

# **ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL**

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y  
AGROINDUSTRIA**

**EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DEL PASTO RYEGRASS  
ANUAL (*Lolium multiflorum*) PARA DEPURAR SOLUCIONES Y  
SUELO AGRÍCOLA CONTAMINADOS CON PLOMO**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA  
QUÍMICA**

**HARO SALAZAR BRENDA ZULAY**

**DIRECTOR: Ph.D. ALICIA DEL CARMEN GUEVARA CAIQUETÁN**

**Quito, abril 2022**

© Escuela Politécnica Nacional (2022)  
Reservados todos los derechos de reproducción

## DECLARACIÓN

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

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



---

Haro Salazar Brenda Zulay

## CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Haro Salazar Brenda Zulay, bajo mi supervisión.



---

Ph.D. Alicia del Carmen Guevara Caiquetán  
**DIRECTOR DE PROYECTO**

## **AUSPICIO**

La presente investigación contó con el auspicio financiero del Proyecto PII-DEMEX2020-02 que se ejecuta en el Departamento de Metalurgia Extractiva.

## DEDICATORIA

*El presente trabajo, así como todos mis logros alcanzados, están dedicados a mi familia, en especial a mi madre Nancy Salazar, quien es mi ejemplo a seguir y la razón de mi esfuerzo día a día.*

*A mi padre Franklin Haro; a mis abuelitos Juana Velásquez y José Salazar por su apoyo incondicional y llenarme siempre de lindos momentos.*

*A la mentora de este proyecto, Ph.D. Alicia Guevara Caiquetán, por su ardua entrega como docente y su calidad como ser humano.*

*A todos quienes tienen un sueño y luchan por cumplirlo, para un futuro mejor.*

## AGRADECIMIENTOS

A Dios por todas las bendiciones que recibido a lo largo de mi vida y permitirme seguir adelante venciendo todo obstáculo en mi camino para cumplir con mis sueños y metas propuestas.

A Nancy, mi madre, quien es mi ejemplo, el timón de mi vida, que su ejemplo me ha demostrado que, con esfuerzo, sacrificio, lucha y entrega nada es imposible. Le agradezco por permanecer a mi lado, siempre apoyándome y brindándome una cálida sonrisa que llena mi vida. Por darme la vida y guiarme siempre por el buen camino haciendo de mí una mujer de bien.

A mi padre Franklin, por estar a mi lado y brindarme su apoyo permitiéndome seguir adelante para cumplir mis metas. A mis abuelitos maternos, por siempre creer en mí y darme el apoyo en los momentos más difíciles de mi vida, por llenarme de amor y enseñarme el valor del cariño incondicional en la familia.

A la Ph. D. Alicia Guevara Caiquetán por permitirme realizar el presente proyecto bajo su dirección. Le agradezco profundamente por su confianza, esfuerzo, paciencia y preocupación en todo momento, ya que, con sus directrices, conocimiento y enseñanzas, me permitió realizar con éxito el desarrollo de mi tesis.

A la Escuela Politécnica Nacional y en especial a todos los ingenieros que conforman el cuerpo de docentes de la Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, por haber contribuido con mi formación profesional impartiendo sus valores y conocimientos.

Al Departamento DEMEX, por acogerme siempre con una gran sonrisa y hacerme sentir en familia. En especial a la especialista de análisis de laboratorio Verónica Díaz por su paciencia y su colaboración en el laboratorio al igual a la M.Sc. Evelyn Criollo por siempre estar dispuesta a ayudarme en todo lo que amerite. De igual forma a Anita Belén y Wilmer por su ayuda en todo momento y compartir conmigo haciendo de mi estadía un tiempo muy ameno.

A todos mis amigos y compañeros que estuvieron junto a mí en especial a Diana, Adriana, Rodrigo, Rosue, Paty, Gabriela, Sebastián, Marco, Mauricio, Juan, Cris. Gracias por apoyarme todos estos años en la EPN fue una experiencia muy bonita que siempre la recordare en mi corazón. Por compartir momentos difíciles de mi vida al igual que momentos llenos de diversión y de alegrías, sobre todo gracias por brindarme su valiosa amistad. Finalmente, a Michelle por ser mi amiga incondicional de toda la vida, por confiar en mí y darme siempre esa fuerza cuando más lo necesité gracias por estar conmigo en todo momento, por crecer junto a mí y compartir recuerdos locos, inolvidables y divertidos desde nuestra adolescencia que guardaré como un tesoro muy valioso.

# Evaluación de la Capacidad del Pasto Ryegrass Anual (*Lolium multiflorum*) para Depurar Soluciones y Suelo Agrícola Contaminados con Plomo

Haro Salazar, Brenda<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Escuela Politécnica Nacional, Departamento de Metalurgia Extractiva, Quito, Ecuador

**Resumen:** La fitorremediación es un método de tratamiento botánico o remediación verde, amigable con el medio ambiente, eficiente y menos costosa que técnicas alternativas. La presente investigación busca evaluar la capacidad de depuración, por fitorremediación, de soluciones y suelo agrícola contaminados con plomo, empleando pasto ryegrass anual (*Lolium multiflorum*). Con este fin se cuantifica el porcentaje de absorción del metal y la adaptabilidad (mortalidad, marchitamiento y crecimiento) de esta especie, desarrollada por medios hidropónicos, a soluciones sintéticas de plomo 5 mgL<sup>-1</sup>. La remoción de plomo en solución, después de 5 días de tratamiento fue del 87,9 %, con índices de mortalidad y marchitamiento de la planta inferiores al 5 %. Se evaluó además la capacidad de remediación del pasto ryegrass anual en un suelo agrícola proveniente de la zona de Machachi (cantón Mejía), contaminado con plomo en una concentración de 200 mgKg<sup>-1</sup>, por un periodo de 7 semanas, alcanzando valores de remoción de 55,3%. En ambos casos, después del tratamiento, se obtienen concentraciones inferiores a las definidas por la norma TULSMA (2003) el valor de 0,5 mgL<sup>-1</sup> como límite máximo de plomo permisible para descargas al sistema de alcantarillado público. En el caso de suelos agrícolas el valor permisible máximo de plomo es 100 mgKg<sup>-1</sup> según el criterio de restauración de suelos. Adicionalmente se determina que el pasto ryegrass anual es una planta hiperacumuladora, debido a su gran capacidad de almacenar metales pesados en la zona aérea como el tallo y hojas.

**Palabras clave:** Pasto ryegrass anual, fitorremediación, suelo agrícola, plomo, solución sintética

## Evaluation of the Capacity of Grass Ryegrass Anual (*Lolium multiflorum*) to Purify Solutions and Agricultural Soil Contaminated with Lead

**Abstract:** Phytoremediation is a method of botanical treatment or green remediation, friendly to the environment, efficient and less expensive than alternative techniques. The present investigation seeks to evaluate the purification capacity, by phytoremediation, of solutions and agricultural soil contaminated with lead, using annual ryegrass grass (*Lolium multiflorum*). For this purpose, the percentage of metal absorption and the adaptability (mortality, wilting and growth) of this species, developed by hydroponic means, to synthetic solutions of lead 5 mgL<sup>-1</sup> are quantified. The removal of lead in solution, after 5 days of treatment, was 87.9 %, with rates of mortality and wilting of the plant below 5 %. The remediation capacity of annual ryegrass grass in agricultural soil from the Machachi area (Mejía canton), contaminated with lead at a concentration of 200 mgKg<sup>-1</sup>, was also evaluated for a period of 7 weeks, reaching removal values of 55.3 %. In both cases, after treatment, concentrations lower than those defined by the TULSMA (2003) standard are obtained, the value of 0.5 mgL<sup>-1</sup> as the maximum allowable lead limit for discharges to the public sewer system. In the case of agricultural soils, the maximum permissible value of lead is 100 mgKg<sup>-1</sup> according to soil restoration criteria. Additionally, it is determined that the annual ryegrass grass is a hyperaccumulating plant, due to its great capacity to store heavy metals in the aerial zone such as the stem and leaves.

**Keywords:** Grass ryegrass anual, phytoremediation, agricultural soil, lead, synthetic solution.

### 1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo e incremento de zonas industrializadas aumenta los niveles de contaminación del aire, suelo y agua. Los metales pesados son uno de los mayores contaminantes pues son altamente utilizados en la agricultura, minería, producción de explosivos, baterías, entre otros (Gupta, Huang y Corpas,

2013). Por lo cual el problema ha ido incrementando a medida que la industria crece, genera alteración en los ciclos naturales.

El agua contaminada en su mayoría es usada para irrigar cultivos, induciendo particularmente el almacenamiento de contaminantes en el suelo. Debido a que dichos metales no son biodegradables, se depositan en el medio ambiente

contaminando la cadena alimentaria, representando un riesgo en la salud humana y ambiental (García y Gonzáles, 2018).

Se llama metal pesado a ciertos elementos metálicos que presentan una densidad por encima de  $5 \text{ gcm}^{-3}$ . Metales como hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), cobalto (Co), entre otros, son esenciales para los organismos vivos. Pero, existen metales que no cumplen ninguna función biológica específica, al contrario, son altamente nocivos como el cadmio (Cd), mercurio (Hg), arsénico (As) o plomo (Pb). (Ortiz, Sanz, Dorado y Villar, 2007).

### 1.1 Metales pesados según su origen

Los metales pesados de acuerdo con su origen pueden clasificarse en:

- Geogénicos: provienen de la roca madre en la se originó el suelo en cuestión (Diez, Kidd y Monterroso, 2009)
- Antropogénicos: provienen de los restos peligrosos provenientes de procesos industriales, mineras, agrícolas y despojos urbanos (Falcó y Martí, 2012).

De acuerdo con su función biológica se dividen en:

- Oligoelementos o micronutrientes: se requieren en mínimas cantidades, de este modo los organismos concluyen su ciclo de vida (Bissen & Frimmel, 2003)
- Sin función biológica conocida: presentan la propiedad de almacenarse en los organismos vivos y resultan altamente tóxico como Cd, Hg, Pb, Cu, Sb, Bi (Alcalá, Sosa y Moreno, 2009).

El almacenamiento de metales pesados en la naturaleza activa o inhibe procesos enzimáticos que perturban la producción de las mismas (Mayank, Devendra y Manoj, 2011), produce como resultado una ruta de ingreso de estos en la cadena alimenticia.

El plomo en especial es un metal pesado que carece de valor biológico, por su tamaño y carga puede sustituir al calcio acumulándose en los tejidos óseos (Cala y Kunimine, 2003). La absorción del mismo dependerá del estado nutricional de cada persona, siendo mayor cuando existe una dieta baja en calcio, proteína y hierro (NOM, 2002).

### 1.2 Movilidad del plomo en el suelo

Mudd (2010) ha demostrado que el deterioro de suelos por Pb y Cd se debe a la disminución de sus nutrientes por ende dificulta el movimiento de la carga microbiana, afectando de manera directa a los cultivos. No obstante, no todo el plomo del suelo muestra igual grado de actividad o de disponibilidad, ya que la disposición química del plomo depende de ciertos factores como son el pH del suelo, la mineralogía, estructura, la materia orgánica presente en el mismo y del origen de los compuestos de plomo contaminantes (Ruby, Schoof y Sellstone, 1996).

### 1.3 Métodos de tratamiento de suelos

Existen varios métodos para la depuración de suelos degenerados con metales pesados, estas tecnologías pueden ser clasificadas en tres grupos como:

- Tecnología física: se enfoca en el aislamiento, reposición y vitrificación del suelo (Mudd, 2010).
- Tecnología química: mediante el uso de estabilizantes, solidificantes y lavados (Ucaroglu y Talinli, 2012).
- Tecnología biológica: con el uso de plantas se logra el proceso de absorción mediante microorganismos proceso llamado fitorremediación (Sterckeman Douay, & Fourrier, 2000).

Las tecnologías tanto físicas como químicas demuestran su eficacia; sin embargo, son difíciles de aplicar en grandes extensiones de terrenos, por lo que resulta ser mucho más costosas (Fakayode y Chianwa, 2002). Al contrario, el método biológico o fitorremediación que se deriva de las palabras “fito” (planta) y “remediación” (recuperación) que puede definirse como remediación botánica o remediación verde, hace de esta una tecnología más amigable para el medio ambiente y menos costosa. La fitorremediación usa plantas para disminuir metales pesados (Cai & Ma, 2002), por su habilidad de acumular y activar en sus tejidos altos niveles de metales pesados tales como Pb y Cd (Govarthana, Mythilib y Selvakumar, 2018,). Es una tecnología, rentable, eficiente y ecológica.

### 1.4 Métodos de fitorremediación

Adesodun et al., (2010) menciona diversas técnicas como:

- Fito extracción, absorbe y acumula el contaminante en la biomasa cosechable; es decir en los brotes y área foliar.
- Fitoestabilización, limita el movimiento y su disponibilidad de contaminantes en el suelo por medio de las raíces.
- Fitovolatilización, convierte el contaminante en forma volátil y lo libera hacia la atmósfera.
- Fitodegradación, degrada xenobióticos orgánicos (sustancia química no natural que interactúa con un organismo) por enzimas que se encuentran en plantas, en el interior de los tejidos vegetales.
- Rizodegradación, degrada xenobióticos vivos en la rizosfera mediante microorganismos, los cuales son bacterias que contribuyen a la remoción de los contaminantes.
- Fitodesalinización, eliminan el exceso de sales en suelos salinos por medio de especies halófitas que son microorganismos alojados en sustratos con alta concentración de sales.

### 1.5 Especies hiperacumuladoras

- Algunas especies poseen una gran capacidad para almacenar metales pesados son denominadas hiperacumuladoras y en función a sus respuestas fisiológicas se clasifican en tres tipos:
- Excluyentes, acumulan metales pesados en el tallo y hojas, en menor concentración que en los suelos.
- Indicadoras, acumula el metal pesado en el tejido aéreo con una correlación lineal a razón de la concentración en el suelo.
- Acumuladoras, concentra el metal en la zona aérea como el tallo y hojas, en mayor concentración que los metales presentes en el suelo (Covarrubias, García, & Peña, 2015).

### 1.6 Mecanismo de fitorremediación

El mecanismo de absorción para metales pesados en la fitorremediación inicia al absorber una fracción del metal en cuestión en la superficie de la raíz; luego el metal biodisponible se mueve por la membrana celular hacia las células de la raíz. Una parte del metal absorbido por las raíces se inmoviliza en las vacuolas. No obstante, el metal móvil intracelular cruza las membranas celulares hacia el tejido vascular de la raíz, hasta que al final se dirige desde la raíz a los tejidos aéreos presente en hojas y tallos (Lasat, 1997).

El desarrollo industrial puede provocar que los suelos aledaños a zonas industriales estén contaminados con metales pesados, debido a esto actualmente se invierte en múltiples estudios y acciones para restablecer sus características físicas y químicas de una manera que regresen a su estado natural (Khalid et al., 2017).

En América Latina a pesar de que la degradación del recurso suelo es evidente en varias regiones, el estudio sobre su recuperación aún no es un tema prioritario. El suelo es un componente en el ambiente que, debido a su origen, formación y desarrollo no puede ser retirado del entorno que lo rodea, es quebradizo, su recuperación es complicada y muy prolongada, por ello es imperativo protegerlo de la contaminación.

En el Ecuador, a pesar de la importancia del tema, hay pocos estudios referidos a esta problemática. Ibujés (2018), trabajó en la remoción del arsénico contenido en tierras provenientes de una zona aledaña a una planta de extracción de oro en Azuay y a la zona volcánica en Tungurahua, mediante fitorremediación, con las especies llantén menor, pasto azul y pasto anual, que reportaron porcentajes de absorción de 28, 32 y 25 % respectivamente. Por otro lado, Coyago (2016) evaluó la capacidad de absorción de plomo en suelos contaminados a causa de una planta de reciclaje de baterías automotrices (Fabribat, Baterías Ecuador), con tres especies: amaranto, acelga y alfalfa. El amaranto presentó valores máximos de absorción de 500 mgkg<sup>-1</sup>, en cambio la alfalfa y acelga mostraron una absorción de 1201 mgkg<sup>-1</sup> y 529 mgkg<sup>-1</sup> respectivamente.

Por otra parte, en la ciudad de Machachi (Pichincha), que hasta hace algunos años era eminentemente agrícola, actualmente ha reducido el territorio dedicado a estas labores, ya que en los últimos años en este sector se han asentado varias industrias como acerías (ADELCA, Acero de los Andes), metalmecánica y de equipos (Submarinista, Fanedox), textiles, transporte pesado, entre otras, además de amplias carreteras. A la vez grandes extensiones de cultivos aún producen los alimentos que llegan directamente a la ciudad de Quito y otras ciudades aledañas.

La cercanía de zonas industriales a sitios de cultivo de alimentos ha generado la contaminación con metales pesados que se acumulan sobrepasando la norma permisiva, así, por ejemplo, en uno de los pocos estudios que existen al respecto en nuestro país, se reportó la presencia de plomo en cultivos de café en concentraciones de 8,70 mgkg<sup>-1</sup>, debido a la acumulación del mismo en suelos agrícolas por la actividad industrial cercana (Garzón, 2006).

El plomo es liberado por actividades industriales (elaboración de baterías, municiones, soldadura, tuberías, pigmentos, insecticidas, aleaciones, entre otros) y por la transportación, provoca que se deposite en suelos cercanos a estas zonas.

La contaminación con plomo en suelos agrícolas es preocupante ya que su absorción puede provocar un alto riesgo en la salud humana al momento de ingerir alimentos contaminados por este metal. Una alternativa económica para disminuir la contaminación en suelos y que se puede aplicar *in-situ*, es la fitorremediación, que usa plantas capaces de absorber y acumular contaminantes disminuyendo su concentración hasta niveles inferiores a la normativa ambiental (Diez et al., 2009).

En el presente trabajo se evaluó la capacidad de una planta perenne como el pasto ryegrass, para depurar (por fitorremediación) tanto soluciones como un suelo agrícola contaminados con plomo. Con este fin se usó dos tipos de ensayos, con 20 repeticiones en cada caso:

- Soluciones sintéticas para establecer la capacidad máxima de remoción del contaminante en un sistema sencillo (agua-planta)
- Suelo contaminado por capilaridad para establecer la capacidad de depuración de la misma especie en un sistema más complejo (agua-suelo-planta), para lo cual se empleará un suelo agrícola de la zona de Machachi, que se encuentra cerca de la zona industrial y de importantes carreteras, lo que le hace susceptible a la contaminación con metales pesados.

## 2. METODOLOGÍA

En el presente estudio se busca evaluar la capacidad del pasto ryegrass anual (*Lolium multiflorum*) para depurar soluciones y suelo agrícola contaminados con plomo, con este fin se empleó la metodología resumida a continuación:

### 2.1. Desarrollo de pasto ryegrass anual (*Lolium multiflorum*) por medios hidropónicos, en contacto con solución nutritiva, para ser empleado en procesos de fitorremediación

La especie forrajera ryegrass anual, se germinó y las plántulas obtenidas se colocó en canastas hidropónicas en contacto con una solución nutritiva que brinda las mejores condiciones para crecimiento del ryegrass y lo prepara para los ensayos posteriores de fitorremediación. Durante su desarrollo se midió el tamaño de raíz, el número y el tamaño de hojas, como se describe a continuación:

La germinación de la especie ryegrass anual se realizó en un sustrato de coco inerte (Sandoval et al., 2013). Se midió su pH, el cual debe oscilar entre 5,5 y 6,5, rangos que resultan apropiados para el desarrollo de las plantas. Para este proceso se empleó una bandeja de germinación de 200 alveolos, en cada alveolo se colocarán tres semillas a una profundidad igual a tres veces el tamaño de la propia semilla (Martín, 2010).

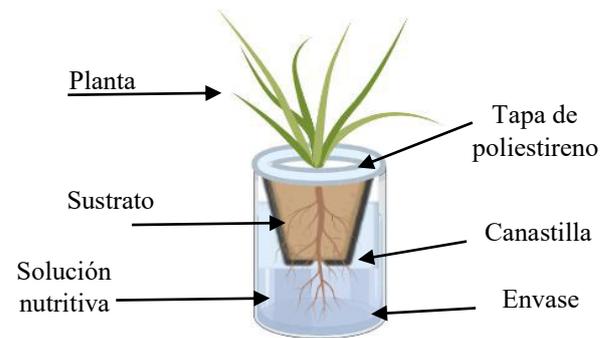
Durante el periodo de un mes de proceso se tomó datos de las condiciones de las plántulas como tamaño de raíz, número y tamaño de hojas. Posteriormente se trasplantó a canastillas hidropónicas donde se desarrolló gracias al contacto con solución nutritiva (Tabla 1) previamente calculada y dosificada (Urrestarazu Gavilán, 2004) que fue suministrada durante 15 días. Al finalizar el periodo de 15 días se midió nuevamente el tamaño de raíz, número y tamaño de hojas, así como el porcentaje de mortalidad, de esta forma se evaluó la adaptación de las plantas al medio hidropónico y se podrá establecer su capacidad de adaptación al proceso de fitorremediación. Para continuar los ensayos se tomaron 20 plantas desarrolladas, las cuales serán expuestas a una solución sintética de plomo ( $5 \text{ mgL}^{-1}$ ), otras 20 plantas se plantaron en el suelo agrícola contaminado con plomo ( $200 \text{ mgkg}^{-1}$ ) para su depuración, como se explica más adelante.

Las canastillas de hidroponía (perforadas), fueron diseñadas de tal forma que solo las raíces permanezcan en contacto con la solución nutritiva. Mediante conos truncados de 92 mL de capacidad, 5 cm de elevación, 6 cm de abertura superior y 4 cm de diámetro inferior. Dichas canastillas se colocaron a su vez en contenedores de 0,5 L de capacidad (10,5 cm de altura, 10 cm de abertura superior y 8 cm de diámetro inferior) que contendrá los 300 mL de sustancia nutritiva, como se muestra en la Figura 1.

**Tabla 1.** Solución nutritiva

Fórmula	Concentración ( $\text{gL}^{-1}$ )
$\text{KN}_2\text{PO}_4$	0,263
$\text{KNO}_3$	0,583
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	1,003
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,513
EDTA Fe	0,079
$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	0,0061
$\text{H}_3\text{BO}_3$	0,0017
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,00039
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0,00037
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,00044

(Urrestarazu Gavilán, 2004)



**Figura 1.** Esquema del cultivo hidropónico.

### 2.1. Evaluación de la capacidad de absorción de plomo del pasto ryegrass anual de una solución sintética ( $5 \text{ mgL}^{-1}$ ) para su depuración a valores inferiores a la norma

Previamente a exponer las plantas desarrolladas a suelos contaminados, se usó soluciones sintéticas para establecer la capacidad máxima de remoción de plomo en un sistema sencillo (agua-planta) y en una segunda fase del proceso se realizó la evaluación de la capacidad de depuración de la misma especie en un sistema más complejo (agua-suelo-planta). De esta forma se evaluó la eficiencia del ryegrass para depurar medios simples y más complejos contaminados con plomo.

Se tomó 20 plantas ya desarrolladas y se colocó en las canastillas de hidroponía (perforadas), en contacto con 300 mL de solución nutritiva, a la cual se adicionó sales de plomo hasta alcanzar una concentración de  $5 \text{ mgL}^{-1}$ , este es un valor diez veces superior a la normativa en Anexos del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, Anexo I, Tabla 11, el valor de  $0,5 \text{ mgL}^{-1}$  es el límite máximo de plomo permisible para descargas de efluentes al alcantarillado público (TULSMA, 2003). Se evaluó la cantidad de plomo que las plantas son capaces de absorber durante 7 días y en este periodo se registró su mortalidad, el número de hojas sanas, marchitas, longitud de hojas de las plantas empleadas. Se tomarán alícuotas de 5 mL de solución sintética al segundo, quinto y séptimo día de desarrollo del ensayo respectivamente (Guanoluisa, 2012) para evaluar la efectividad del tratamiento de depuración por el análisis del plomo remanente en solución.

Para establecer la cantidad del plomo remanente en las soluciones hidropónicas se usó el equipo de absorción atómica (AAAnalyst 300). Los parámetros por evaluar en este ensayo fueron el porcentaje de plomo absorbido por la planta, el porcentaje de mortalidad y marchitamiento, durante al menos 7 días de exposición de las plantas, tiempo en el cual ya se espera obtener valores iguales o inferiores de  $0,5 \text{ mgL}^{-1}$  (TULSMA, 2003), de ser necesario se incrementará el periodo de contacto.

Además, a manera de blanco del ensayo, para efectos de comparación, se empleó tres plantas que se pondrán en contacto solamente con solución nutritiva, en el mismo volumen y tiempo antes mencionados. También se evaluó la cantidad de líquido evaporado durante el ensayo, para esto se

usó dos envases, uno con agua destilada y otro con solución nutritiva contaminada y se registrarán los cambios de volumen. El tratamiento estadístico de datos se realizó con el programa INFOSTAT, para el análisis funcional se aplicó la prueba de significación de Tukey con nivel de significancia del 5 %.

## 2.2. Evaluación de la capacidad de absorción de plomo del pasto ryegrass anual en un suelo agrícola contaminado con plomo ( $200 \text{ mgkg}^{-1}$ ), para su depuración a valores inferiores a la norma

En este caso se realizó la evaluación de la absorción de plomo por ryegrass anual en un sistema más complejo conformado por agua-suelo-planta. Para estos ensayos se empleó un suelo agrícola de la zona de Machachi de la parroquia Güitig Alto, (a 3 150 m de altura), cantón Mejía en la provincia de Pichincha. El suelo se homogenizó, se secó a temperatura ambiente por 7 días y se tamizó en malla de 2 mm, se empleó la fracción inferior a 2 mm para los ensayos posteriores (Martín, 2010). Se realizó la caracterización física (densidad, porosidad, textura) y química (pH, materia orgánica, Ca, Mg) y contenido inicial Pb en el suelo.

En este caso al final del periodo de desarrollo del pasto ryegrass se trasplantó 20 plántulas (INATEC, 2016), en recipientes con 600 gr que contienen el suelo agrícola. Los recipientes fueron conos truncados huecos de 1 L de capacidad, con altura de 0,136 m, abertura superior 0,115 m e inferior de 0,1 m, en la base de cada uno de ellos se colocó una malla de 3 mm de abertura y un plato para permitir el ascenso de las soluciones por capilaridad, como se observa en la Figura 2.

Posterior al trasplante y una vez el suelo haya sido contaminado (por capilaridad) con soluciones sintéticas de sales de plomo, de tal forma que se alcance en cada recipiente una concentración de  $200 \text{ mgkg}^{-1}$  (Pollard, 1980), que es un valor dos veces superior a la normativa según Anexos del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, Anexo 2, Tabla 3, el valor máximo permisible de plomo en suelos agrícolas restaurados es de  $200 \text{ mgkg}^{-1}$  (TULSMA, 2003). Se evaluó la capacidad de depuración del suelo por el pasto ryegrass por un periodo aproximado de 7 semanas y se tomó registros a la primera, segunda, tercera, cuarta y séptima semana, respectivamente (Jang, Hwang, Choi, & Park, 2005).

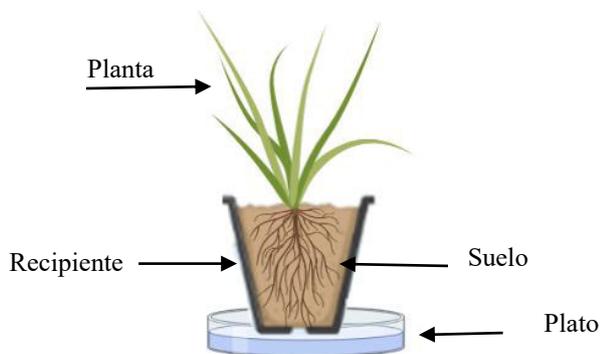


Figura 2. Esquema de cultivo en suelo

Tabla 2. Crecimiento y marchitamiento del pasto.

Planta	Crecimiento (%)			Marchitez (%)
	Planta	Raíz	Hojas	
Pasto ryegrass	75,8 ± 0,2	87,9 ± 0,3	64,2 ± 0,2	9,3 ± 0,3

Después de 7 semanas de tratamiento se retiró todas las plantas del suelo, se lavó las raíces con agua destilada para retirar todas partículas suelo, se sumergió en agua destilada por 2 minutos a toda la planta, luego se secaron a temperatura ambiente, se redujeron de tamaño y se homogeneizaron independientemente.

Para determinar la cantidad de plomo removido del suelo y contenido en la planta tanto en la raíz como en la parte aérea, se empleó disgregación ácida abierta. Se tomó 1g de muestra (hojas o raíces secas) y 8 mL de ácido nítrico al 69 % en vasos Erlenmeyer se colocó en agitación durante 40 minutos a una temperatura de 38 °C. De las soluciones obtenidas se tomó alícuotas de 10 mL previamente filtradas y se aforó a 50 mL con agua destilada. Finalmente se analizó por absorción atómica (Marin, Lăcrimioara, & Cecilia, 2011).

Los parámetros por evaluar al cabo de 7 semanas de tratamiento fueron por tanto el porcentaje de mortalidad, marchitamiento y remoción de plomo en un suelo agrícola, hasta llegar a valores iguales o inferiores a la norma mencionada de  $100 \text{ mgkg}^{-1}$  (TULSMA, 2003).

## 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se muestran los resultados logrados de la evaluación de la capacidad de pasto ryegrass anual para depurar soluciones y suelo agrícola contaminados con plomo.

### 3.1. Resultados del desarrollo de pasto ryegrass anual por medios hidropónicos, en contacto con solución nutritiva, para ser empleado en procesos de fitorremediación

La sustancia nutritiva empleada es rica en macro- y micro-nutrientes necesarios para el desarrollo del pasto ryegrass anual como se muestra en la Tabla 1. Al finalizar los 15 días de su exposición a medios hidropónicos se evaluó cualitativamente su crecimiento (Sección 2.1). Debido al alto contenido de nutrientes es muy importante no sobrepasar el tiempo de exposición de las plantas ya que se puede presentar complicaciones. Nath (2010) determina que, en las plantas desarrolladas en medios hidropónicos por un tiempo prolongado, se desarrollan varias fito-patologías como pulgón, putrefacción en los bulbos y en las raíces.

Los resultados cualitativos obtenidos respecto a los porcentajes de crecimiento y marchitamiento de la planta, su raíz y sus hojas, al finalizar un periodo de 15 días se muestran en la Tabla 2, donde se observa que la planta sobrepasa el 75 % de su crecimiento y de esta manera nos aseguramos que se desarrolló adecuadamente. En cuanto a su fortalecimiento y vitalidad son adecuados, puesto que su marchitez es menor al 10 % y por tanto se encuentran en buenas condiciones para ser

expuestas a medios contaminados y altamente tóxicos (Urrestarazu Gavilán, 2004).

El análisis de varianza para los porcentajes de marchitamiento y crecimiento luego de 15 días, presenta una significancia estadística baja ( $P < 0,05$ ), lo que significa que los dos parámetros se ven afectados al estar en contacto con la solución nutritiva. Los coeficientes de variabilidad son bajos menores al 10%, por lo que se expresa una distribución homogénea de los datos. Se detectaron dos rangos de significancia A, B, para el crecimiento y marchitez de la planta

### 3.2. Resultados de evaluación de la capacidad de absorción de plomo del pasto ryegrass anual de una solución sintética ( $5 \text{ mgL}^{-1}$ )

El sustrato de fibra de coco empleado para desarrollar la planta en las canastillas hidropónicas, presenta un color café oscuro, estructura frágil y es fácil de desaglomerar. Posee una concentración de plomo de  $0,07 \text{ mgL}^{-1}$  (Ibujés, 2018). Presenta alta porosidad  $> 90 \%$ , elevado contenido de materia orgánica  $> 93 \%$  (Sandoval et al., 2013), además de alto poder retentivo de agua (aproximadamente de  $620 \pm 0,1 \%$ ), densidad aparente de  $0,18 \text{ gmL}^{-1}$  y buen drenaje (Ibujés, 2018).

Este sustrato, al poseer un alto porcentaje de porosidad y poder retentivo cumple con las condiciones idóneas para el correcto desarrollo del pasto ryegrass anual, puesto que Gosálbez (2012) menciona que existe una relación de equilibrio entre la porosidad del sustrato y la retención de agua que evita las enfermedades de origen fúngico (hongos) debido a que hay presencia de un exceso de humedad en las raíces.

En la Tabla 3 se presentan los resultados obtenidos para los porcentajes de remoción de plomo por pasto ryegrass anual, desde una solución sintética de  $5 \text{ mgL}^{-1}$ , durante una semana de exposición. Estos valores se calcularon mediante la diferencia de la cantidad de plomo inicial y la cantidad de plomo remanente en solución. Se puede observar que al quinto día se tiene el máximo porcentaje de remoción ( $87,9 \pm 0,2\%$ ), mientras que al séptimo día se absorbe un  $83,4 \pm 0,3 \%$ .

La concentración de plomo remanente en la solución hidropónica, durante los ensayos realizados, se presentan en la Tabla 3, donde se puede verificar que para el quinto día ya se tiene un valor de contenido de plomo de  $0,45 \text{ mgL}^{-1}$ , que es menor al valor de plomo fijado ( $0,5 \text{ mgL}^{-1}$ ) por la normativa (TULSMA, 2003) para límites de descargar de efluentes al sistema de alcantarillado público. Por tanto, se podría afirmar que el pasto ryegrass anual es capaz de depurar soluciones con contenidos de plomo 10 veces superiores a la normativa, en 5 días de contacto.

El alto porcentaje de absorción obtenido ( $87,9 \%$ ) se debe a que el pasto ryegrass anual ha desarrollado mecanismos altamente específicos para absorber, traslocar y acumular nutrientes (Vassilev et al., 2004), ya que el plomo presenta un comportamiento electroquímico similar a elementos nutritivos que toma la planta como es el calcio (Qaisar, Audil, y Muhammad, 2012).

**Tabla 3.** Porcentajes de absorción de plomo y plomo remanente durante 7 días.

Absorción de plomo			
Planta	Día 2 (%)	Día 5 (%)	Día 7 (%)
Pasto Ryegrass	$61,8 \pm 0,7$	$87,9 \pm 0,2$	$83,4 \pm 0,3$

Plomo remanente			
Solución	Día 2 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Día 5 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Día 7 ( $\text{mg L}^{-1}$ )
Solución sintética de plomo	$1,77 \pm 0,3$	$0,45 \pm 0,7$	$0,47 \pm 0,6$

Es importante destacar que el pasto presenta un alto grado de absorción de metales pesados, ya que cuenta con grandes tallos fibrosos y está generando nuevos brotes, mismos que retiran el contaminante continuamente (Zhou, Yang y Ren., 2014). La estructura fibrosa y resistente del pasto facilita la absorción de contaminantes como el plomo, ya que, según Flores et al. (2015) la absorción de los metales pesados depende de la estructura de la planta y cuan fibrosa es la misma.

En el estudio realizado por Coyago (2016) corrobora lo antes mencionado ya que al comparar el alfalfa, amaranto y acelga en suelos contaminados con plomo 2,5, 5,0 y 10,0 % durante 90 días se pudo observar que la alfalfa y el amaranto absorbieron más cantidad de plomo. En el caso de la alfalfa absorbió hasta  $1201 \text{ mgkg}^{-1}$  en materia húmeda caso contrario a la acelga que fue de  $529 \text{ mgkg}^{-1}$  en materia húmeda lo cual se debe a que su estructura es menos fibrosa y por ende dificulta el proceso de absorción.

En la Tabla 3 se muestra que después del quinto día de ensayo, cuando tiene lugar la máxima absorción de plomo, se presenta un cambio, ya que al séptimo día el pasto ryegrass anual libera una pequeña parte del plomo absorbido, probablemente porque la planta trata de volverse resistente al mismo. Según Catalá (2014) las plantas pueden elevar el contenido de calcio, lo que a su vez llevaría a niveles más bajos de acumulación del plomo, provocando un bombeo extracelular luego de bioacumularlo en las vacuolas.

En el caso de este ensayo, dado que la diferencia de absorción del metal pesado entre el quinto y el séptimo día es mínima, se puede considerar que se trata de un proceso de adaptación de la planta durante el proceso de fitorremediación y no al hecho de que la planta no sea resistente al plomo. Se puede verificar además que la absorción del metal disminuye de tal forma que al quinto día ya se han alcanzado valores inferiores a los fijados en la norma ambiental TULSMA (2003), que tienen un máximo de  $0,5 \text{ mgL}^{-1}$ . Por tanto, es posible emplear esta técnica para depurar efluentes líquidos con contenidos de plomo hasta 10 veces superiores al límite permitido.

Es importante además analizar los resultados cualitativos alcanzados para la mortalidad, marchitamiento y crecimiento de las plantas, obtenidos durante 7 días, que se indican en la Tabla 4. Aquí se muestra que el pasto utilizado tiene valores

inferiores al 5% para los parámetros mortalidad y marchitamiento y que el valor del crecimiento es positivo, lo que significa que la planta es idónea para acumular metales pesados en sus tejidos sin mostrar ningún síntoma de toxicidad y por tanto es apta para la remediación de suelos contaminados con plomo (Sherameti & Varma, 2011).

Si los porcentajes de mortalidad y marchitamiento sobrepasan al 5% y su crecimiento es atrofiado se determinaría que esta especie no es apta para remediar el metal en cuestión. Agrios (2010) señala que las plantas no aptas para fitorremediación pueden presentar estrés que se manifiesta en la reducción fotosintética y el retraimiento del crecimiento en sus hojas y principalmente en sus raíces hasta producir la muerte de la planta en cuestión, lo que no sucede en este ensayo.

El análisis de varianza para los porcentajes de absorción de plomo, mortalidad, marchitamiento y crecimiento luego de un periodo de 7 días se aprecia una significancia estadística baja ( $P < 0,05$ ) en los tres primeros parámetros, lo que significa que se ven afectados durante este periodo al estar al contacto con el plomo. En el caso del crecimiento puesto que la planta está expuesta por un periodo corto al contaminante, no sufre ninguna alteración por este metal. En cuanto al coeficiente de variabilidad existen valores bajos  $< 40\%$ , por lo que se expresa una distribución homogénea de los datos. Se detectaron tres rangos de significancia A, B, C, para el porcentaje de remoción del plomo; para el marchitamiento y mortalidad se mostró dos A, B y para el crecimiento se reveló un rango A ya que el crecimiento no es afectado por la solución sintética de plomo.

### 3.3. Resultados de evaluación de la capacidad de absorción de plomo del pasto ryegrass anual de un suelo agrícola contaminado con plomo ( $200 \text{ mg kg}^{-1}$ )

El suelo agrícola empleado para este ensayo se tomó a 3 150 msnm, en la provincia de Pichincha, cantón Mejía, parroquia Güitig, el cual presenta una densidad real de  $2,2 \text{ g cm}^{-3}$ , densidad aparente de  $0,9 \text{ g cm}^{-3}$ , porosidad de 59,1%, materia orgánica 7,3%, pH 5,9 y textura franco-arenosa (Salguero, 2021).

La porosidad del suelo empleado es considerada como media, lo que va a facilitar el movimiento del agua e infiltración de la misma, a su vez facilitará la aireación ya que está relacionado con el espacio que alberga el aire-agua de una manera proporcional (Flores y Alcalá, 2010). El suelo tiene una textura arenosa, por lo que según lo señalan García y Schlatter (2012) para todos los suelos que se encuentran a lo largo del gradiente altitudinal de 3 200 msnm, le corresponde una clase textural de franco-arenosa que no retiene fácilmente el agua y no presenta una buena adherencia.

El contenido de materia orgánica del suelo es algo elevado (7,3%), ya que se tomó de una zona que estuvo inactiva (sin cultivo por 10 años), esto genera una densidad aparente baja ( $0,9 \text{ g cm}^{-3}$ ), lo que mejora la retención del agua y de nutrientes del suelo. El suelo presenta un pH de 5,9 que es medianamente ácido lo que ayudará a la retención de nutrientes y al intercambio catiónico (Romero, García y Hernández, 2015).

La concentración de calcio ( $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ ) y de magnesio ( $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ ) disponibles es baja lo que lo convierte en un suelo deficiente de estos minerales. La baja concentración de calcio del suelo podrá favorecer la asimilación de plomo por las plantas ya que estas absorben el plomo por la similitud química que tiene con calcio (Verbruggen, Hermans, & Schat, 2009). Adicionalmente, la concentración inicial de plomo disponible el suelo también es baja ( $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ ), por tanto, los cambios de concentración que se observen dependerán de la concentración de la solución contaminante empleada.

En la Tabla 5 se indican los resultados obtenidos para los porcentajes de remoción de plomo del suelo de Machachi, durante el periodo de 7 semanas que duró el ensayo de fitorremediación. Se observa que a la séptima semana se tiene el porcentaje máximo de absorción de plomo del suelo por el pasto ryegrass, este valor es  $55,3 \pm 0,5\%$  y ha ascendido paulatinamente desde  $11,5 \pm 0,5\%$  en la primera semana, con incrementos variables de la velocidad de absorción, siendo la tercera semana cuando se da el mayor porcentaje de cambio de la concentración de plomo.

Para verificar que la disminución de la concentración de plomo del suelo contaminado se debe principalmente a la acción del pasto por el proceso de fitorremediación y que la materia orgánica presente no tiene una influencia importante en este proceso, se colocaron muestras de suelo contaminado con ausencia de la planta (blanco) y se midieron los cambios en la concentración de plomo, como se presenta también en la Tabla 9, donde se verifica que el cambio en la concentración de plomo debido a la materia orgánica del suelo agrícola, no genera cambios significativos en la concentración del metal pesado, esto debido a que es no volátil y por tanto se debe descontaminar por métodos químicos, físicos o biológicos (Adriano, 2001), como el empleado en este caso.

En la Tabla 6 se observa que al porcentaje máximo de absorción de plomo de la séptima semana le corresponde un valor de concentración del metal pesado remanente en el suelo de  $99,56 \text{ mg kg}^{-1}$ , este valor ya es menor a los  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  que se ha establecido como límite de plomo permisible para suelos agrícolas restaurados en la normativa TULSMA, (2003). La remoción del plomo por medio del pasto se debe probablemente a la acidez del suelo que facilita el intercambio catiónico, ya que se espera que exista una facilidad para la movilidad de cationes, como el plomo que es el contaminante bajo estudio (Romero et al., 2015).

Agudelo (2009) señala que la absorción de metales pesados por las plantas depende de la biomasa que estas contengan, puesto que, a mayor cantidad de esta, mayor porcentaje de absorción del contaminante; en este caso este proceso de fitorremediación se ve favorecido por la estructura fibrosa y resistente que posee el pasto ryegrass.

**Tabla 4.** Porcentaje de mortalidad, marchitamiento y crecimiento de la planta en cultivos hidropónicos.

Planta	Mortalidad	Marchitez	Crecimiento
	%	%	%

Pasto ryegrass anual	2,9 ± 0,2	4,9 ± 0,3	8,4 ± 0,8
----------------------	-----------	-----------	-----------

**Tabla 5.** Porcentajes de absorción de plomo durante 7 semanas.

Muestra	Semana 1 (%)	Semana 2 (%)	Semana 3 (%)	Semana 4 (%)	Semana 7 (%)
Suelo con pasto	11,5 ± 0,2	19,5 ± 0,3	37,9 ± 0,3	38,4 ± 0,3	55,3 ± 0,5
Suelo sin pasto	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,07 ± 0,01	0,08 ± 0,01

**Tabla 6.** Cantidad de plomo remanente en suelo contaminado con plomo.

Suelo	Sema.1 (mg/kg)	Sema.2 (mg/kg)	Sema. 3 (mg/kg)	Sema. 4 (mg/kg)	Sema. 7 (mg/kg)
Mach	194,32 ± 0,4	165,38 ± 0,7	126,15 ± 0,3	116,24 ± 0,5	99,56 ± 0,7
achi					

Se debe considerar además que, según Khan et al. (2015), el plomo modifica ciertas características físicas como químicas en el suelo por ejemplo su textura, conductividad, grado de fragmentación, el pH y algunas ocasiones aumenta su humedad, lo cual lo hace un elemento con mayor disponibilidad de acumulación en las plantas. Estos factores pueden tener influencia adicional en la absorción de plomo del sistema estudiado.

En la Tabla 7 se muestran los resultados conseguidos para establecer los porcentajes de plomo presentes en la masa seca de las raíces, de las hojas y tallos. Se determina que los porcentajes son altos, pero se concentran principalmente en la zona foliar. Estos resultados muestran que la planta posee una gran capacidad para acumular el metal pesado.

Este fenómeno indica que puede tratarse de una especie hiperacumuladora de metales pesados (Delgadillo et al., 2011). La concentración de plomo fue mayor en la parte de hojas y tallo que en las raíces, es decir que el pasto a más de tener un sistema de bloqueo de la translocación de plomo (Zolnowski, Ciecko, & Najmowicz, 2010), permite que metal logre viajar por la parte fibrosa del tallo y la estructura vegetativa, por tanto, a mayor cantidad foliar más cantidad de plomo absorbido según expone Mahdih, Yazdani y Mahdieth, (2013). Debido a este efecto, el metal pesado es atrapado en los tejidos vegetales y permanece en la estructura sin mostrar una liberación de este.

Ya que el metal en cuestión permanece en las especies vegetales, el consumo habitual de los animales de forma directa y luego el ser humano lo ingiere por medio de la ingesta de la cocción de estos. Se genera así una acumulación en seres humanos como en animales de una manera inminente, debido a lo cual se puede provocar graves enfermedades tanto en el sistema óseo como a nivel del sistema nervioso y sanguíneo (Martín, 2010). Este peligro inminente se debe considerar principalmente cuando se tienen cultivos de pasto y alimentos, cercanos a zonas afectadas por actividad industrial y de transporte, como es el caso del suelo estudiado.

**Tabla 7.** Distribución de plomo en las secciones de la planta

Muestra	Absorción (% peso)
Raíz	35,5 ± 0,6
Hojas y tallos	65,7 ± 0,7

**Tabla 8.** Porcentaje de mortalidad, marchitamiento y crecimiento de la planta en suelo agrícola contaminado con plomo.

Planta	Mortalidad %	Marchitez %	Crecimiento %
Pasto ryegrass anual	16,6 ± 0,5	29,2 ± 0,6	47,7 ± 0,6

Los resultados cualitativos calculados en cuanto a porcentajes de mortalidad, marchitamiento y crecimiento se encuentran en la Tabla 8, donde se observan bajos valores en los dos primeros parámetros, pero un alto porcentaje de crecimiento, es decir que el pasto ryegrass anual ha evolucionado debido a que posee capacidad de desarrollarse y crecer en un ambiente contaminado con elementos latentemente venenosos en concentraciones muy elevadas (González, Mendoza & Zapata Pérez, 2008).

Esta tolerancia al plomo en las plantas se debe a procesos adaptativos que inactivan metabólicamente los elementos esenciales y no esenciales cuando representan un peligro hacia la integridad celular (Cai & Ma, 2002). La tolerancia puede aumentar cuando las plántulas se desarrollan y crecen en lugares que fueron contaminados previamente lo cual genera una rápida evolución (Pollard, 1980). Por ende, la resistencia que muestra el pasto ryegrass anual al sobrevivir en suelos contaminados con plomo es gracias a su aparato radicular extenso y desarrollado que permite clasificar estas especies como estabilizadores y pueden ser usadas para fitorremediación o depurar suelos contaminados (Álvarez, García, & Mendéndez, 2010) por varios tipos de metales.

Mediante un análisis de la varianza para los porcentajes de absorción de plomo, mortalidad, marchitamiento y crecimiento luego de 7 semanas, donde se aprecia que su significancia estadística es baja ( $P < 0,05$ ), lo que indica que los cuatro parámetros se ven afectados durante este periodo al estar al contacto con el plomo. En cuanto al coeficiente de variabilidad existen valores bajos  $< 22\%$ , por lo que se expresa una distribución homogénea de los datos. Se detectó cuatro rangos de significancia A, B, C, D, para el porcentaje de remoción del plomo y mortalidad; para el marchitamiento y crecimiento se detectó tres A, B, C.

La significancia estadística en el crecimiento que muestran estos ensayos se debe a que las plantas están sometidas a mayores concentraciones de plomo y por un periodo más prolongado de exposición. Isaza (2013) señala que en plantas como el maíz, el plomo logra provocar alteraciones en el desarrollo de las semillas y al igual que el crecimiento de las raíces, hojas y tallos, de esta manera reduce la capacidad de soportar condiciones extremas dando paso muchas de las veces a organismos patógenos a planta o a su vez genera ciertas enfermedades como: enanismo en sus órganos, asfixia por altas cantidades de plomo en el medio. Por tanto, las plantas que se exponen a distintas concentraciones de plomo pueden presentar diferentes respuestas fisiológicas, que varían dependiendo de la concentración del mismo y la especie de la planta (Covarrubias et al., 2015).

#### 4. CONCLUSIONES

El pasto ryegrass anual puede emplearse para fitorremediación de soluciones y suelos contaminados con plomo, desde concentraciones elevadas ( $5 \text{ mgL}^{-1}$  y  $200 \text{ mgkg}^{-1}$ ) hasta valores menores a los requeridos por la norma ambiental (TULSMA, 2003).

Se obtiene un valor máximo de absorción de plomo de  $87,9 \pm 0,2 \%$ , en 5 días desde una solución sintética de  $5 \text{ mgL}^{-1}$  de concentración inicial, empleando cultivos hidropónicos de pasto ryegrass anual, obteniendo soluciones que presentan  $0,48 \text{ mgL}^{-1}$  de plomo remanente, siendo este valor menor a  $0,5 \text{ mgL}^{-1}$ , fijado como límite permisible de plomo para descargas de efluentes al alcantarillado público según los parámetros de la normativa TULSMA (2003).

Los porcentajes de mortalidad y marchitamiento durante 7 días en cultivos hidropónicos de pasto ryegrass anual, presentan valores inferiores al 5 %, lo que significa que la planta es idónea para acumular metales pesados en sus tejidos sin mostrar ningún síntoma de toxicidad y es apta para la remediación de suelos contaminados con plomo.

La absorción máxima de plomo en suelo agrícola contaminado con solución sintética se presenta durante la séptima semana de tratamiento de fitorremediación con pasto ryegrass, con  $55,3 \pm 0,5 \%$  que representa un valor de plomo remanente en el suelo de  $99,56 \text{ mgkg}^{-1}$  que es menor al establecido ( $100 \text{ mgkg}^{-1}$ ) en la normativa TULSMA (2003) para suelos agrícolas restaurados.

La remoción de plomo en ausencia del pasto ryegrass anual es menor al 0,1 %, por lo que no existe cambio significativo en la concentración de plomo debido a la presencia de materia orgánica del suelo agrícola, por tanto, este tipo de suelos se deben tratar por métodos químicos, físicos o biológicos de depuración.

El porcentaje de plomo presente en la masa seca de la planta es mayor al 50 % por ende se determina que es una especie de hiperacumuladora por su gran capacidad para almacenar metales pesados. El pasto presenta un alto grado de absorción ya que cuenta con grandes tallos fibrosos y está constantemente generando nuevos brotes, los cuales van a absorber el contaminante continuamente.

La concentración de plomo fue mayor en la parte de hojas y tallo  $65,7 \pm 0,7 \%$  que en las raíces  $35,5 \pm 0,6 \%$ , debido a mayor cantidad foliar mayor cantidad de plomo absorbido

El pasto ryegrass anual presenta un crecimiento en suelos contaminados del  $47,7 \pm 0,6 \%$ , demostrando que ha evolucionado y posee capacidad de desarrollarse en ambientes potencialmente tóxicos, por procesos adaptativos que inactivan metabólicamente el riesgo hacia la integridad celular.

La remoción de plomo es posible debido a la baja concentración de calcio  $1,2 \text{ mgL}^{-1}$ , que ayuda a asimilar el plomo por las plantas ya que estas absorben el plomo por la similitud química que tiene con calcio.

La acidez del suelo con un pH de 5,9 facilita el intercambio catiónico permitiendo una fácil movilidad de cationes, como es el caso del plomo que es el elemento de estudio. Al igual de la cantidad de biomasa disponible 7,3 %, puesto que al aumentar esta incrementa el porcentaje de absorción del contaminante.

El plomo puede generar inhibición en el crecimiento de las plantas dando como resultado organismos patógenos que puede desarrollar ciertas enfermedades como: enanismo en sus órganos, asfixia por altas cantidades de plomo en el medio. Esto puede variar dependiendo de la concentración de este y la especie de la planta.

#### AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen a la Escuela Politécnica Nacional por su apoyo al desarrollo de la presente investigación a través del Proyecto PII-DEMEX-2020-02, al igual que al Departamento de Metalurgia Extractiva por sus servicios de análisis y el apoyo brindado al desarrollo de este estudio.

#### REFERENCIAS

- Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments*, 2nd edición. New York: Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>, p.58.
- Agrios, G. N. (2010). *Introducción a la fitopatología*. In *Fitopatología* (2nd ed). México: Limusa. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Agudelo, L., K. Macias y A. Suárez. 2009. Fitorremediación: la alternativa para absorber metales pesados de los biosólidos. *Red Revista Lasallista*. 6: pp. 57–60
- Alcalá, J., M. Sosa y M. Moreno. (2009). *Metales pesados en suelo urbano como un indicador de la calidad ambiental*: Ciudad de Chihuahua, México. Argentina: B-Geobotánica y Fitogeografía IADIZA (CONICET). B: pp. 53–69
- Álvarez, P., García, M., & Méndez, S. (2010). *Proyecto Piloto para la Aplicación de Fitorremediación a Suelos Contaminados por Metales Pesados: Mercurio, Arsénico y Plomo-Zinc en Asturias*. Oviedo de: Retrieved from [http://movil.asturias.es/medioambiente/articulos/ficheros/Proyecto\\_fitorremediacion.pdf](http://movil.asturias.es/medioambiente/articulos/ficheros/Proyecto_fitorremediacion.pdf) (Junio, 2021)
- Adesodun, J. K., Atayese, M. O., Agbaje, T. A., Osadiaye, B. A., Mafe, O. F., & Soretire, A. A. (2010). *Phytoremediation Potentials of Sunflowers (Tithonia diversifolia and Helianthus annuus) for Metals in Soils Contaminated with Zinc and Lead Nitrates*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 207(1–4), 195–201. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0128-3>
- Bissen, M., & Frimmel, F. H. (2003). Arsenic, A review. Part: Occurrence, toxicity, speciation, mobility, *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 31(1), 9–18. <https://doi.org/10.1002/ahch.200390025>
- Cai, Y., & Ma, L. Q. (2002). *Metal Tolerance, Accumulation, and Detoxification in Plants with Emphasis on Arsenic in Terrestrial Plants*. In *Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements*. Florida: American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/bk2003-0835.ch008>, p. 133.

- Cala, V. y Y. Kunimine. (2003). *Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 9: 109–115.
- Catalá, M. (2014). *Efectos de los metales pesados en las plantas*. Obtenido de: <https://toxamb.wordpress.com/2014/12/11/efectosde-los-metales-pesados-en-las-plantas/> (Septiembre, 2021).
- Covarrubias, S. A., García Berumen, J. A., & Peña Cabriales, J. J. (2015). *Microorganisms role in the bioremediation of contaminated soils with heavy 14 metals*. *Acta Universitaria*. <https://doi.org/10.15174/au.2015.907>.
- Coyago, E. (2016). *Absorción de plomo de suelos altamente contaminados en especies vegetativas usadas para consumo animal y humano*. (Trabajo de Titulación previo a la obtención de Ingeniera en Biotecnología). Quito, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana, p. 35.
- Delgado, A. E., González, C. A., García, P., Villagómez, J., & Acecedo, O. (2011). *Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación*. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14, 597–612.
- DEMEX. (2018). *Caracterización del sustrato de coco en estereoscopio trinocular Olympus ZSX16*. Quito. Obtenido de: <http://www.epn.edu.ec/laboratorio-de-analisis-quimico-de-analisismineralogico-y-difraccion-de-rayos-x-y-planta-piloto-para-procesamientode-minerales/> (Marzo, 2021)
- Diez, J., P. Kidd y C. Monterroso. (2009). *Biodisponibilidad de metales en suelos y acumulación en plantas en el área de Trás-os-Montes (NE Portugal): influencia del material original*. España: Sociedad española de la Ciencia del suelo. 17: 313–328, p.27.
- EPA, U. (1990). *Method 1311 Toxicity Characteristics Leaching Procedures (TCLP)*. In *US Code of Federal Regulations Title 40*. Washington: US Government Printing Office, p.35.
- Fakayode, S. y P. Chianwa. (2002). *Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in Guinea grass (Panicum Maximum) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria*. *Environmental Geology*, 6: 145–150.
- Falcó, G. y J. Martí. (2012). *Riesgo tóxico por metales presentes en alimentos*. España, p.234.
- Flores, L., y Alcalá, J. (2010). *Manual de procedimientos analíticos: Laboratorio de Física de Suelos*. Obtenido de: <https://www.geologia.unam.mx/igl/deptos/edafo/lfs/MANUAL%20DEL%20LABORATORIO%20DE%20FISICA%20DE%20SUELOS1.pdf>. (Abril, 2021)
- Flores, M., S. Hattab, S. Hattab, H. Boussetta, M. Banni y L. Hernández. (2015). *Specific mechanisms of tolerance to copper and cadmium are compromised by a limited concentration of glutathione in alfalfa plants*. *Plant Science*, 233: 165–173.
- García, L., y Schlatter, J. (2012). *Caracterización de suelos a lo largo de un gradiente altitudinal en Ecuador*. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 7(3), 456-464
- Garzón, A. (2006). *Informe Plomo y Cadmio en Ecuador*. Quito: Ministerio de Ambiente de la República del Ecuador.
- Gosálbez, C. (2012). *¿Qué es la fibra de coco?* Quito. Obtenido de: [https://www.planetahuerto.es/revista/que-es-la-fibra-de-coco\\_00151](https://www.planetahuerto.es/revista/que-es-la-fibra-de-coco_00151) (Mayo, 2021)
- González-Mendoza, D., & Zapata-Pérez, O. (2008). *Mecanismos de tolerancia a elementos potencialmente tóxicos en plantas*. *Soc.Bot.Méx* (Vol. 82). México. Obtenido de: <http://www.scielo.org.mx/pdf/bsbm/n82/n82a5.pdf>
- Govarthana, M.; Mythilib, R.; Selvankumar, T.; et al. (2018). *Mycophytoremediation of arsenic- and leadcontaminated soils by Helianthus annuus and wood rot fungi, Trichoderma sp. isolated from decayed Wood*. *Ecotoxicology Environmental Safety* 151: 279-284
- Guanoluisa, L. (2012). *Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga mediante electrocoagulación y fitorremediación*. (Trabajo de Titulación previo a la obtención de Ingeniera Química). Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional, p.43.
- Gupta, D., H. Huang y F. Corpas. (2013). *Lead tolerance in plantas: strategies for phytoremediation*. *Environ Sci Pollut Res*. 12: 2150–2161, p.16.
- H. Ali, E. Khan, M.A. Sajad. (2013). *Phytoremediation of heavy metals- Concepts and applications*, *Chemosphere*. 91 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>.
- Ibujés, V. (2018). *Evaluación de la remoción de arsénico en suelos contaminados por la técnica de fitorremediación* (Trabajo de titulación para la obtención del título de Ingeniera Química). Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional.
- INATEC. (2016). *Viveros y semillas*. Masaya: Instituto Nacional Tecnológico Dirección General De Formación Profesional. Retrieved from [https://www.jica.go.jp/project/nicaragua/007/materials/ku57pq0000224spzatt/Manual\\_de\\_Vivero\\_y\\_semillero.pdf](https://www.jica.go.jp/project/nicaragua/007/materials/ku57pq0000224spzatt/Manual_de_Vivero_y_semillero.pdf)
- Isaza, G. (2013). *Efecto del plomo sobre la imbibición, germinación y crecimiento de Phaseolus vulgaris L. y Zea mays L*. *Biotecnología Vegetal*, 13(3). [https://doi.org/10.1162/EDFP\\_a\\_00022](https://doi.org/10.1162/EDFP_a_00022)
- Jang, M., Hwang, J. S., Choi, S. Il, & Park, J. K. (2005). *Remediation of arsenic-contaminated soils and washing effluents*. *Chemosphere*, 60(3), 344–354, p.8. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.018>
- Jons, J. B. (2001). *Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (Helianthus annuus) plant*, *Ann. Agric. Sci*. 63 123–127. <https://doi.org/10.1016/j.aoas.2018.05.007>.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I., & Dumat, C. (2017). *A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils*. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 247–268, p.17. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
- Khan, A., Khan, S., Khan, M. A., Qamar, Z., & Waqas, M. (2015). *The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review*. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18), 13772–13799. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-0>
- López, E., y Miñano, F. (1988). *Métodos rápidos de análisis de suelos*. Obtenido de: [https://www.miteco.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/hojas/hd\\_1988\\_18.pdf](https://www.miteco.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/hojas/hd_1988_18.pdf). (Mayo, 2021)
- Mahdieh, M., M. Yazdani y S. Mahdieth. (2013). *The high potential of Pelargonium roseum plant for phytoremediation of heavy metals*. *Environ Monit Assess*. 5: 7877– 7881.
- M.M. Lasat. (1997). *The Use of Plants for the Removal of Toxic Metals from Contaminated Soil*, *Am. Assoc. Adv. Sci. Environ. Sci. Eng. Fellow*. 18 359–362. <https://doi.org/10.1080/09593331808616549>.
- Marin, Ş., Lăcrimioara, Ş., & Cecilia, R. (2011). *Evaluation of performance parameters for trace elements analysis in perennial plants using icp-oes technique*. *J. Plant Develop* (Vol. 18). Bucarest, p. 62.
- Martín, G. (2010). *Guía rápida de plantas aromáticas y medicinales en balcones y terrazas*. Un Huerto En Mi Balcón, 1–9, p.4.
- Mayank, V., K. Devendra y P. Manoj. (2011). *Bioassay as monitoring system for lead phytoremediation through Crinum asiaticum L*. *Environ Monit Assess*. 9: pp. 373–38
- Mudd, G.M. (2010). *The environmental sustainability of mining in Australia: key mega-trends and looming constraints*. *Resource Policy* 35(2): pp. 98-115
- Nath, S. (2010). *Arsenic Stress in Plants*. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 196(3), 161–174. <https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.2009.00407.x>
- NOM. (2002). *Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente*. Norma Oficial Mexicana. NOM-199-SSA1-2000: 20.

- Qaisar, M., R. Audil, y B. Muhammad. (2012). *Estudio exploratorio para determinar zonas potenciales de inundación y depósito de arsénico en cuencas de montaña (Trabajo de titulación para la obtención del Grado de Maestro en Ciencias en Hidrología Ambiental)*. Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro
- Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M., y Villar, S. (2007). *Técnicas de recuperación de suelos contaminados*. Obtenido de: [https://www.madrimasd.org/uploads/informacionidi/bibliotec/a/publicacion/doc/VT/vt6\\_tecnicas\\_recuperacion\\_suelos\\_contaminados.pdf](https://www.madrimasd.org/uploads/informacionidi/bibliotec/a/publicacion/doc/VT/vt6_tecnicas_recuperacion_suelos_contaminados.pdf). (Noviembre, 2020)
- P. García. González. (2018). *Phytoremediation of soils contaminated with heavy metals*, *Biodivers. Int. J.* 2 362–376. <https://doi.org/10.15406/bij.2018.02.00088>.
- Pollard, A. J. (1980). *Diversity of metal tolerances in Plantago lanceolata L. from the southeastern United States*. *New Phytologist*, 86(1), 109–117. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1980.tb00783.x>
- Romero, C., García, E., y Hernández, E. (2015). *Materia orgánica y densidad aparente en suelos del suroeste de La Malinche, Tlaxcala, México*. *Revista Iberoamericana de Ciencia*, 2(5), 63-70
- Ruby M.V., Schoof R. y Sellstone C.M. (1996). *Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test*. *Environ. Sci. Technol.* 30, 422-430
- TULSMA. (2003). Anexo 4. *Ministerio Del Ambiente*, LIBRO 4, 124.
- Salguero, X. (2021). *Evaluación de la remediación electrocinética para suelos contaminados con arsénico y cobre. (Trabajo de titulación para la obtención del título de Ingeniera Química)*. Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional.
- Sandoval, M., Zapata, M., Celis, J., Quezada, C., Capulín, J., & Solís, A. (2013). *Efecto de la aplicación de fibra de coco (Cocos nucifera L.) en el almacenamiento y eficiencia del uso del agua en un Alfisol, sembrado con ballica (Lolium multiflorum L.) y en la toxicidad en lechuga (Lactuca sativa L.)*. *Effect of applying coconut*. *AGROSUR*, 41(3), 1–11. <https://doi.org/10.4206/agrosur.2013.v41n3-01>, p.29.
- Sherameti, I., & Varma, A. (2011). *Detoxification of heavy metals*. (I. Sherameti & A. Varma, Eds.) (30th ed.). Berlin: Springer Berlin. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-21408-0\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-21408-0_1)
- S. Ucaroglu, I. Talinli. (2012). *Recovery and safer disposal of phosphate coating sludge by solidification/stabilization*, *J. Environ. Manage.* 105 131–137. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.029>.
- Sterckeman, T., Douay., & Fourrier, H. (2000). *Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters*. *Water. Air. Soil Pollut.* 188 247–260. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9541-7>.
- Urrestarazu Gavilán, M. (2004). *Tratado de cultivo sin suelo (Mundi-Prensa)*. España: Ediciones Mundi-Prensa, p.15
- Vassilev, A., Schwitzguebel, J. P., Thewys, T., Van Der Lelie, D., & Vangronsveld, J. (2004). *The use of plants for remediation of metalcontaminated soils*. *The Scientific World Journal*, 4, 9–34. <https://doi.org/10.1100/tsw.2004.2>
- Verbruggen, N., Hermans, C., & Schat, H. (2009). *Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants*. *Current Opinion in Plant Biology*, 12(3), 364–372. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.05.001>
- Wenzel, W., Kirchbaumer, N., Prohaska, T., Stingeder, G., Lombi, E., & Adriano, D. C. (2001). *Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure*, 436, 309–323, p.44.
- Zhou, P., F. Yang, X. Ren y B. H. Y. An. (2014). *Phytotoxicity of aluminum on root growth and indole-3-a acid accumulation and transport in alfalfa roots*. *Environmental and experimental botany*. 104: 1–8.
- Zolnowski, A. C., Cieccko, Z., & Najmowicz, T. (2010). *Arsenic content in and uptake by plants from arsenic-contaminated soils*. In D. Springer (Ed.), *Application of Phytotechnologies for Cleanup of Industrial, Agricultural, and Wastewater Contamination* (pp. 135–145). Dordrecht: Springer published in cooperation with NATO Public Diplomacy Division. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3592-9>