil ecosystem, in ecotoxicology, OECD Workshop, SOS Publ., Fair Haven, NY, USA. 507–534
- Navarro, J.A; Aguilar, A.I y López, J.M. 2007.Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Departamento de Biología Vegetal. Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera. 16 (2): 10-25.
- Organización Panamericana de la Salud (OPS). 1987. Guías para la calidad del agua potable. Vol.2. Criterios relativos a la salud y otra información bases. OPS-OMS. Washington, DC. EUA
- Ortiz, C; Trejo, C; Valdez, C; Arreola, A; Flores, H; López, A. 2009. Fitroextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. Universidad Autónoma Chapingo. México.
- Osonubi, O. K.; Mulongoy, O.O.; Awotoye, M.O.; Atayese, D.U. 1991. Effects of ectomycorrhizal and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi on drought tolerance of four leguminous woody seedlings. *Plant and Soil*. 136:131-143.
- Paitan, A. E. 2006. Estudio del contenido de plomo y cadmio en leche materna de las familias que viven en la zona metalúrgica de la ciudad de la Oroya. Tesis para optar por el título de Magister Science en UNALM.
- Pernia, B; De Sousa, A; Reyes, R; Castrillo, M. 2008. Biomarcadores de contaminación por cadmio en las plantas. Caracas. Venezuela. *Asociación Interciencia*. 33:112-119
- Pierangeli, M.A.P; Guilherme; L.R.; Oliveira, A N. 2001. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção-dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36: 1077-1084.
- PNUMA. 2011. Eficiencia en el uso de los recursos en América Latina: Perspectivas e implicancias económicas. Red Mercosur PNUMA/Red Mercosur. Disponible: www.pnuma.org/reeo. 265 p.

- Ramírez, A.V. 2005. El cuadro clínico de la intoxicación ocupacional por plomo. Facultad de Medicina Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Perú. 57-67
- Reichaman M.S. 2002. The responses of plants to metals toxicity: A review focusing on copper, manganese and zinc. Australian Minerals and Energy Environment Foundation. 54 p.
- Sagar, A.; Bhattacharya, A.; Joon,V. 2007. A comparative study of air pollution-related morbidity among exposed population of Delhi. Indian Journal of Community Medicine. 32 (4).
- Sánchez, J. 2003. Determinación de metales pesados en suelos del campo (Valladolid), contenidos extraíble, niveles fondos y de referencia. 275 p.
- Sanín, L.H; González T.C; Romieu, I y Hernández, M.A. 1998. Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. México. 40(4): 360-366.
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). 2016. Temperaturas Enero, Febrero, Marzo y Abril en Estación Von Humboldt. Disponible en: http://www.senamhi.gob.pe/include_mapas/_dat_esta_tipo.php?estaciones=472AC278
- Schnoor, J. L.1997. Phytoremediation, Department of Civil and Environmental Engineering, university of Iowa.
- Shun-hong, H.; Bing, P., Zhi-hui, Y.; Li-yuan, C.; y Li-cheng Z. 2009. Chromium accumulation, microorganism population and enzyme activities in soils around chromium-containing slag heap of steel alloy factory. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 19, 241-248.
- Sierra, V.R. 2006. Fitorremediación de un suelo contaminado por plomo por actividad industrial. Tesis para obtención de título de ingeniero agrónomo. México.
- Silva, C. 2004. Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos. Tesis Mestre em Agronomia, área de concentração: Solos e nutrição de plantas. Piracicaba, Estado de São Paulo, Brazil. 79 p.
- Smith, S.E.; Read, D.J. 1997. Mycorrhizal symbiosis, 2nd ed. Academic Press Ltd., London, England
- Sylvia, D. J.; Fuhrmann, P. H. y Zuberer, D. 2005. Principles and applications of soil microbiology. Pearson-Prentice Hall, New Jersey, NJ.

- Taiz, L. y Zeiger E. 2002. *Plant Physiology*, Sinauer Associates, Sunderland, Mass, USA.
- Tasleem, A. J.; Mudsser, A.K.S, Arif, A.; Inho, C., y Qazi, M. 2015. *International journal of molecular science*. *Int. J. Mol. Sci*, 16: 29592–29630.
- Trueby, P. 2003. Impact of heavy metals on forest trees from mining areas. In: *International conference on mining and the Environment III*, Sudbury, Ontario, Canada. (www.xcd.com/sudbury03/prof156.html).
- Ubillus, J. 2003. Estudio sobre la presencia del plomo en el medio ambiente de Talara. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Fernandez, R y Trillo N. 2008. *Las plantas y el agua*. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. 4 p.
- Vargas, M. 2013. Influencia de las micorrizas arbusculares en la fitoextracción con girasol en suelos contaminador por Plomo y Cadmio. Tesis para obtener el título de Biólogo. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Valdés, P. y Cabrera, M. 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, Mexico, documento de trabajo, Texas Center for Policy Studies.
- Valle, V. y Bernardo L. 2000 *Toxicología de alimentos*. Instituto Nacional de Salud Pública. Centro Nacional de Salud Ambiental. México DF.
- Vogel-Miküs, K., P; Pongrac, P.; Kump, M.; Nečemer C. y Regvar M. 2006. Colonization of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thalpsi praecox* Wulfen with indigenous-arbuscular mycorrhizal fungi mixture induce changes in heavy metal and nutrient uptake. *Environ. Pollution*. 139: 362-371.
- Whitacre, M.D. 2008 *Review of environmental contamination and toxicology*. Editorial: Springer. USA. 193:8-11
- Witzling, L; Wander, M y Phillips, E. 2010. Testing and educating on urban soil lead: A case of Chicago community gardens. University of Illinois. USA. 3 p.
- Wuana, R. and Okieimen, F. 2011. *Heavy Metals in Contaminated Soils: a Review of Source Chemistry, Risks and Best available strategies for remediation*. 2011 International Scholarly Research Network.
- Yi, L; Hong Y.; Zhu Y. 2007. Determination of free heavy metal ion concentrations in soils around a cadmium rich zinc deposit. *Geochemical Journal*, 41(4): 235–240.

- Yucra, S.; Gasco, M.; Rubio, J.; Gonzales, G. 2008. Occupational exposure to lead and organophosphorus pesticides: effect on male reproductive health. *Revista Peruana de medicina experimental y salud pública*. 25(4).

VIII. ANEXOS

ANEXO 1: Análisis del suelo del Campo de Marte y Colmenares



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA - DEPARTAMENTO DE SUELOS
LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION

Solicitante : LILY TELLO PERAMAS

Departamento : LIMA

Distrito

Referencia : H.R. 22885-122C-15

Provincia :

Predio :

Fecha : 10/05/15

Lab	Número de Muestra Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
								Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺ + H ⁺			
14280	Pentagonito San Borja	5.78	1.46	0.30	2.16	97.0	357	71	17	12	Fr.A.	12.32	9.80	1.25	0.83	0.23	0.20	12.32	12.12	98
14281	Campo de Marte	7.05	1.67	0.80	12.54	49.6	211	73	19	8	Fr.A.	31.36	22.90	2.50	0.50	0.59	0.00	26.49	26.49	84
14282	Parque Colmenares	6.95	1.96	0.60	8.73	40.6	199	81	13	6	A.Fr.	26.88	17.90	1.90	0.49	0.37	0.00	20.66	20.66	77

A = Arena ; A.Fr. = Arena Franca ; Fr.A. = Franco Arenoso ; Fr. = Franco ; Fr.L. = Franco Limoso ; L = Limoso ; Fr.Ar.A. = Franco Arcillo Arenoso ; Fr.Ar. = Franco Arcilloso ; Fr.Ar.L. = Franco Arcillo Limoso ; Ar.A. = Arcillo Arenoso ; Ar.L. = Arcillo Limoso ; Ar. = Arcilloso

Lab.	Número de Muestra Claves	Pb ppm
14280	Pentagonito San Borja	91.59
14281	Campo de Marte	223.56
14282	Parque Colmenares	348.31

D^a Sady García Bendeza
 Jefe del Laboratorio

ANEXO 2: Análisis del suelo del parque El Olivar



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
 FACULTAD DE AGRONOMIA - DEPARTAMENTO DE SUELOS
 LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION

Solicitante : LILY TELLO PERAMAS

Departamento : LIMA

Distrito :

Referencia : H.R. 50573-081C-15

Provincia :

Predio :

Fecha : 23/07/15

Número de Muestra		pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases					
Lab	Claves							Arenas					Fr.A.	Fr.	Fr.L.	Fr.Ar.A.	Fr.Ar.				Fr.L.	Fr.Ar.L.	Ar.A.	Ar.L.	Ar.
								Arena %	Limo %	Arcilla %															
8962	Parque La Niurallia	7.31	7.84	1.00	1.92	26.7	726	63	24	13	Fr.A.	13.12	8.33	2.77	1.71	0.31	0.00	13.12	13.12	100					
8963	Parque de la Exposición	7.91	1.79	1.00	1.85	22.7	513	63	24	13	Fr.A.	11.68	8.90	1.80	0.87	0.11	0.00	11.68	11.68	100					
8964	Parque Oliver de San Isidro	8.10	1.99	2.00	2.63	23.3	475	49	38	13	Fr.	13.60	10.42	1.88	1.03	0.27	0.00	13.60	13.60	100					

A = Arena ; A.Fr. = Arena Franca ; Fr.A. = Franco Arenoso ; Fr. = Franco ; Fr.L. = Franco Limoso ; L = Limoso ; Fr.Ar.A. = Franco Arcillo Arenoso ; Fr.Ar. = Franco Arcilloso ; Fr.Ar.L. = Franco Arcillo Limoso ; Ar.A. = Arcillo Arenoso ; Ar.L. = Arcillo Limoso ; Ar. = Arcilloso

Número de Muestra		Pb ppm
Lab	Claves	
8962	Parque La Niurallia	78.13
8963	Parque de la Exposición	71.62
8964	Parque Oliver de San Isidro	333.09

Olivar



Sady García Bendezu
 Jefe del Laboratorio

ANEXO 3: Análisis de la concentración de plomo en el día 49. Parque Olivar de San Isidro

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4
RIEGO	Fijo	2	1, 2

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
MICORRIZA	3	5781.6	1927.2	36.69	0.064
RIEGO	1	2618.4	2618.4	51.83	0.023
MICORRIZA*RIEGO	3	198.3	66.1	37.92	0.002
Error	16	12720.0	795.0		
Total	23	21318.3			

ANEXO 4: Análisis de la concentración de plomo en el día 71. Parque Olivar de San Isidro

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4
RIEGO	Fijo	2	1, 2

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
MICORRIZA	3	2631.6	877.2	21.22	0.012
RIEGO	1	1362.6	1362.6	33.11	0.024
MICORRIZA*RIEGO	3	228.3	76.1	54.14	0.008
Error	16	9952.0	622.0		
Total	23	14174.5			

ANEXO 5: Análisis de la concentración de plomo en el día 101. Parque Olivar de San Isidro

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
RIEGO	Fijo	2	1, 2
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
RIEGO	1	16355	16355	130.19	0.022
MICORRIZA	3	8181	2727	12.18	0.018
RIEGO*MICORRIZA	3	7491	2497	11.15	0.026
Error	16	35824	2239		
Total	23	67851			

ANEXO 6: Análisis de la concentración de plomo en el día 49. Parque Campo de Marte

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Método

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4
RIEGO	Fijo	2	1, 2

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
MICORRIZA	3	1080	360	14.12	0.005
RIEGO	1	4408	4408	172.84	0.032
MICORRIZA*RIEGO	3	852	284	11.17	0.011
Error	16	400	25		
Total	23	6740			

ANEXO 7: Análisis de la concentración de plomo en el día 71. Parque Campo de Marte

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Modelo lineal general: CONCENTRACION DE PLOMO vs. RIEGO, MICORRIZA

Método

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
RIEGO	Fijo	2	1, 2
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
RIEGO	1	15531	15531	10.35	0.057
MICORRIZA	3	1059	353	2.13	0.052
RIEGO*MICORRIZA	3	882	294	0.12	0.009
Error	16	2336	146		
Total	23	19808			

ANEXO 8: Análisis de la concentración de plomo en el día 101. Parque Campo de Marte

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Método

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4
RIEGO	Fijo	2	1, 2

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
MICORRIZA	3	12567	4189	2.58	0.090
RIEGO	1	73635	73635	45.35	0.000
MICORRIZA*RIEGO	3	11136	3712	2.29	0.118
Error	16	25968	1623		
Total	23	123306			

ANEXO 9: Análisis de la concentración de plomo en el día 49. Parque Colmenares

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Método

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4
RIEGO	Fijo	2	1, 2

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
MICORRIZA	3	8004	2668	5.90	0.007
RIEGO	1	68220	68220	150.92	0.000
MICORRIZA*RIEGO	3	7590	2530	5.60	0.008
Error	16	7232	452		
Total	23	91046			

ANEXO 10: Análisis de la concentración de plomo en el día 71. Parque Colmenares

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4
RIEGO	Fijo	2	1, 2

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
MICORRIZA	3	30792	10264	10.67	0.001
RIEGO	1	34127	34127	54.89	0.000
MICORRIZA*RIEGO	3	26001	8667	9.01	0.001
Error	16	15376	961		
Total	23	106296			

Anexo 11: Análisis de la concentración de plomo en el día 101. Parque Colmenares

Modelo Lineal General –Concentración de plomo vs Calidad agua de riego, Dosis de Micorriza

Codificación de factores (-1, 0, +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
RIEGO	Fijo	2	1, 2
MICORRIZA	Fijo	4	1, 2, 3, 4

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
RIEGO	1	16321	16321	141.41	0.000
MICORRIZA	3	4449	1483	1.29	0.013
RIEGO*MICORRIZA	3	6615	2205	1.91	0.008
Error	16	18464	1154		
Total	23	45849			

ANEXO 12: Carta dirigida a Municipalidad de Jesús María



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE SUELOS

MUNICIPALIDAD DE JESÚS MARÍA
Sub Gerencia de Atención al Ciudadano, Gestión Documental y Archivo

DOCUMENTO Nº 2015-14290

Fecha : 18/09/2015 Folios : 2
Administrado : UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
Dominio : AVILA MOLINA S/N - LA MOLINA
Asunto : PERSONAS JURÍDICAS REVIEN INFORMAC DOCUMENTACION

USUARIO: INCALCERON
Nº: 18.10



18 SET. 2015
17 de septiembre del 2015.

Señor
Carlos Alberto Bringas Claeysen
Alcalde de la Municipalidad de Jesús María

Presente.-

Me dirijo a usted para informarle que tenemos la intención de realizar trabajos de tesis con alumnos de la facultad de agronomía de la Universidad Nacional Agraria la Molina; el objetivo es extraer elementos pesados que están presentes en suelos de parques de Lima; para ello utilizaremos la técnica llamada "Fitoextracción". Para cumplir nuestra meta requerimos nos preste 200 kilos de suelos del Campo de Marte del cuál extraeremos el plomo con el compromiso de devolvérselo en mejores condiciones luego de 6 meses aproximadamente.

Seguros de contar con su colaboración le adjuntamos el análisis de suelos del Campo de Marte realizado en nuestro laboratorio.

Atentamente,

Mg.Sc. Lily Tello Peramás
Docente Departamento Académico Suelos
Facultad Agronomía
Universidad Nacional Agraria La Molina
6147800 – anexo 219.



ANEXO 13: Carta dirigida a Municipalidad de Pueblo Libre



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE SUELOS

CARGO

La Molina, 14 de octubre del 2015.

Señor
Jhonel Leguía Jamis
Alcalde de la Municipalidad de Pueblo Libre

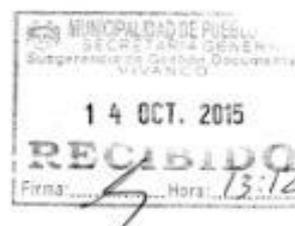
Presente.-

Me dirijo a usted para informarle que tenemos la intención de realizar trabajos de tesis con alumnos de la facultad de agronomía de la Universidad Nacional Agraria la Molina; el objetivo es extraer elementos pesados que están presentes en suelos de parques de Lima; para ello utilizaremos la técnica llamada "Fitoextracción". Para cumplir nuestra meta requerimos nos preste 200 kilos de suelos del Parque "El Colmenar" del cuál extraeremos el plomo con el compromiso de devolvérselo en mejores condiciones luego de 6 meses aproximadamente.

Seguros de contar con su colaboración quedamos a la espera de su respuesta.

Atentamente,

Mg.Sc. Lily Tello Peramás
Docente Departamento Académico Suelos
Facultad Agronomía
Universidad Nacional Agraria La Molina
6147800 – anexo 219.



ANEXO 14: Carta dirigida a Municipalidad de San Isidro



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE SUELOS

CARGO

La Molina 16 de octubre del 2015

Sr. Ingeniero
Marco Montero
Municipalidad de San Isidro
Presente

De mi consideración:

En atención a lo solicitado, informo a usted que el Sr. Eduardo Rodolfo Lama Segura, identificado con DNI N° 72185822, realizará el proyecto de tesis titulado "Fitoextracción de plomo, perteneciente al suelo de tres parques, usando girasoles (*Helianthus annuus*) en asociación con la micorriza *Glomus sp*". Para lograr su investigación requiere extraer 200 kilos de suelo del Bosque El Olivar así como una muestra del agua de riego utilizada. Conforme a lo coordinado, el día de la extracción de suelo llevaremos 200 kilos de suelo para reponer lo extraído.

Seguro de contar con su apoyo, quedo a usted

Atentamente,


Dr. Constantino Calderón
Jefe del Departamento Académico de Suelos
Facultad de Agronomía



Municipalidad de San Isidro
Alcaldía Municipal
Calle García 3100000

0000590827

N° Folios : 0001

TITULO : "A"

afiliación : UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

fecha ingreso : 09/10/2015

Notas : - del Proyecto De Tesis

esta derivado a : Mantenimiento Urbano

registrado por : CRANCO el 09/10/2015 a las 3:24 pm

Para cualquier consulta, deberá referirse a **Anexo A** del **DS 001833815**

Trámite no sujeto a lo normado por la ley N° 29060

Documento