

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN
FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



Una Institución Adventista

**Capacidad de acumulación de plomo de las especies adventicias
Amaranthus quitensis, Chenopodium ambrosioides y Tagetes
minuta en diferentes tipos de suelos**

Por:

Ruth Mariela Amones Luna

Mirella Rosmery Barja Peña

Asesor:

Dr. Michael Flores Mamani

PhD. Noé Benjamín Pampa Quispe

Lima, diciembre del 2019

DECLARACIÓN JURADA DE AUTORÍA DEL INFORME DE TESIS

Yo, Dr. Michael Flores Mamani

DECLARO:

Que el presente informe de investigación titulado: "CAPACIDAD DE ACUMULACIÓN DE PLOMO DE LAS ESPECIES ADVENTICIAS *AMARANTHUS QUITENSIS*, *CHENOPODIUM AMBROSIOIDES* Y *TAGETES MINUTA* EN DIFERENTES TIPOS DE SUELOS" constituye la memoria que presentan los Bachiller(es) Amone Luna Ruth Mariela y Barja Peña Mirella Rosmery para aspirar al título de Profesional de Ingeniero Ambiental ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección. Las opiniones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución.

Y estando de acuerdo, firmo la presente constancia en Lima, el 13 de octubre de 2019.




Dr. Michael Flores Mamani


Capacidad de acumulación de plomo de las especies adventicias
Amaranthus quitensis, Chenopodium ambrosioides y Tagetes minuta en
diferentes tipos de suelos


TESIS


Presentada para optar el título profesional de Ingeniero Ambiental

JURADO CALIFICADOR


Mg. Iliana Del Carmen Gutierrez
Rodriguez
Presidente


Mg. Milda Amparo Cruz Huaranga
Secretario


Mg. Joel Hugo Fernandez Rojas
Vocal


Mg. Jackson Edgardo Pérez Carpio
Vocal


Dr. Michael Edgard Flores Mamani
Asesor

Lima, 18 de diciembre de 2019

Dedicatoria

A mi Creador, por guiarme y cuidar de mí en cada etapa de esta vida. A mis padres Eulogia Luna y Edgar Amones por su gran apoyo y sacrificio, a mis hermanos Janeth y Marcos, por su cariño y ser mi inspiración a seguir luchando, y a mis amigos por todas las experiencias compartidas en estos años. Esto es posible gracias a ustedes.

Ruth Mariela Amones Luna.

La presente tesis la dedico a mi querido Dios quien guio mis pasos, que por su bondad y misericordia me sostuvo con la diestra de su justicia durante cada etapa de mi vida. También a mis amados padres, Alfredo y Carmen, porque me instruyeron, apoyaron en todo momento y sobre todo porque creyeron en mí y me motivaron a seguir adelante, los amo. Y a mi precioso hermano Egner, que es un modelo de perseverancia, fe y amor a Dios. Finalmente, en memoria de mi abuelito cuyas palabras fueron “Tienes que seguir adelante, termina tu carrera y sé el orgullo de tus padres y nosotros”. Lo logré abuelito, promesa cumplida.

Mirella Rosmery Barja Peña.

Agradecimientos

Gracias a Dios, por su cuidado y guía en el transcurso de este camino, por darnos la oportunidad de llegar hasta aquí y cumplir con este objetivo.

Gracias a nuestros padres, por su amor y confianza frente a los retos que se nos presentaron durante el proceso, también por su apoyo en el financiamiento de esta investigación y a nuestros queridos hermanos, por sus consejos, motivación y compañía. A nuestros asesores, el Ing. Michael Flores y el PhD. Noé Pampa, porque con su supervisión, palabras de ánimo, tiempo y paciencia orientaron nuestras ideas e hicieron posible la realización de este trabajo significativo en nuestra formación profesional. A los miembros de nuestro jurado cuyas observaciones nos motivaron a mejorar y profundizar mucho más en el tema.

Asimismo, dirigimos nuestra gratitud a las personas que colaboraron en el proceso de ejecución con su apoyo físico y préstamo de materiales y/o herramientas, a Samuel Huaraca, Renato Aquise, Jorge Rivas y Miguel Luján. Especialmente al Ing. Raymundo Jaulis y familia por brindarnos el espacio para la experimentación del presente estudio. Gracias a Abdel, colaborador del laboratorio de la UNALM por su orientación en el proceso de muestreo y laboratorio, a Xiomí Saboya y César Aranda, encargados del laboratorio de nuestra universidad, por su pautas y disponibilidad durante el periodo de análisis de muestras y a don José de Medilab por su asistencia con los materiales y reactivos. Finalmente, agradecemos a todos nuestros compañeros de universidad porque aportaron significativamente en nuestras ganas de superarnos como profesionales y seguir adelante. A todos los que nos apoyaron y creyeron en la realización de esta tesis. Una vez más, gracias.

Índice general

Simbología.....	xiii
Terminología	xiv
Resumen.....	xix
Summary.....	xx
CAPÍTULO I.....	1
EL PROBLEMA.....	1
1.1. Identificación del problema	1
1.2. Justificación	4
1.3. Presuposición filosófica	6
1.4. Objetivos de la investigación	7
1.4.1. Objetivo general.....	7
1.4.2. Objetivos específicos	7
CAPÍTULO II	8
REVISIÓN DE LA LITERATURA	8
2.1. Antecedentes de la investigación	8
2.2. Marco legal nacional	10
2.2.1. Constitución Política del Perú.....	10
2.2.2. Ley General del Ambiente N°28611	10
2.2.3. Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental Ley N° 28245	11
2.2.4. Políticas Nacional del Ambiente.....	11
2.2.5. Estándar de Calidad Ambiental para Suelo D.S. 011-2017- MINAM.....	12
2.2.6. Ley N°30355 Ley de Promoción y Desarrollo de la Agricultura Familiar	12
2.3. Marco legal internacional	13
2.4. Las plantas adventicias	13
2.4.1. Clasificación fisiológica-morfológica de las malezas	14
2.4.2. Ventajas y desventajas de las plantas adventicias	15
2.4.1. Factores de resistencia de las plantas adventicias.....	16

2.4.2.	Factores ecológicos que influyen en el desarrollo de las plantas adventicias.	18
2.4.3.	Descripción de las especies seleccionadas para la investigación.....	21
2.5.	El suelo y fuentes contaminantes de plomo.....	24
2.5.1.	Minería	25
2.5.2.	Agricultura.....	26
2.5.3.	Talleres de servicio mecánico	26
2.6.	El plomo (Pb).....	27
2.6.1.	Efectos en el medio ambiente	28
2.6.2.	Efectos en el ser humano.....	28
2.6.3.	Acumulación de Pb en el suelo y las plantas.....	30
2.6.4.	Técnicas de remediación de suelos contaminados	31
2.7.	La fitorremediación	33
2.7.1.	Ventajas y Desventajas del proceso	33
2.7.2.	Mecanismos de la fitorremediación	34
2.7.3.	Factores que influyen en la fitorremediación	39
2.7.4.	Factores que determinan el proceso de fitorremediación en suelos.....	41
2.7.5.	Disposición de subproductos finales	41
2.7.6.	Descripción química de la fitotoxicidad del plomo en la planta.....	42
2.7.7.	Capacidad fitorremediadora de las plantas.....	47
2.8.	Estudios de fitorremediación en suelos contaminados por plomo.....	49
2.9.	Estudios de fitorremediación con las plantas adventicias seleccionadas	51
CAPÍTULO III		57
MATERIALES Y MÉTODO		57
3.1.	Lugar de ejecución	57
3.2.	Materiales de la investigación.....	57
3.3.	Metodología en campo	59
3.3.1.	Área y elementos de la experimentación.....	59
3.3.2.	Seguimiento del tratamiento y muestras finales.....	62

3.4.	Metodología en laboratorio	62
3.4.1.	Calidad del suelo	62
3.4.2.	Calidad de las plantas.....	65
3.5.	Identificación de las variables.....	67
3.6.	Operacionalización de variables	69
3.7.	Técnicas e instrumentos de recolección y manejo de resultados	71
3.7.1.	Cálculo del Factor de Traslocación (FT).....	72
3.7.2.	Cálculo del Factor de Bioacumulación Aérea (FBA).....	72
3.7.3.	Cálculo del Factor de Bioacumulación Radicular (FBR)	73
3.7.4.	Cálculo del Factor de Bioconcentración total (FBCT).....	74
3.7.5.	Absorción total de Pb total	74
3.7.6.	Remoción de Pb total.....	75
3.8.	Diseño y análisis experimental.....	75
CAPÍTULO IV		77
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		77
4.1.	Características climatológicas de la experimentación	77
4.2.	Análisis inicial de los suelos.....	79
4.3.	Análisis inicial de las plantas	84
4.4.	Seguimiento de los parámetros fisicoquímicos en los suelos	86
4.4.1.	Conductividad eléctrica.....	86
4.4.2.	pH.....	89
4.4.3.	Color y textura.....	92
4.5.	Seguimiento cinético del desarrollo de las plantas	93
4.5.1.	Medidas biométricas de la raíz.....	93
4.5.2.	Medidas biométricas del tallo	97
4.5.3.	Medidas biométricas de las hojas.....	101
4.5.4.	Medidas biométricas de inflorescencia	109
4.5.5.	Evolución total.....	113

4.6.	Comparación de plomo con el pH y CE del suelo post tratamiento	117
4.7.	Determinación de los factores de traslocación, bioacumulación y bioconcentración de las plantas.....	120
4.8.	Comparación de plomo con biomasa vegetal.....	123
4.9.	Evaluación y análisis estadístico de la capacidad de acumulación.....	124
4.9.1.	Evaluación de remoción de plomo en el suelo	124
4.9.2.	Evaluación de absorción de plomo en la planta	128
4.9.3.	Evaluación de concentraciones de plomo por tratamiento	131
4.10.	Resumen de remoción de plomo en los diferentes tipos de suelos	146
CAPÍTULO V		148
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		148
5.1.	Conclusiones.....	148
5.2.	Recomendaciones.....	151
REFERENCIAS		153
ANEXOS		177

Índice de Tablas

Tabla 1. Especies arvenses más importantes a nivel mundial.	15
Tabla 2. Descripción de las ventajas y desventajas de las plantas adventicias.....	16
Tabla 3. Descripción de la especie <i>Amaranthus quitensis</i>	22
Tabla 4. Descripción de la especie <i>Chenopodium ambrosioides</i>	23
Tabla 5. Descripción de la especie <i>Tagetes minuta</i>	24
Tabla 6. Concentración de Pb tolerante para el ser humano y sus efectos.	29
Tabla 7. Matriz para la selección de tecnologías de tratamientos en suelos.	32
Tabla 8. Ventajas y desventajas de la fitorremediación.....	34
Tabla 9. Mecanismos del proceso de la fitorremediación.	37
Tabla 10. Ventajas y limitaciones de principales subprocesos de la fitorremediación.	38
Tabla 11. Determinantes en la fitorremediación de elementos metálicos en suelos.....	41
Tabla 12. Coordenadas de la ubicación del proyecto.....	57
Tabla 13. Materiales, equipos y herramientas de la investigación.....	58
Tabla 14. Descripción de códigos de acuerdo a los tratamientos.....	60
Tabla 15. Cantidades de suelo por tratamiento.....	61
Tabla 16. Rangos del pH del suelo.	64
Tabla 17. Rangos de la conductividad eléctrica del suelo	64
Tabla 18. Operacionalización de variables.....	69
Tabla 19. Métodos para la recolección de datos	71
Tabla 20. Diseño estadístico de la investigación.....	76
Tabla 21. Datos de la estación climatológica - Ñaña.....	77
Tabla 22. Seguimiento de los datos climatológicos durante el periodo experimental (mayo - septiembre)	78
Tabla 23. Características iniciales del suelo - textura y color	80
Tabla 24. Características fisicoquímicas iniciales de los suelos.....	82
Tabla 25. Concentración inicial de Pb por tipo de planta.....	84
Tabla 26. Características biométricas iniciales por tipo de planta	85

Tabla 27. Características finales del suelo - Textura y Color.....	92
Tabla 28. Seguimiento de las características foliares por tratamiento.....	108
Tabla 29. Valores de los factores por tratamiento.....	120
Tabla 30. Remoción de Pb de acuerdo a las concentraciones pre y post tratamiento de los suelos.....	124
Tabla 31. Absorción de Pb de acuerdo a las concentraciones pre y post tratamiento de las plantas.....	128
Tabla 32. Comparación de las concentraciones de Pb en el suelo con la norma nacional e internacional	135
Tabla 33. Cuadro resumen de la cantidad removida de plomo en cada tipo de sustrato por especie.....	147
Tabla 34. Factores de temperatura para corrección del procedimiento de análisis de CE.	181
Tabla 35. Factores de corrección para textura.....	182
Tabla 36. Límites normalizados para Pb en diferentes países.....	190

Índice de Figuras

Figura 1. Proceso de fitoextracción.....	35
Figura 2. Proceso de fitoestabilización.....	35
Figura 3. Proceso de fitoinmovilización.....	36
Figura 4. Proceso de fitovolatilización.....	36
Figura 5. Proceso de fitodegradación.....	36
Figura 6. Proceso de rizofiltración.....	37
Figura 7. Mecanismos del proceso de fitorremediación.....	39
Figura 8. Medidas de cajas experimentales.....	59
Figura 9. Orden de los componentes del sustrato.....	61
Figura 10. Diagrama de relaciones entre las variables de la investigación.....	68
Figura 11. Variación temporal de la CE del suelo con interacción del <i>Amaranthus quitensis</i>	86
Figura 12. Variación temporal de la CE del suelo con interacción del <i>Chenopodium ambrosioides</i>	87
Figura 13. Variación temporal de la CE del suelo con interacción del <i>Tagetes minuta</i>	88
Figura 14. Variación temporal del pH del suelo con interacción del <i>Amaranthus quitensis</i>	89
Figura 15. Variación temporal del pH en el suelo con la interacción del <i>Chenopodium ambrosioides</i>	90
Figura 16. Variación temporal del pH del suelo con la interacción del <i>Tagetes minuta</i>	91
Figura 17. Comparación de la altura y extensión de la raíz del <i>Amaranthus quitensis</i>	94
Figura 18. Comparación de la altura y extensión de la raíz del <i>Chenopodium ambrosioides</i>	95
Figura 19. Comparación de la altura y extensión de la raíz del <i>Tagetes minuta</i>	96
Figura 20. Altura del tallo del <i>Amaranthus quitensis</i> en cada tipo de suelo.....	97
Figura 21. Altura del tallo del <i>Chenopodium ambrosioides</i> en cada tipo de suelo.....	98
Figura 22.. Altura del tallo del <i>Tagetes minuta</i> aplicado en cada tipo de suelo.....	100

Figura 23. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 30 días.....	102
Figura 24. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 60 días.....	103
Figura 25. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 90 días.....	104
Figura 26. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 120 días.....	105
Figura 27. Cantidad y altura de la inflorescencia del <i>Amaranthus quitensis</i> en cada tipo de suelo.....	110
Figura 28. Cantidad y altura de la inflorescencia del <i>Chenopodium ambrosioides</i> en cada tipo de suelo.	111
Figura 29. Cantidad y altura de la inflorescencia del <i>Tagetes minuta</i> en cada tipo de suelo.....	112
Figura 30. Desarrollo temporal del <i>Amaranthus quitensis</i> en cada tipo de suelo.....	113
Figura 31. Desarrollo temporal del <i>Chenopodium ambrosioides</i> en cada tipo de suelo.	114
Figura 32. Desarrollo temporal del <i>Tagetes minuta</i> en cada tipo de suelo.	115
Figura 33. Comparación de la concentración de Pb y CE de cada especie vegetal.	117
Figura 34. Comparación de la concentración de Pb y pH de cada especie vegetal.	118
Figura 35. Comparación de plomo vs biomasa vegetal.....	123
Figura 36. Remoción total de Pb (mg/Kg).	125
Figura 37. Remoción total de Pb (%).	126
Figura 38. Absorción de Pb (mg/kg).....	129
Figura 39. Comparación de las concentraciones de Pb en el suelo antes y después del tratamiento.....	131
Figura 40. Concentración de la concentración de Pb final (mg/kg) en cada tipo de suelo.	133
Figura 41. Comparación de Pb final del suelo agrícola con la norma nacional e internacional.	136
Figura 42. Comparación de Pb final del suelo minero con la norma nacional e internacional.	137

Figura 43. Comparación de Pb final del suelo de servicio mecánico con la norma nacional e internacional.	138
Figura 44. Comparación de Pb final del suelo testigo con la norma nacional e internacional.	139
Figura 45. Concentraciones de Pb por órgano vegetal.	140
Figura 46. Concentración de plomo en la parte radicular.	142
Figura 47. Concentración de plomo en la parte aérea.....	143
Figura 48. Comparación de las concentraciones de plomo aérea y radicular en cada especie vegetal.....	145
Figura 49. Triángulo de textura	183

Índice de anexos

Anexo N°1: Matriz de consistencia de la investigación.....	177
Anexo N°2: Mapa de ubicación del área de experimentación y puntos de muestreo de suelos y plantas	178
Anexo N°3: Mapa de ubicación de los diferentes tipos de suelo para el tratamiento	179
Anexo N°4: Formato de etiqueta a pedido de laboratorio (suelos y tejidos vegetales) ...	180
Anexo N°5: Fórmulas del método analítico de CE del suelo	180
Anexo N°6: Fórmulas del método analítico de textura.....	182
Anexo N°7: Diagrama del procedimiento de análisis de Pb por EAA en suelo	184
Anexo N°8: Diagrama del procedimiento de análisis de Pb por EAA en tejido vegetal ...	184
Anexo N°9: Formatos de observación y seguimiento suelo.....	185
Anexo N°10: Formatos de observación y seguimiento de plantas.....	186
Anexo N°11: Esquema de numeración de cajas experimentales	188
Anexo N°12: Esquema de codificación de cajas experimentales	189
Anexo N°13: Estándares internacionales de plomo.....	190
Anexo N°14: Tablas estadísticas	191
Anexo N°15: Evidencias fotográficas de la etapa de experimentación	196

Simbología

- **AT:** Absorción Total
- **CE:** Conductividad Eléctrica
- **EDDS:** Etilendiamina-N, ácido N'- disuccínico
- **EDTA:** Ácido etilendiaminotetraacético
- **EAA:** Espectrometría de Absorción Atómica
- **EPA:** Environmental Protection Agency
- **EPP:** Equipo de protección personal
- **FAO:** Food And Agriculture Organization
- **FBA:** Factor de Bioacumulación aérea
- **FBR:** Factor de Bioconcentración radicular
- **FBCT:** Factor de Bioconcentración Total
- **FT:** Factor de Traslocación
- **HS-SPME:** Headspace Solid Phase Microextraction
- **LASPAF:** Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes
- **MEM:** Ministerio de Energía y Minas
- **MINAGRI:** Ministerio de Agricultura y Riego
- **MINAM:** Ministerio del Ambiente
- **OMS:** Organización Mundial de Salud
- **Pb:** Plomo
- **pH:** Potencial de Hidrogeno
- **RT:** Remoción Total
- **UNALM:** Universidad Nacional Agraria la Molina
- **UPeU:** Universidad Peruana Unión

Terminología

- **Adventicias:** Término usado para las plantas consideradas como “malas hierbas”, malezas o arvenses debido a que crecen indeseablemente en zonas cultivadas o controladas por el ser humano.
- **Agroquímicos:** Sustancia química en estado líquido, gaseoso o en polvo que sirve como pesticida, plaguicida, herbicida, fungicida, nematocida, insecticida o fertilizante.
- **Ahilación o etiolación:** Anomalía del crecimiento de las plantas desarrolladas con poca luz. Se caracteriza porque éstas aparecen decoloradas por falta de clorofila y con entrenudos más distanciados de lo normal.
- **Alelopatía:** Inhibición de una especie vegetal causada por las sustancias químicas producidas por otro vegetal.
- **Alelos:** Es cada una de las dos o más versiones de un gen.
- **Alógamas:** Término utilizado para las plantas, son aquellas especies que se producen por medio de polinización cruzada, es decir, que los gametos (masculino y femenino) que se unen para formar el cigote son de plantas diferentes.
- **Anemófila:** Se denomina anemofilia a la adaptación de muchas plantas espermatofitas que aseguran su polinización por medio del viento.
- **Ápice:** Extremo de un órgano.
- **Asequibles:** Se emplea para calificar a aquello que está al alcance o que es posible de conseguir.
- **Autógamas:** Fenómeno consistente en la unión de dos gametos de sexo distinto formados en un mismo individuo
- **Biomasa:** Es la unidad de materia acumulada en un individuo, un nivel trófico, una población o un ecosistema.
- **Biométrico:** Es la toma de medidas estandarizadas de los seres vivos o de procesos biológicos.

- **Ciperácea:** Son las plantas angiospermas, monocotiledóneas, herbáceas, anuales o perennes, con rizoma corto dividido en fibras, o rastrero, tallos por lo común triangulares y sin nudos, hojas envainadoras, a veces sin limbo y flores.
- **Comportamiento cinético:** Se expresa en las plantas al aumento de masa corpórea, especialmente la altura.
- **Desorción:** Fenómeno por el cual un gas abandona un sólido cuando este alcanza cierta temperatura.
- **Dicotiledones:** Son una clase de plantas fanerógamas angiospermas, cuyos embriones de las semillas presentan dos cotiledones u hojitas iniciales, opuestos por lo común. Las raíces son de tipo axonomorfo, con una raíz principal o eje persistente de la cual brotan raíces secundarias
- **EDDS:** El compuesto natural para fertilizar los cultivos de vivero. Se trata de un agente quelante que no daña el medio ambiente y entrega los micronutrientes necesarios para las plantas.
- **EDTA:** Es una sustancia utilizada como agente quelante que puede crear complejos con un metal que tenga una estructura de coordinación octaédrica.
- **Esquejes:** Tallo, rama o retoño de una planta que se injerta en otra o se introduce en la tierra para reproducir o multiplicar la planta.
- **Exudar:** Dejar salir un recipiente el líquido que contiene por transpiración Las plantas exudan sabia cuando se les corta una rama.
- **Fenotípico:** Es la expresión del genotipo en función de un determinado ambiente.
- **Floema:** Tejido de conducción complejo constituido por tubos cribosos y células anexas o células cribosas, fibras y parénquima, conductor de la savia elaborada.
- **Flora:** Conjunto de especies vegetales de una región.
- **Flujo Génicos:** También conocido como migración, es la transferencia de alelos de genes de una población a otra.
- **Foliar:** Es parte de la hoja o relacionado con ella.

- **Genotípico:** El genotípico se refiere a la información genética que posee un organismo en particular, en forma de ADN.
- **Glándula:** Célula o conjunto de células que secretan determinadas sustancias.
- **Gramínea:** Familia de plantas monocotiledóneas de tallo cilíndrico, nudoso y generalmente hueco, hojas alternas que abrazan el tallo, flores agrupadas en espigas o en panojas y grano seco cubierto por las escamas de la flor.
- **Hipocótilo:** Término usado para referirse a una parte de la planta que germina de una semilla.
- **Homocigotos /Heterocigotos:** El primero se refiere a la composición genética de una característica específica en un organismo diploide. Y el segundo a haber heredado dos formas diferentes de un gen en particular, una de cada progenitor.
- **Imidacloprid:** Insecticida sistémico, tóxico por contacto e ingestión.
- **Inflorescencia:** Es la disposición de las flores sobre las ramas o la extremidad del tallo; su límite está determinado por una hoja normal. Puede presentar una sola flor, como en el caso de la magnolia o el tulipán, o constar de dos o más flores como en el gladiolo y el trigo.
- **Lanceoladas:** Se refiere a la hoja, pétalo u otro órgano laminar que tienen forma de punta de lanza.
- **Latencia:** Se emplea para describir un asunto u objeto que se encuentra en estado latente.
- **Leguminosas:** Familia de plantas dicotiledóneas (hierbas, matas, arbustos y árboles) de flores con corola amariposada, agrupadas en racimos o en espigas, con diez estambres, libres o unidos por sus filamentos, y fruto casi siempre en legumbre.
- **Mácula:** Dicho de un órgano de una planta que posee una mancha.
- **Metaloides:** Sus propiedades son intermedias entre los metales y los no metales; es decir, que estos elementos son semiconductores de calor y electricidad.

- **Micorrizas:** Se trata de órganos que se generan debido a la combinación simbiótica entre la raíz de una planta y los micelios de un hongo.
- **Monocotiledóneas:** Son una clase de plantas fanerógamas angiospermas, con los embriones de las semillas presentando un solo cotiledón u hoja inicial.
- **Monogénicas:** Son aquellas producidas por alteraciones en la secuencia de ADN de un solo gen, están dispuestos en orden en los cromosomas, dentro del núcleo de las células.
- **Nervadura:** Es la distribución de los nervios que componen el tejido vascular de la hoja de una planta. Se ubican en el estrato esponjoso del mesófilo de la hoja; a través de ellos circula la savia, comunicando los órganos de la hoja con el resto de la planta.
- **Ovoides:** De forma curva cerrada plana, con la parte ensanchada hacia el ápice.
- **Panícula:** Es una inflorescencia racimosa compuesta de racimos que van decreciendo de tamaño hacia el ápice. En otras palabras, un racimo ramificado de flores, en el que las ramas son a su vez racimos.
- **Perenne:** Planta u órgano que vive más de dos años; se considera anual y bienal. Vegetal cuyo ciclo vegetativo se extiende más de dos años.
- **Pivotantes:** Que se hunde verticalmente en la tierra, como una prolongación del tronco.
- **Plantas Vasculares:** Se denominan también plantas cormofitas y son las plantas que contienen verdaderas raíces, tallo y hojas.
- **Plántulas:** Es la planta en sus primeros estadios de desarrollo, desde que germina hasta que se desarrollan las primeras hojas verdaderas.
- **Protoplasmático:** Es el material viviente de la célula, es decir, todo el interior de la célula (también el núcleo y el citoplasma). Está formado por los elementos y sustancias químicas que se encuentran en la naturaleza, formando los cuerpos o estructuras no vivientes.

- **Quelantes:** Sustancia que se une con iones metálicos formando un quelato. Sustancias químicas que provocan que partículas pequeñas se unan entre sí para formar una mayor que precipita con más facilidad.
- **Quelatos Sintéticos:** Son un complejo de un ion de metal unidos a una molécula orgánica. Son compuestos de mayor estabilidad y, por lo tanto, están ampliamente utilizados en la agricultura como fertilizantes de micronutrientes para suministrar las plantas con hierro, manganeso, zinc y cobre.
- **Raíz:** Órgano subterráneo que crece en dirección inversa a la del tallo, con funciones principales de absorción y anclaje.
- **Sustrato Geológico:** El sustrato es un estrato que subyace a otro y sobre el cual está en condiciones de ejercer algún tipo de influencia.
- **Tallo:** Eje que lleva hojas y ramas.
- **Técnica HS-SPME:** Microextracción en fase sólida (MEFS) o SPME (por sus siglas en inglés), es una técnica utilizada en química analítica para extraer compuestos químicos para su posterior identificación.
- **Tolerancia:** Proceso evolutivo de especies de plantas que les otorga la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos.
- **Umbral:** Es la entrada, el principio, el comienzo o el primer paso de cualquier cosa o proceso.
- **Xerofíticos:** Organismo presente en un medio árido, por el clima y/o las condiciones edáficas. Planta adaptada a condiciones de aridez, donde el agua es factor limitante
- **Xilema:** También conocido como leña o madera, es un tejido complejo, conductor de la savia bruta, formado por tráqueas/o traqueidas, parénquima y fibra.

Resumen

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la capacidad de acumulación de plomo de las plantas adventicias de especies *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* en suelos de uso agrícola, minero y servicio mecánico. Se aplicó 12 tratamientos en 120 días, es decir, 3 repeticiones de cada especie por cada tipo de suelo. Se analizaron tanto en el suelo como en las plantas las concentraciones de Pb antes y después del tratamiento. Asimismo, como seguimiento, cada 30 días se evaluaron las características de textura, color, conductividad eléctrica y pH en el suelo, y en las plantas, las características biométricas por órgano vegetal y se determinaron los factores de FT, FBA, FBR y FBCT. Se aplicó el diseño factorial aleatorio a 95% de confianza y los resultados evidenciaron que *Amaranthus quitensis* obtuvo mayor absorción en su parte aérea (40.68 mg/kg) con el suelo minero, y presentó una absorción total de 63.39 mg/kg, mientras que *Chenopodium ambrosioides* absorbió en total 54.85 mg/kg del suelo agrícola con mejor absorción en su biomasa aérea con 40.12 mg/kg. Del mismo modo, *Tagetes minuta* presentó una absorción total de 48.84 mg/kg de Pb en el mismo sustrato, y presentó 30.42 mg/kg en su parte aérea. Con respecto al seguimiento cinético, las 3 especies mostraron un crecimiento y desarrollo morfológico favorable hasta los 90 días de trasplante, a excepción de las del tercer sustrato. Se observó también la variación del color, pero la textura del suelo no presentó cambios significativos; el pH y CE variaron en función al tiempo de experimentación con valores finales de 7.65 tanto en la primera y segunda especie en el tercer y primer suelo, y de CE con 65.52 dS/m con el *Chenopodium* en suelo minero respectivamente. Evidenciando que estas especies tienen mejor capacidad de acumulación en su parte aérea.

Palabras clave: plantas adventicias, suelo, plomo, fitoacumulación, absorción.

Summary

The objective of the present investigation was to evaluate the capacity of lead accumulation of the adventitious plants of *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* and *Tagetes minuta* species in agricultural, mining and mechanical service soils. 12 treatments were applied in 120 days, that is, 3 repetitions of each species for each type of soil. Pb concentrations before and after treatment were analyzed both in soil and in plants. Likewise, as a follow-up, the characteristics of texture, color, electrical conductivity and pH in the soil were evaluated every 30 days, and in plants, the biometric characteristics per plant organ and the factors of FT, FBA, FBR and FBCT were determined. The random factorial design was applied at 95% confidence and the results showed that *Amaranthus quitensis* obtained greater absorption in its aerial part (40.68 mg/kg) with the mining soil, and presented a total absorption of 63.39 mg/kg, while *Chenopodium Ambrosioides* absorbed a total of 54.85 mg/kg of agricultural land with better absorption in its aerial biomass with 40.12 mg/kg. Similarly, *Tagetes minuta* presented a total absorption of 48.84 mg/kg of Pb in the same substrate, and presented 30.42 mg/kg in its aerial part. With respect to kinetic monitoring, the 3 species showed favorable morphological growth and development until 90 days of transplantation, with the exception of those of the third substrate. The color variation was also observed, but the soil texture did not show significant changes; the pH and CE varied according to the time of experimentation with final values of 7.65 in both the first and second species in the third and first soil, and of CE with 65.52 dS/m with the *Chenopodium* in mining soil respectively. Evidence that these species have better accumulation capacity in their aerial part.

Keywords: adventitious plants, soil, lead, phytoaccumulation, absorption.

CAPÍTULO I

EL PROBLEMA

1.1. Identificación del problema

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Food and Agriculture Organization [FAO], 2018) emitió un informe sobre la contaminación del suelo a nivel mundial, América Latina y el Caribe con un panorama preocupante debido a la enorme cantidad de fuentes contaminantes provenientes de las actividades de industrialización (productos derivados del petróleo y gases de vehículos motorizados), minería (relaves mineros, fundición y fabricación) y la intensificación de la agricultura (herbicidas, pesticidas y fertilizantes). Mientras que, en el Perú, a causa del desarrollo económico experimentado en las últimas décadas se han incrementado las presiones ambientales con relación a la contaminación del suelo tal como lo señala el Resumen Ambiental Nacional, los sectores de energía, transporte, industria y manejo de desechos son aquellos que ocasionan impactos negativos significativos a los recursos naturales (Zegarra, Soto, y Metternich, 2010).

El plomo, es uno de los elementos metálicos más comunes hallado en diferentes escenarios de suelos que han perdido su productividad inicial, en altas concentraciones se ha comprobado que se desplaza desde el medio ambiente a través de la cadena trófica hasta los consumidores finales, las personas (Abanto Aguirre, 2016; Chávez Rodríguez, 2014; Fernández M., Ramírez, y Rubio R., 2011) afectando la salud humana ya sea por ingestión directa de los alimentos o por inhalación indirecta del polvo (Chávez Rodríguez, 2014; Orrono, 2002). Así también, modifica el sustrato geológico alterando sus propiedades geotécnicas y produce problemas de estabilidad del suelo, logrando filtrarse hasta las aguas subterráneas (Niño Carvajal, Ramón Valencia, y Ramón Valencia, 2016; Quintero Ramirez, Valencia González, y Lara Valencia, 2017; Silva Arroyave y Correa Restrepo, 2009).

Los problemas mencionados han estimulado la necesidad del hombre a contrarrestar el deterioro medioambiental ideando nuevas formas de tecnologías físicas y químicas para tratar los suelos contaminados (Pellón Arrechea et al, 2015), pero muchos de ellos necesitan de un alto consumo energético y provocan altos índices de contaminación atmosférica mostrándose limitantes e inviables desde el punto de vista sostenible (López Vega y Santos Herrero, 2017). Sin embargo, existen otras prácticas de manejo factible y no tan costosas ambientalmente; la fitorremediación, consiste en la utilización de plantas para la transferencia de contaminantes hacia su zona radicular y aérea de modo que parte de la masa total de contaminante del suelo sea removida, este proceso puede realizar la eliminación, degradación o contención de contaminantes orgánicos o inorgánicos en el suelo como el plomo presente en diversos tipos de suelos.

La actividad agrícola es una fuente significativa de contaminación de suelos con plomo por el uso extenso y excesivo de agroquímicos (Mendoza Martell, 2014), de acuerdo uno de los programas presupuestales sectoriales presentado por el Ministerio de Agricultura y Riego ([MINAGRI], 2017) se menciona que de la totalidad de una sustancia plaguicida aplicada solo el 0.1% alcanza a la plaga mientras el resto queda en el suelo y aire alterando el balance ecosistémico ; además, de que en los últimos cinco años se ha incrementado el uso indiscriminado de los mismos con una estimación de 85% de uso en el sector agropecuario.

Por otro lado, están los suelos del sector minero, según la ex Ministra de Energía y Minas en la ponencia publicada por Diario El Peruano (2018) , el Perú es potencia a nivel de América Latina y el mundo en producción minera, pues ocupa los primeros lugares en producción de plomo, zinc y oro; como producto de las actividades extractivas controladas y no controladas de los inmensos yacimientos de minerales que posee (cobre, oro, plata, plomo, zinc, etc.) (Dominguez, 2015), en consecuencia se genera un alto impacto medioambiental con descargas de agua contaminada, extracción vegetativa, erosión, drenaje y otras alteraciones que afectan directamente al suelo, específicamente la minería

ilegal distribuida en 21 regiones del país, por sus notables daños cuya magnitud se ha venido lidiando con el Programa de Prevención y Remediación Ambiental (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2016), sin embargo, las acciones se hacen insuficientes ya que se encuentra motivado por un gran movimiento económico (aumento del PBI (Producto Bruto Interno)) de cada año (Blanca Quesada, 2019).

Según la Asociación Automotriz del Perú citado por Diario Gestión (2019), otra de las industrias que ha crecido en los últimos años en el mundo y genera gran cantidad de residuos son los talleres de mecánica automotriz, la tasa de crecimiento más actual es del 7% en Latinoamérica y 3.1% a nivel nacional. Sus actividades de mantenimiento y reparación de vehículos automotores generan subproductos residuales peligrosos contaminantes como baterías, lubricantes, filtros usados, repuestos reemplazados, materiales de limpieza, entre otros; aumentando la presencia de metales tóxicos al ambiente como el plomo (Mena Nieves, 2009). Entre ellos está el aceite de motor usado, lento en biodegradarse, pero un solo un litro de éste puede formar una mácula de 4000 m² en el suelo con efectos hasta el horizonte B, y provocar una pérdida total o parcial de su productividad (Mena Nieves, 2009; Morales Aquino, 2018).

Ciertamente, la biorremediación con plantas no es un concepto tan nuevo, no obstante, se ha renovado su interés en las últimas décadas para la aplicación con metales y metaloides (Sierra Villagrana, 2006), empleando especies con un potencial de fitorremediación basado en su tolerancia y capacidad de acumular contaminantes (Paiva Prado, 2015). A pesar de ello, se ha visto trabado por su lento proceso y la falta de especies vegetales aptas e inofensivas con la biodiversidad local (Ramírez Sánchez, 2017), sumado a una escasa producción de biomasa por su corto crecimiento (Orrono, 2002). Como resultado, la relación costo-beneficio ha sido afectada; sin embargo, esta relación puede cambiar si las especies brindarán mayor beneficio, es por eso que países como Australia y Estados Unidos están realizando estudios con especies que también tengan un potencial de explotación comercial (Trujillo Blanco, 2013). De acuerdo a algunos estudios, son

mejores los resultados con plantas nativas integradas a las condiciones ambientales y geográficas de cada lugar (Conesa, Schulín, y Nowack, 2007).

Las plantas adventicias o denominadas comúnmente “malas hierbas” poseen características de tolerancia a altas concentraciones de metales en el suelo, su ciclo de propagación es veloz y toleran muy bien las variaciones climáticas (León Ochoa, 2013; Mejía y Herrera Ramírez, 2012). Y aunque el Perú posee una cuantiosa diversidad de flora, las investigaciones en este contexto no son tan numerosas.

En base a todo lo anteriormente mencionado, la presente investigación emplea tres plantas adventicias: *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta*, por ser especies accesibles, fácilmente cultivables y adaptables en diversas condiciones de clima templado; con el fin de evaluar el potencial de acumulación de plomo y el desarrollo de cada especie vegetativa sobre cuatro diferentes tipos de uso de suelo: agrícola, minero y servicio mecánico, incluyendo un suelo testigo control. Y posteriormente sean propuestas como plantas fitorremediadoras en labores de descontaminación, cierre u otro uso afín, aportando información que ayude a obtener un enfoque más claro sobre la utilidad de estas plantas en aplicaciones de proyectos de remediación de suelos a menor y mayor escala.

Formulación de la pregunta de investigación:

¿Las especies *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* tienen la capacidad de acumular y remover plomo en suelos de uso agrícola, minero y servicio mecánico?

1.2. Justificación

El presente estudio pretende dar a conocer la capacidad para acumular plomo de las plantas *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* en diferentes tipos de uso de suelo: agrícola, minero y servicio mecánico, por ser actividades

que más se han incrementado en el Perú durante los últimos años y han ocasionado el aumento de concentraciones de plomo en los suelos. La minería, por el inadecuado manejo de relaves mineros, la agricultura por el excesivo uso de plaguicidas, y los talleres de servicio mecánico que generan residuos peligrosos contaminantes provenientes de la reparación y mantenimiento de vehículos automotores. Por ello, se han empleado dichas especies por sus características de alta resistencia a variados climas, sobrevivencia en altas concentraciones de contaminación y acelerado crecimiento en diferentes tipos de suelos. Por otro lado, se promueve el uso de plantas nativas haciendo de éste un método más económico y accesible.

La investigación parte del principio de fitorremediación, con el propósito de determinar la especie con la mejor capacidad de acumulación y/o desarrollo en cada suelo propuesto, debido a que son pocos los estudios científicos que se han realizado sobre las interacciones y mecanismos de acumulación con plantas adventicias; generando resultados que permitirán desarrollar discusiones del tema e investigaciones similares en otros escenarios y ámbitos del país con especies vegetales nuevas en futuros proyectos de remediación ambiental, planes de descontaminación o recuperación de sitios contaminados. Para el estudio se toma como base a la Constitución Política del Perú y a la Ley General del Ambiente, resaltando el derecho a vivir en un ambiente sano y el deber de conservar y restaurar los recursos naturales, con el fin de preservar el medio ambiente y la calidad de vida de la población actual y futura, ya que los impactos además del suelo influyen también en la calidad de los productos de consumo alimenticio y consecuentemente en la calidad de vida del ser humano. También suma como aporte teórico sobre las relaciones de absorción, acumulación y comportamiento de las plantas respecto al plomo, así como las características del suelo en respuesta al tratamiento bajo la técnica de observación experimental.

1.3. Presuposición filosófica

La contaminación del medio ambiente en las últimas décadas se ha ido incrementando en gran manera a causa de las diversas actividades antropogénicas. El calentamiento global, el inadecuado manejo de emisiones gaseosas contaminantes, los relaves mineros, los efluentes químicos, la contaminación de suelos y otros han provocado la alteración conjunta de la salud del planeta; por lo que ahora son mayores los esfuerzos por encontrar soluciones eficientes y rápidas. Es así que surge la siguiente interrogante: ¿La protección y cuidado del medio ambiente es un deber individual? Y si es así. ¿Hasta qué punto? Frente a ello se presenta la respuesta desde un punto de vista bíblico, apoyando la perspectiva creacionista. El propósito de la creación de la tierra fue para ser habitada, dominada y gobernada por los seres humanos. Según el texto del libro de Levítico 25:23, esta tierra no es posesión del hombre, sino prestada, y los humanos deberían considerarse como seres temporales mientras la habitan.

Bajo este contexto y analizando a fondo y panorámicamente la situación, se ha visto en el tiempo como cada generación ha ido pasando y a la vez dejando como legado diversos problemas ambientales, perjudicando el bienestar y fortuna de las futuras generaciones, actuando como si la naturaleza fuera propia, el hombre ha hecho y deshecho a su manera a través de los años, ignorando así el propósito del Creador. Por ello, es conveniente pensar y actuar bajo decisiones que eviten seguir generando impactos negativos al medio ambiente, cumpliendo con la responsabilidad de cuidar la tierra, y motivar a otros a corregir y mejorar hábitos desde los más cotidianos y pequeños hasta los más grandes y significativos. El suelo es uno de los componentes esenciales para la sobrevivencia del ser humano, de ella se obtienen los alimentos, el crecimiento de árboles y plantas que brindan oxígeno, sombra y tantos otros beneficios. Sobre el suelo se establecen pueblos y ciudades, sobre el suelo se origina el ciclo de vida humano y en ella habitan también otros seres vivos menores. Es necesario cuidarlo y preservarlo empleando métodos que garanticen su buen estado y equilibrio para el presente y el tiempo futuro. Por

eso, esta investigación científica pretende ayudar a mejorar la calidad del suelo y el medio ambiente, por consiguiente, la calidad de vida de la sociedad como un pequeño aporte al propósito divino encomendado; el cual es y será responsabilidad de todos.

1.4. Objetivos de la investigación

1.4.1. Objetivo general

Evaluar la capacidad de acumulación de plomo de las plantas adventicias de especies *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* en suelos de uso agrícola, minero, servicio mecánico y testigo.

1.4.2. Objetivos específicos

- Analizar la absorción de plomo de cada especie vegetativa en su parte aérea (tallos/hojas e inflorescencia) y radicular (raíz) de cada tratamiento empleando el diseño factorial aleatorio.
- Determinar el tipo de absorción de plomo por cada especie mediante el factor de traslocación, bioacumulación aérea, bioacumulación radicular y bioconcentración total.
- Determinar el comportamiento cinético en el desarrollo del *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* en función al tiempo.
- Determinar la remoción de plomo en cada tipo de suelo mediante las concentraciones antes y después del tratamiento utilizando el diseño factorial aleatorio.
- Determinar los parámetros físico-químicos del suelo, tales como: textura, color, pH y conductividad eléctrica como indicadores secundarios del tratamiento aplicado.

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1. Antecedentes de la investigación

No son numerosas las investigaciones de fitorremediación en suelo con las especies adventicias propuestas; sin embargo, existen diferentes estudios que han demostrado la capacidad fitorremediadora de este tipo de plantas sobre suelos con metales, entre ellas tenemos:

El estudio hecho por Díaz Dávila (2017) en la región de Lima titulado “Capacidad de acumulación de la ortiga (*Urtica Urens*) para la fitorremediación de suelos contaminados con plomo en la Oroya, Junín”, se evaluó la concentración de plomo antes y después del tratamiento en un periodo de 02 meses; donde se observó la acumulación del contaminante en el tejido de las hojas y raíces de la mala hierba. Esta investigación fue realizada ex situ con un diseño experimental de 5 repeticiones, a una concentración inicial de 1119.51 mg/kg. Luego de la experimentación se obtuvo concentraciones de 84.34 mg/kg en hojas y 25.06 mg/kg en raíces, quedando como concentración final de 1010.05 mg/kg del metal, removiendo un total de 109.046 mg/kg de plomo.

Jara Peña et al. (2014) ejecutaron una investigación con cinco especies altoandinas para evaluar la capacidad fitorremediadora en suelos contaminados con metales pesados; de las cuales dos de ellas son consideradas plantas adventicias (*Brassica rapa* y *Urtica urens*), las especies fueron adaptadas en un invernadero y estudiadas mediante el diseño factorial completo 5 x 4: 5 especies alto andinas, y 4 sustratos con 30%, 60%, 100% de relave de mina y suelo sin relave (control). Como resultados, se encontró que la producción de biomasa disminuyó significativamente en *Solanum nitidum*, *Brassica rapa*, *Fuertesimalva echinata*, *Urtica urens* y *Lupinus ballianus*, al tratamiento de 100% de relave de mina. Sin embargo, registraron las raíces de la *Fuertesimalva echinata* una mayor eficiencia de acumulación de plomo y zinc, y de cadmio en las raíces del *Lupinus ballianus*, ambas con el tratamiento de 100% de relave de mina; además la especie que presentó el

mayor índice de tolerancia al tratamiento de 100% de relave de mina, con un valor de 41.5% fue la *Fuertesimalva echinata*. Por otro lado, la especie que presentó el mayor índice de tolerancia al tratamiento de 60% y 30% de relave de mina con valores de 68.5% y 67.9% fue el *S. nitidum* respectivamente.

Se suma también el estudio realizado por Suárez et al. (2013), quienes evaluaron la transferencia del mercurio al *Plantago major* del Huerto del Rey ubicado en el distrito de Almadén, para ello primeramente tomaron muestras de llantén (*Plantago major*) y de suelo de la zona (10 puntos); donde se encontraron concentraciones hasta de 12378 mg/kg de Hg en el suelo. Asimismo, se encontraron en los tejidos de las plantas 250 mg/kg de Hg; siendo la parte más acumuladora la parte aérea, las hojas. Aplicaron el diseño estadístico de la correlación de Pearson para evaluar sus resultados, llegando a la conclusión de que el llantén si llega a acumular Hg en sus tejidos y recomendándolo como planta fitorremediadora.

Romeh (2010) investigó el *Plantago major L.* como planta fitorremediadora de suelo y agua contaminados por el insecticida imidacloprid (Pb, Cd, Zn, Al, Cr), mediante el modelo de Freundlich, la constante relacionada con la capacidad de biosorción de imidacloprid fue respectivamente 7.94, 6.31 y 2.51 ug/g para raíces secas, frutos (semillas con cáscara) y hojas; redujo los residuos de imidacloprid en un 55.81-95.17%, durante 1-10 días de períodos de exposición. De la misma manera, su acumulación es más significativa en las raíces, hojas y frutos para alcanzar los niveles máximos después de 6, 1 y 3 días de tratamiento, correspondientemente. Concluyendo que, la planta fue capaz de inducir una pérdida del 93.34% de imidacloprid como fuente de carbono y nitrógeno en un período corto (48 h) en comparación con el 31.90% (en medio no inoculado), y se encontró que la vida media ($T_{1/2}$) en el suelo plantado con el *Plantago major L.* y en el suelo no plantado fue de 4.8 y 8.4 días.

2.2. Marco legal nacional

2.2.1. Constitución Política del Perú

- Artículo 1 (inc. 22). - A la paz, a la tranquilidad, al disfrute del tiempo libre y al descanso, así como a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida.
- Artículo 66.- Los recursos naturales, renovables y no renovables, son patrimonio de la Nación. El Estado es soberano en su aprovechamiento. Por ley orgánica se fijan las condiciones de su utilización y de su otorgamiento a particulares. La concesión otorga a su titular un derecho real, sujeto a dicha norma legal.
- Artículo 67.- El Estado determina la política nacional del ambiente. Promueve el uso sostenible de sus recursos naturales.
- Artículo 195 (inc. 8). - Desarrollar y regular actividades y/o servicios en materia de educación, salud, vivienda, saneamiento, medio ambiente, sustentabilidad de los recursos naturales, transporte colectivo, circulación y tránsito, turismo, conservación de monumentos arqueológicos e históricos, cultura, recreación y deporte, conforme a ley.

2.2.2. Ley General del Ambiente N°28611

- Artículo 31.- Del Estándar de Calidad Ambiental: 31.1 El Estándar de Calidad Ambiental - ECA es la medida que establece el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente. Según el parámetro en particular a que se refiera, la concentración o grado podrá ser expresada en máximos, mínimos o rangos.

- Artículo 91.- Del recurso suelo: El Estado es responsable de promover y regular el uso sostenible del recurso suelo, buscando prevenir o reducir su pérdida y deterioro por erosión o contaminación. Cualquier actividad económica o de servicios debe evitar el uso de suelos con aptitud agrícola, según lo establezcan las normas correspondientes.
- Artículo 113.- De la calidad ambiental: 113.2 Son objetivos de la gestión ambiental en materia de calidad ambiental: a. Preservar, conservar, mejorar y restaurar, según corresponda, la calidad del aire, el agua y los suelos y demás componentes del ambiente, identificando y controlando los factores de riesgo que la afecten.

2.2.3. Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental Ley N° 28245

- Artículo 3.- De la finalidad del Sistema: El Sistema Nacional de Gestión Ambiental tiene por finalidad orientar, integrar, coordinar, supervisar, evaluar y garantizar la aplicación de las políticas, planes, programas y acciones destinados a la protección del ambiente y contribuir a la conservación y aprovechamiento sostenible de los recursos naturales.

2.2.4. Políticas Nacional del Ambiente

- Eje de política 1b: La superficie no agrícola, de 31.6 millones de hectáreas, está compuesta por áreas de pastos naturales, montes y bosques, por lo que, la gestión del recurso suelo, requiere la implementación de políticas que permitan su recuperación, conservación y ampliación, en el marco de un proceso de ordenamiento territorial. Tiene como objetivo recuperar, conservar y ampliar la cantidad de suelos para uso agrario. Su primer lineamiento es promover mecanismos e inversiones para la recuperación y conservación de suelos, tanto en praderas, laderas; así como en zonas con problemas de drenaje y salinización.

- Artículo 8. – Cuencas, Agua y Suelo, el inciso e) Fortalecer los conocimientos y tecnologías tradicionales compatibles con el manejo sostenible de los suelos y agua. f) Impulsar acciones para prevenir los procesos de desertificación, degradación y pérdida de suelos mitigando sus efectos y/o recuperándolos.

2.2.5. Estándar de Calidad Ambiental para Suelo D.S. 011-2017- MINAM

- Artículo 2.- Los Estándares de Calidad Ambiental para Suelo como referente obligatorio Los ECA para Suelo constituyen un referente obligatorio para el diseño y aplicación de los instrumentos de gestión ambiental, y son aplicables para aquellos parámetros asociados a las actividades productivas, extractivas y de servicios.
- Artículo 3.- De la superación de los ECA para Suelo De superarse los ECA para Suelo, en aquellos parámetros asociados a las actividades productivas, extractivas y de servicios, las personas naturales y jurídicas a cargo de estas deben realizar acciones de evaluación y, de ser el caso, ejecutar acciones de remediación de sitios contaminados, con la finalidad de proteger la salud de las personas y el ambiente.

2.2.6. Ley N°30355 Ley de Promoción y Desarrollo de la Agricultura Familiar

- Art.- 1. Tiene como objetivo establecer las responsabilidades del estado en la promoción y desarrollo de la agricultura familia a partir del reconocimiento de la agricultura familiar, así como la importancia de su rol en la seguridad alimentaria, en la conservación de la agrobiodiversidad, en el uso sostenible de los recursos naturales, en la dinamización de las economías locales, en la contribución al empleo rural y la vigencia de las comunidades, mediante la implementación de las políticas de estado.

2.3. Marco legal internacional

- México: NOM147-SEMARNAT-SSA1-2004: Criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo, hexavalentes, mercurio, níquel, plata, plomo, talio y/o vanadio.
- Alemania: Ley Federal de Protección de Suelos y la Ordenanza de Protección de Suelo.
- Suecia: Swedish Enviromental Protection Agency.
- Noruega: Report 99:06, TA-1691/1999: Guidelines for the Risk of Contaminated Sites.
- Canadá: Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health.
- Ecuador: Ley de Gestión Ambiental de Ecuador: Valores Máximos Permisibles.
- Argentina: Ley 24.051, Decreto 851/93: Valores Permitidos de Metales en Suelos.

2.4. Las plantas adventicias

Las plantas adventicias o popularmente conocidas como “malezas, malas hierbas o plantas arvenses”, son especies vegetativas que no poseen valor económico, y crecen desordenadamente interfiriendo en los cultivos durante su desarrollo normal y afectan su espacio y capacidad de producción (Blanco y Leiva, 2007).

Para muchos, por la falta de conocimiento de sus beneficios, su presencia representa un problema molesto en la agricultura o jardinería por su comportamiento invasivo y competitivo. Según Agulló Brotons et al. (2009) se les consideran como plantas indeseables o que no han sido introducidos voluntariamente atrayendo insectos, ácaros, y

otros patógenos que alteran el cultivo original. Sin embargo, en el contexto biológico son consideradas como parte del eslabón fundamental de los ecosistemas con un valor excepcional enorme, aunque se halle en un lugar inapropiado en un tipo de situación puede ser valiosa o indeseable dependiendo de las circunstancias.

2.4.1. Clasificación fisiológica-morfológica de las malezas

De acuerdo a, Blanco y Leiva (2007) este tipo de plantas se caracterizan por ser alelopáticas y competitivas por agua, nutrientes, CO₂, O₂ y espacios; y son capaces de colonizar y sobrevivir en un terreno con múltiples alteraciones. Barillas Mendez y Echegoyen Villanueva (2014) las clasifican por tipo, de acuerdo a sus características fisiológicas y morfológicas en:

2.4.1.1. Malezas de hoja ancha

Comprenden las plantas de tamaño variables, con hojas de limbo completamente desarrolladas y grandes, poseen nervadura de tipo angular (dicotiledones) o paralela (monocotiledóneas, con excepción de las gramíneas y ciperáceas).

2.4.1.2. Malezas de hoja angostas

Son plantas con hierbas de tamaño variables, con tallos huecos o llenos, trígonos o cilíndricos, no divididos por nudos, hojas en tres direcciones, flores en espiga y frutos en aquenios.

En base a la investigación citada por Blanco y Leiva (2007) no existe una lista específica de todas las especies de plantas arvenses en el mundo, no obstante, en la Tabla N°1 se presentan las especies más comunes y considerables:

Tabla 1. *Especies arvenses más importantes a nivel mundial.*

Especies	Familia	Ciclo de vida
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Perenne
<i>Cynodon dactylon</i> (L.)	Poaceae	Perenne
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Poaceae	Anual
<i>Echinochloa colona</i> L.	Poaceae	Anual
<i>Eleusine indica</i> L. Gaertner	Poaceae	Anual
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers	Poaceae	Perenne
<i>Imperata cylindrica</i>	Poaceae	Perenne
<i>Eichornia crassipes</i>	Potederiaceae	Perenne
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	Anual
<i>Chenopodium álbum</i>	Chenopodeaceae	Anual
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Poaceae	Anual
<i>Convolvulus arvensis</i>	Convolvulaceae	Perenne
<i>Avena fatua</i> y especies afines	Poaceae	Anual
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Amaranthaceae	Anual
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Amaranthaceae	Anual
<i>Cyperus esculentus</i> L.	Cyperaceae	Perenne
<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.)	Poaceae	Anual

2.4.2. Ventajas y desventajas de las plantas adventicias

Aunque a este tipo de plantas se les consideren indeseables, se ha descubierto más de un atributo favorable al buen desarrollo del ecosistema; por lo que como toda especie de planta posee aspectos positivos y negativos, los mismos que se describen en la Tabla N°2:

Tabla 2. Descripción de las ventajas y desventajas de las plantas adventicias.

Ventajas	Desventajas
a. Contribuyen a la conservación del suelo.	a. Disminuyen el valor de la tierra.
b. Son fuente de alimento como las gramíneas y leguminosas.	b. Generan problemas de salud al hombre.
c. Poseen poder medicinal.	c. Pueden ser de alimento venenoso para animales.
d. Incrementan la cantidad de material genético.	d. Reducen la calidad de los productos agrícolas.
e. Incrementan la estabilidad de los ecosistemas.	e. Dificultan las labores agrícolas.
f. Son fuente de materia prima para la elaboración de fertilizantes orgánicos.	f. Generan costos de manejo.

2.4.1. Factores de resistencia de las plantas adventicias

Barillas Mendez y Echegoyen Villanueva (2014), enumeran diferentes factores genéticos que se involucran con la principal característica de alta resistencia de las plantas adventicias, entre las cuales se describen:

2.4.1.1. Frecuencia de alelos resistentes

Los alelos de resistencia se generan gracias a las mutaciones aleatorias, crecen proporcionalmente a la frecuencia existente en la población vegetativa; es decir, mientras más alelos existan por largos periodos, mayor será la tasa de evolución de resistencia de la especie.

2.4.1.2. Forma de resistencia hereditaria

Si la resistencia es conferida por alelos de tipo dominante la evolución será mayor en la especie nueva, puesto que los individuos homocigotos como heterocigotos se comportarán ambos como resistentes.

2.4.1.3. Número de genes resistentes

Usualmente la herencia de genes se da monogénicamente (dominio de un gen); no obstante, puede darse de forma poligénica (asociación con varios genes). Esto determinará relativamente la tasa de evolución.

2.4.1.4. Características reproductivas de la especie

Los alelos de resistencia, en un tipo de especie con características reproductivas alógamas o fecundación cruzada, tienden a ser originados por la dispersión de semillas y el polen transportado por insectos o el viento. Sin embargo, si se trata de una especie vegetativa de tipo autógena o que puede fecundar por sí misma, los alelos se originan con la dispersión exclusivamente de semillas y el flujo génico se reduce entre los individuos.

2.4.1.5. Capacidad reproductiva

La dispersión de la resistencia se favorece siempre y cuando exista un alto número de semillas con capacidad de producir una generación reproductiva anual.

2.4.1.6. Densidad poblacional

Si la densidad de la maleza es elevada, es más probable la permanencia de especies resistentes sea mayor.

2.4.1.7. Longevidad de las semillas en el suelo

La longevidad y persistencia en el suelo de la planta dependerá de la cantidad de alelos resistentes del banco de semillas que posea, así a través de los años la evolución de resistencia se reflejará en la proporción de plántulas.

2.4.1.8. Mecanismos de dispersión de semillas

El viento puede dispersar las semillas de genotipo resistente de la especie vegetativa anemófila a zonas libres de individuos resistentes; sin embargo, en muchos casos el transporte de las mismas se da de forma antropogénica.

2.4.1.9. Periodo de emergencia

Comúnmente se dice que las especies adventicias son cada vez más resistentes a los herbicidas u otro tipo de contrarrestantes, esto en el contexto genético se explica por la prolongada germinación de la especie; la cual es afectada solo en una parte del total de sus individuos. Y los que germinan posteriormente se ven reducidos en la frecuencia de alelos resistentes y su tasa de resistencia.

2.4.1.10. La condición de adaptación

El número de descendencia que se transfiere de una generación a otra, marca la diferencia del valor adaptativo de una especie de otra. Cuando el apareamiento es al azar los alelos se presentan de forma heterocigota al principio de la evolución de la tasa de resistencia.

2.4.2. Factores ecológicos que influyen en el desarrollo de las plantas adventicias

Los factores ecológicos son los que se involucran directamente con el crecimiento y desarrollo de las especies vegetativas. De acuerdo a los estudios de Acosta de la Luz (2003) y Pérez Leal (2017) se pueden clasificar en:

2.4.2.1. Factores edáficos

Es verdad que no son muchas las especies que se asocian de forma definida por un cierto tipo de suelo. La capacidad de adaptación que poseen frente a diversos factores del medio es la base de su existencia. No obstante, esto las define hasta cierto punto y algunas presentan preferencias edáficas especiales; como el caso del *Polygonum aviculare* que es capaz de tolerar y desenvolverse normalmente en suelos con condiciones ácidas y básicas a diferencia de la especie *Chenopodiaceae* que prefiere los suelos neutros. El pH del suelo se convierte en esencial para su distribución y crecimiento, mientras que unas se desarrollan mejor sobre suelos ácidos, otras sobre alcalinos.

Los principales factores que intervienen en la persistencia de las plantas adventicias son básicamente las mismas que afectan a cualquier tipo de cultivo como: agua, aireación,

temperatura, pH, contenido en sales y nivel de fertilidad (Lastra Valdés y Ponce de León, 2001). Sin embargo, aunque muchas de las especies poseen la capacidad de crecer en suelos poco fértiles, generalmente, se desarrollan mejor en suelos de fertilidad alta o con buenas concentraciones de nitrógeno lo que provee las condiciones óptimas para las malas hierbas (Barillas Mendez y Echegoyen Villanueva, 2014).

2.4.2.2. Factores climatológicos

Entre ellos están los factores como la temperatura, agua, viento, rayos UV, humedad y las características estacionales propias de estos mismos. En cuanto a la calidad, duración e intensidad de la luz UV, son factores que se involucran estrechamente con el crecimiento, reproducción y distribución de la planta, cuya floración, maduración de semillas y límites latitudinales de dispersión dependen de la capacidad de fotoperiodicidad de sí misma. Pérez Leal (2017), menciona que la falta de luz provoca la ahilación o etiolación, anomalía que produce el alargamiento de la planta y debilita la resistencia en sus tejidos estructurales (entrenudos más largos y delgados, mayor fragilidad, etc.).

La temperatura es otro factor crítico en la adaptación y persistencia de las plantas arvenses, interviene en la germinación y latencia de las semillas, así como la conservación y sobrevivencia de sus partes subterráneas y sumado a la temperatura de la atmósfera determina los límites geográficos de distribución sobre el suelo. Por otro lado, está el viento que con su velocidad, frecuencia y dirección limitan la existencia y el dominio mediante la estabilización del nivel de oxígeno y CO₂ presentes en el ecosistema que modifican la cantidad de condensación y transpiración.

Otro factor es la cantidad de agua aprovechable, cuya disposición marca la expresión de las características morfológicas de la especie; además, su disponibilidad ya sea por estación o temporada está en relación con la evaporación, transpiración, filtración y escorrentía en el hábitat; por lo que de ella depende la reproducción y supervivencia de

las plantas. En otras palabras, mientras menos restricción exista de estos parámetros, mejor se desarrollará la mala hierba.

2.4.2.3. Factores bióticos

Entre ellos se comprenden a la capacidad de competencia, alelopatía, interferencia de patógenos y otros; los cuales intervienen de forma directa e indirecta, si la especie tiene los mismos ciclos de vida, biotipos, características genéticas y fenotípicas, y nicho ecológico que cierto cultivo, más probable es que sea competitiva con ella; por ejemplo, la gramínea anual que compite más con un cultivo de cereales, que con un olivo. O si existe otras especies de malas hierbas aledañas suelen competir más entre ellas que con el cultivo, reduciendo el rendimiento de este, no obstante, se da solo en caso que existan varias especies de baja densidad. Por otro lado, Flores F. y Yeaton H. (2000) mencionan que esta competitividad no sólo es interespecífica o entre individuos de diferentes especies; sino también entre plantas de la misma especie denominada competencia intraespecífica.

Según Acosta de la Luz (2003) la competencia es el proceso por el cual las plantas que conviven en un mismo hábitat tratando simultáneamente de adquirir los recursos disponibles en el medio; los cuales pueden ser menos asequibles para unos por la presencia de otros, las especies vegetativas suelen competir principalmente por agua, luz y nutrientes y la competencia es muy diferente por tipo de especie, las plantas adventicias con peso radicular elevado son más competitivas que las de peso bajo.

Otra característica que se les da a las especies adventicias es la alelopatía. De acuerdo con Giardini et al. (2018) es la producción de sustancias tóxicas como fenoles, terpenos, flavonas, alcaloides y otros compuestos del metabolismo secundario vegetal segregados por la flora y la consiguiente inhibición de la germinación, crecimiento o desarrollo causada en las vegetaciones vecinas. Estas interacciones interfieren en la obtención de los recursos para su auto supervivencia. Si las toxinas se hallan en las flores son usadas como reflejo de longitudes de onda muy concretas que sirven para guiar en el

aterrizaje de los insectos polinizadores; aunque también pueden estar presentes en las hojas, el tallo o raíces, las que pueden dañar a otras plantas mediante la degradación de ciertas partes vegetales que liberan estas toxinas cerca de sus vecinas o al ser lavadas por la lluvia dañando exclusivamente a las raíces de otras especies o por la acción de ciertos microorganismos de contagio mucho más tóxicos. De la misma forma, las plantas cultivadas también son capaces de defenderse al exudar sustancias con efectos alelopáticos frente a las malas hierbas, pero depende del estrés al que están sometidas ambas especies: la cultivada y la alelopática, ya que provoca que seas más vulnerables a insectos, hongos, virus, etc.

De todos estos factores, existen algunas especificaciones tales como la de Saavedra Jimenez (2013) y Zuñiga Moreno (2017) los que señalan sobre el género *Amaranthus*, productoras de grano, que crecen mejor en suelos con pH neutro a alcalinos mayores a 6. La mayoría de especies de esta familia vegetativa han demostrado ser tolerantes a suelos con ciertos rangos de salinidad y se adaptan desde los 2800 m s.n.m. y 18 - 24°C de temperatura con 300 a 400 mm de precipitación por año (Zuñiga Moreno, 2017).

Respecto al *Chenopodium ambrosioides*, Ibarra Martínez y Paredes Paredes (2013) mencionan que se adapta perfectamente a terrenos arcillosos, arenosos, xerofíticos y subxerofíticos con alturas hasta 2760 m s.n.m. Así mismo, según Abanto Miranda (2009) y Taxa Villegas (2015), la *Tagetes minuta* crece en sitios abrigados de 3310 hasta 3800 m s.n.m. de clima semiseco, semifrío y húmedo y de otoño, invierno y primavera seca, sobre suelos que presentan un pH de 6 a 8.


2.4.3. Descripción de las especies seleccionadas para la investigación

Se seleccionaron tres especies para el estudio: *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta*, cuyo origen proviene de América del Sur y comparten un ciclo de vida común, tipo anual y un periodo de crecimiento similar:

2.4.3.1. *Amaranthus quitensis*

A continuación, en la Tabla N°3 se presenta la taxonomía de primera especie seleccionada para la investigación:

Tabla 3. Descripción de la especie *Amaranthus quitensis*.

Taxonomía	
	Género/especie: <i>Amaranthus/ Amaranthus quitensis</i>
	Nombre común: Ataco
	Clase: <i>Magnoliopsida</i>
	Familia: <i>Amaranthaceae</i>
	Orden: <i>Caryophyllales</i>


- **Descripción morfológica y botánica**

Syngenta (2017), describe que puede alcanzar de 1 a 2 m de altura, se desarrolla normalmente en suelos francos ácidos, neutros o alcalinos, pero con buen drenaje y contenido de materia orgánica. Sus cotiledones son ovales de 15 por 3 mm y pecíolo mediano 1/5 del largo de la lámina. Posee las hojas subopuestas, ovaladas y largas, ápice emarginado, borde entero; nervadura central visible, hipocótilo largo y se hace rojizo al final de su ciclo de vida (5 meses aprox.) (Loma Sinchiguano, 2017). Se propaga por semillas y es altamente resistente a las plagas, pues se asocia a los cultivos de maíz, tomate y soja. Se distribuye en zonas templadas y subtropicales, aunque también es capaz de adaptarse a bajas temperaturas (Mapes Sánchez y Espitia Rangel, 2012).

2.4.3.2. *Chenopodium ambrosioides*

En la Tabla N°4, se describe la taxonomía de la segunda especie adventicia:

Tabla 4. Descripción de la especie *Chenopodium ambrosioides*.

Taxonomía	
	Género/especie: <i>Chenopodium/ Chenopodium ambrosioides</i>
	Nombre común: Paico
	Clase: <i>Dicotyledoneae</i>
	Familia: <i>Chenopodiaceae</i>
	Orden: <i>Caryophyllales</i>


- **Descripción morfológica y botánica**

Crece aproximadamente hasta los 40 cm de altura con tallo simple o ramificado en la base y de pubescencia glandular. Posee hojas alternas de color verde oscuro de 10 cm de largo y 5 cm de ancho, siendo las inferiores ovoides, lanceoladas y de bordes dentados, mientras que las superiores pequeñas y de bordes enteros (Gómez Castellanos, 2008). Según Navonne T., Zonta, y Gamboa (2014), el paico posee una inflorescencia en forma de espigas dispuestas en panícula piramidal. Es cultivado con gran facilidad en climas tropicales, subtropicales y templados, y en suelos de cualquier tipo con abundante materia orgánica; se propaga por semillas y esquejes y se le puede sembrar durante todo el año, en asociación con hortalizas (Perú Ecológico, 2007).

2.4.3.3. *Tagetes minuta*

En la Tabla N°5 se describe la taxonomía de la tercera especie, más conocida como huacatay:

Tabla 5. Descripción de la especie *Tagetes minuta*.

Taxonomía	
	Género/especie: <i>Tagetes/Tagetes minuta</i>
	Nombre común: Huacatay
	Clase: <i>Magnoliopsida</i>
	Familia: <i>Asteraceae</i>
	Orden: <i>Asterales</i>

- **Descripción morfológica y botánica**

Se desarrolla mejor en climas cálidos tropicales. De acuerdo a Schiavon et al. (2015), es una planta aromática ramificada de porte erecto, puede alcanzar de 1 a 2 m de altura, tiene hojas lanceoladas, dentadas y un olor fuerte característico, esto por sus glándulas multicelulares punteadas y pequeñas presentes en las hojas, las mismas que exudan al romperse. Los márgenes de sus hojas son finamente serrados, las glándulas también se pueden encontrar en los tallos y brácteas, con cabezas pequeñas con 10 a 15 mm de largo. Sus flores con blancas y de pétalo amarillo, sus raíces son pivotantes y de aprox. 12 cm (Dávila Arévalo, 2011).

2.5. El suelo y fuentes contaminantes de plomo

El suelo es materia tridimensional viva, compuesta de materiales inorgánicos como minerales, agua y aire, contempla una fracción orgánica; además de micro y macrofauna con funciones de degradación de la materia en el suelo (Chávez, 2014). Asimismo, es una fuente primordial en la función de un ecosistema y los límites del uso de la tierra para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud animal (Bünemann et al., 2018). La contaminación del suelo es resultado de operaciones mineras, la producción industrial, el uso doméstico y agrícola; las cuales han resultado en la liberación metales tóxicos al medio ambiente, como el Pb (Mahar et al., 2016). Así también, muchas de las sustancias contaminantes pueden encontrarse en las actividades

de las ciudades; a través del inadecuado manejo de los residuos sólidos y aguas residuales, entre otros (Maqueda Galvez, 2003).

De acuerdo a Lora Silva y Bonilla Gutiérrez (2010) en el suelo se encuentran equilibradas las sustancias orgánicas e inorgánicas, más cuando estas concentraciones llegan a sobrepasarse, ponen en riesgo la salud humana y el ecosistema. Por su parte, la normativa nacional menciona que el término de contaminación se utiliza cuando las concentraciones, de algún parámetro, en el Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo (D.S. N°011-2017-MINAM) supera el límite que éste establece; en este caso para el Pb, el límite para suelo agrícola, suelo residencial/parques y suelo industrial/comercial/extractivo es de 70, 140 y 800 mg/kg respectivamente. Asimismo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece un límite permitido más estricto de Pb en el suelo de forma general con un valor de 25 mg/kg (Korc, 2001). Estos límites se aplican a diversas actividades antropogénicas, entre las cuales están:

2.5.1. Minería

Es uno de los principales ejes de la economía peruana; de acuerdo al MEM, el país ocupa el primer lugar en la producción minera de plomo a nivel América Latina y el cuarto lugar a nivel mundial; además de tener el 7.1% de reserva de yacimientos del mundo (Rumbo Minero, 2016). Pero, el sector es el que genera un alto impacto social y ambiental en el país, y este ha ido aumentando en el transcurso del tiempo.

El vertimiento o emisión de residuo mineral y gases de este metal, la disposición de inadecuada de los residuos y escombreras, y la deforestación de la cobertura vegetal provoca la alteración del suelo. Otro de las dificultades que presentan son sus relaves mineros y los pasivos mineros, que en muchas ocasiones no llegan a ser manejados correctamente.

Las vías por donde se transporta este elemento son por: aire, suelo y agua, siendo el recurso principal en afectarse, el suelo; esto se explica debido a que en las emisiones

los sólidos se quedan en el suelo después de cierto tramo de recorrido, en caso del vertimiento se acopla en la ribera del río. No obstante, cuando es de contacto directo con el suelo este tiene la posibilidad de filtrarse hacia las aguas subterráneas; las cuales no pueden ser tratadas fácilmente. Como ejemplo del daño que pueden provocar al medio ambiente, se tiene el caso de Cerro de Pasco, cuyos suelos, agua y aire se encuentran con altas concentraciones de Pb; así también, este problema provocó, además, disputas con las poblaciones afectadas, porque la contaminación ocasionada afectó tanto a los cultivos, animales y a las personas (Astete et al., 2009).

2.5.2. Agricultura

Este sector pertenece al Ministerio de Agricultura y Riego; ya que su rubro está relacionado en estos tres principales ejes: estudio de compuestos químicos para eliminar las plagas, las enfermedades de las plantas y mejorar la productividad de las plantas; por lo que para evitar el daño de las especies y mejorar el aumento de productividad en corto tiempo utilizan plaguicidas y fertilizantes químicos. Sin embargo, estos contienen compuestos tóxicos como el Pb.

Cabe resaltar que, las personas que más utilizan estos compuestos son los agricultores; pero ellos son los que están más expuestos a este contaminante porque no todos utilizan equipos de protección personal (EPP) cuando manipulan estos materiales. El fertilizante y/o plaguicida es rociado o regado a las plantas, el suelo es el primer recurso afectado; porque se acumulan en el primer horizonte del suelo y mientras van regando este se va filtrando hacia otras capas hasta llegar al agua subterránea y contaminarla, de esa manera, lentamente el suelo va perdiendo su productividad y va aumentando la concentración de este metal.

2.5.3. Talleres de servicio mecánico

En el Perú existen más de 8503 empresas dedicadas al servicio mecánico automotriz, de las cuales 4633 se dedican exclusivamente al mantenimiento y reparación.

Sin embargo, la mayoría de estos talleres no cuenta con un sistema de control y prevención de accidentes e incidentes ambientales. Las actividades que generan mayor impacto son cambios de aceite, de baterías, mantenimiento de frenos y cambio de refrigerantes.

Cuando se realiza los cambios de aceite y filtros por cada kilometraje estos son desechados directamente al suelo; de igual manera en caso de los refrigerantes usados los cuales presentan altos niveles de elementos metálicos (Pb) en su estructura, disminuyendo así la fertilidad del suelo; además de alterar los procesos de intercambio en los ecosistemas y micro ecosistemas (Rodríguez Morante, Carriel Pivaque, Gavilanes Castillo, y Guadalupe Echeverría, n.d. y Fong Silva, Quiñonez Bolaños, y Tejada Tovar, 2017).

2.6. El plomo (Pb)

El Pb es un metal gris, blando y maleable, que está presente de forma natural en la corteza terrestre; es un catión divalente que se une fuertemente a los grupos sulfhidrido de las proteínas (Azcona Cruz, Ramírez Ayala, y Vicente Flores, 2015). Su presencia como contaminante en el medio ambiente se debe principalmente a las actividades antropogénicas (Prieto Méndez, González Ramírez, Román Gutiérrez García Prieto, 2009).

Se ha utilizado como aditivo de diferentes productos comerciales como pintura, tintes, soldaduras, envases metálicos de productos comestibles; también como estabilizantes en algunos plásticos y gasolina (Yucra, Gasco, Rubio y Gonzales, 2008), y como parte del residuo del resultado de las actividades minera, rellenos sanitarios, entre otros (Spalvins, Dubey, y Townsend, 2008). Los niveles de concentraciones del metal variaran según el tiempo de operación que se encuentra y el tiempo en que éstas llevan dentro del sustrato (Hassan y Ramadan, 2005). Por otra parte, los isótopos de Pb son utilizados para el rastreo de los lixiviados (Vilomet et al., 2003). Su distribución química dependerá del pH, la mineralogía y la textura del suelo; además, cuando aparece en el suelo, lo hace en las fracciones solubles de los óxidos hierro y manganeso.

2.6.1. Efectos en el medio ambiente

El Pb es considerado una sustancia tóxica persistente en el ambiente; lo cual compromete el equilibrio del ecosistemas dentro de la flora y fauna existente, y así también en la salud de las personas (Farooq, Kozinski, Khan, y Athar, 2010). Su persistencia se debe a su peso molecular tiende a acumularse suelos, sedimentos y cuerpos de agua en forma rápida. Según Sharma y Dubey (2005), el exceso del Pb desacelera el crecimiento normal de las plantas, produce clorosis y ennegrecimiento en el sistema radicular; por ello lo consideran un veneno protoplásmico general, que es acumulativo, de acción lenta y sutil. Mientras que, en el suelo ocasiona una fuerte disminución en la productividad de los cultivos, lo que plantea un serio problema en la agricultura (Hoyos Cerna y Guerrero Padilla, 2014).

2.6.2. Efectos en el ser humano

El Pb puede ingresar al cuerpo mediante diversas vías, tales como la inhalación por aire de partículas de plomo o el consumo de agua y alimentos contaminados (Ramos, Vieira, Muniz, y Araújo, 2017). Es un metal multitóxico, el cual puede causar efectos en el tracto gastrointestinal, sistema cardiovascular, sistema nervioso central y periférico, riñones y el sistema inmunológico (Prieto et al., 2009). Según estudios realizados por Azcona-Cruz et al. (2015) dividen la tolerancia de los niveles de concentraciones (ug/dL) de Pb para niños y adultos, y a esto se complementa las investigaciones de Rodríguez Rey, et al. (2016) donde se establecen los efectos que ocasiona este metal al ser humano como puede apreciarse en la Tabla N°6.

Tabla 6. Concentración de Pb tolerante para el ser humano y sus efectos.

Nivel	Niños	Adultos	Efectos
Bajo	> 5 µg/dL	> 10 µg/dL (> 16 años)	Efecto hematológico: Da como consecuencia la aparición de anemia. Efecto neurológico: Afecciones del sistema nervioso central periférico, aumento de la presión, fatiga, disturbios al dormir, dolor de cabeza y convulsiones. También puede producir debilidad muscular, ataxia y parálisis; asimismo, la habilidad visual, el tacto fino y la noción del tiempo se pueden ver alterados, presentándose cuadros de ansiedad, alterándose el humor y la habilidad cognitiva.
Medio	> 20 µg/dL	> 25 µg/dL	Efecto renal: En el riñón interfiere con la conversión de la vitamina D a su forma activa, se manifiesta cambios morfológicos. Efecto cardiovascular: Existen estudios epidemiológicos y en caso de exposición ocupacional crónica de plomo (>30 ug/dL), causa una elevación de la presión sistólica.
Alto	> 45 µg/dL	> 40 µg/dL	Efecto hepático: Altera la función de la enzima hepática citocromo P450 y estimula la síntesis de lípidos en varios órganos en el hígado.
Muy alto	> 70 µg/dL	> 70 µg/dL	Efecto reproductivo: Causa efectos adversos en el sistema reproductivo femenino y masculino. La exposición ocupacional del plomo en mujeres antes o durante el embarazo está asociada con abortos espontáneos, muerte fetal, nacimientos prematuros, y recién nacidos de bajo peso. Efectos en el ADN: Puede alterar la integridad del material genético originándose efectos tóxicos, denominados genotóxicos.

El contaminante metálico es absorbido por el tracto gastrointestinal, para después ser almacenado en los tejidos blandos y en los huesos; llegando a afectar principalmente el sistema nervioso y los riñones (Shukla, Shukla, y Tiwari, 2018). Por otro lado, los niveles bajos de exposición a Pb pueden causar dolencias y enfermedades cardíacas, anomalías

en los niños, atrofia testicular, anemia y nefritis intersticial (Steenland y Boffetta, 2000). Según Prieto et al. (2009) el Pb en los bebés y niños provoca retardo en su desarrollo físico o mental; además tienen una probabilidad de sufrir un leve déficit de atención y de capacidad de aprendizaje, y en adultos puede ocasionar trastornos en los riñones e hipertensión.

2.6.3. Acumulación de Pb en el suelo y las plantas

Los elementos metálicos pueden pasar por diversos procesos al contactar con el suelo cambiando de fase, a esto también se le conoce como mecanismo de defensa del suelo, una forma es que pueden ser retenidos por el mismo suelo en forma de disolución o fijación para ser adsorbidos o asociarse en una complejación. También pueden volatilizar o incorporarse a otras cadenas tróficas o ser absorbidos por las plantas (Paiva Prado, 2015).

Según Galán y Romero (2008), el suelo con un pH ácido produce la desorción (disolución) de los metales pesados, aumentando su concentración y biodisponibilidad en los suelos, pues se genera una competencia entre los iones de hidrógeno (H^+) y los cationes metálicos por los sitios de intercambio. Además, el metal se acumula principalmente en la capa superficial (referencialmente 5 cm) y su capacidad depurativa depende de las características de materia orgánica, carbonatos, minerales y micro y macronutrientes.

Sharma y Dubey (2005) mencionan que el plomo por no ser un elemento esencial para las especies vegetativas de forma natural, puede ser absorbido de manera pasiva; sin embargo, este proceso de incorporación al organismo de las plantas se da en caso de que el metal se encuentre en forma de disolución o complejos orgánicos (forma biodisponible). Preferencialmente el metal tiende a acumularse en la raíz; ya que funciona como una especie de barrera cuando el agua arrastra a los metales hasta ella. No obstante, también es posible que se dé una transformación química por acción de las bacterias y otros

microorganismos vinculados a la planta. Complejos de Pb y grupos carboxílicos en la zona radicular pueden ingresar por las raíces de la planta y luego unirse a las zonas de las paredes celulares de intercambio iónico o pueden precipitar en forma de fosfatos o carbonatos, la cantidad de Pb que no se unió se conduce por los canales de calcio para luego depositarse en el floema y xilema de la planta. En plantas intoxicadas con plomo, es notable ver una reducción de la tasa de germinación, tasa fotosintética, crecimiento de las raíces y menos producción de biomasa (Paiva Prado, 2015).

2.6.4. Técnicas de remediación de suelos contaminados

Los efectos de la contaminación aguda y difusa del suelo por elementos metálicos hacia el ser humano y el medio ambiente provoca preocupación; debido a que los metales se consideran como elementos no degradables y pueden contaminar gravemente el medio ambiente (Cristaldi et al., 2017).

Por ello, como respuesta activa se aplican diversas tecnologías como las físicas, químicas, térmicas y otras para reducir o eliminarlos (Sarwar et al., 2017). En la Tabla N°7, se observa la matriz de los criterios más importantes para la selección de tecnologías de tratamiento en suelos:

Tabla 7. Matriz para la selección de tecnologías de tratamientos en suelos.

Tecnología	Desarrollo	Uso	Costos	Fiabilidad	Tiempo
Tratamientos fisicoquímicos					
Separación electrocinética	Completo	Limitado	Malo	Regular	Regular
Inundación	Completo	Limitado	Regular	Regular	Regular
Lavado	Completo	Limitado	Regular	Regular	Bueno
Solidificación /estabilización	Completo	Amplio	Bueno	Bueno	Bueno
Extracción química	Completo	Amplio	Regular	Regular	Bueno
Reducción /oxidación química	Completo	Amplio	Regular	Bueno	Bueno
Separación magnética	Completo	Amplio	Regular	Regular	Bueno
Tratamientos biológicos					
Fitorremediación	Completo	Regular	Bueno	Regular	Malo
Biorreactores (Lixiviados o lodos)	Completo	Amplio	Bueno	Regular	Regular
Tratamiento Térmico					
Descontaminación por gas caliente	Piloto	Regular	Bueno	Malo	Bueno
Incineración	Completo	Amplio	Malo	Malo	Bueno
Desorción térmica	Completo	Amplio	Regular	Malo	Bueno
Otros tratamientos					
Excavación y disposición	Bueno	Amplio	Bueno	Bueno	Bueno
Cubierta de los residuos	Bueno	Amplio	Regular	Bueno	Malo

La selección del método remediador depende de las condiciones propias del suelo contaminado. Dentro de ellas se encuentra la descontaminación a través del proceso de fitorremediación, la cual no implica la alteración del medio local y los métodos in situ son amigables con el ambiente (Mahar et al., 2016). Según Dickinson (2017), es una tecnología menos costosa, y más sostenible; la cual incluye protección pasiva utilizando barreras de vegetación, limpieza de suelo y agua mediante de la absorción y cosecha de contaminantes, y la degradación y volatilización de los mismos.

2.7. La fitorremediación

Es un proceso de biorremediación que tomando uno o varios mecanismos tiene por objeto reducir la concentración de diversos compuestos *in situ* o *ex situ* a partir de transformaciones bioquímicas efectuadas por las plantas y sus microorganismos (Delgadillo López, Gonzáles Ramirez, Prieto García, Villagómez Ibarra, y Acevedo Sandoval, 2011). Es una tecnología emergente del uso del poder biorremediador de estas para la mitigación o eliminación de contaminantes orgánicos y no orgánicos presentes en el suelo (Surriya, Sarah Saleem, Waqar, y Gul Kazi, 2015).

Las plantas son utilizadas para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar contaminantes (Kelley, Gaither, Baca Spry, y Cruickshank, 2000; Liphadzi y Kirkham, 2005; Márquez-Benavides y Sánchez-Yáñez, 2014). Además de ofrecer un bajo costo para la remediación del suelo, los metales extraídos pueden reciclarse por su valor (Bayón Sanz, 2015). La tecnología de fitorremediación se ha dividido en varias categorías o mecanismos para llevar a cabo su fin, entre las cuales destacan la fitoextracción, la fitoimovilización, la fitovolatilización, fitodegradación y la fitoestabilización (Surriya et al., 2015).

2.7.1. Ventajas y Desventajas del proceso

A continuación, en la Tabla N°8 se muestran las principales ventajas y limitaciones de la fitorremediación:

Tabla 8. *Ventajas y desventajas de la fitorremediación.*

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> • Proceso económico que se puede realizar de forma in situ o ex situ. • Disminuye la dispersión de contaminantes. • No requiere uso de energía y de personal especializado para su manejo. • Es eficiente con contaminantes orgánicos e inorgánicos. • Mejora las propiedades físicas y químicas del suelo, es una tecnología sustentable. • Se puede emplear sobre diversas fuentes, como: agua, suelo, aire y sedimentos. 	<ul style="list-style-type: none"> • La fitorremediación en especies como arbustos tiene un proceso relativamente lento. • En su mayoría se encuentra limitado a áreas superficiales de contaminación dentro de la rizósfera de la planta. • El crecimiento de las especies se restringe por las altas concentraciones tóxicas de los contaminantes. • Los contaminantes acumulados en árboles pueden liberarse por procesos de combustión. • No todas las plantas son tolerantes a los elementos contaminantes. • En sistemas acuáticos si no se controla, puede ocurrir una propagación de plagas, como los mosquitos.

2.7.2. Mecanismos de la fitorremediación

La fitorremediación abarca todas aquellas técnicas de descontaminación de suelos basadas en el uso de plantas (Bernal, Clemente, Vazquez, y Walker, 2007), estas pueden acumular el componente tóxico en su estructura y/o reducir su peligrosidad a través de su transformación química a sustancias estables (Wang, Zhang, y Cai, 2011). Según el tipo de proceso que realicen las plantas para remediar los suelos, se puede clasificar en:

- **Fitoextracción:** Es la utilización de plantas para transportar y concentrar metales desde el suelo hacia las partes cosechables de raíces y brotes sobre el suelo (Garbisu y Alkorta, 2001). Es decir, es la eliminación de contaminantes inorgánicos y orgánicos por las plantas (McGrath y Zhao, 2003). Ver Figura 1.



Figura 1. Proceso de fitoextracción.

- Fitoestabilización: La planta es usada para reducir la biodisponibilidad de los contaminantes en el entorno, lo que provoca que la composición sea más estable. Según Bolan, Park, Robinson, Naidu, y Huh (2011) el proceso incluye transpiración y crecimiento de raíz que inmoviliza contaminantes al reducir la lixiviación, controlar la erosión, crear un ambiente aeróbico en la zona de la raíz y agregar materia orgánica al sustrato que se une al contaminante (Carpena y Bernal, 2007). Ver Figura 2.

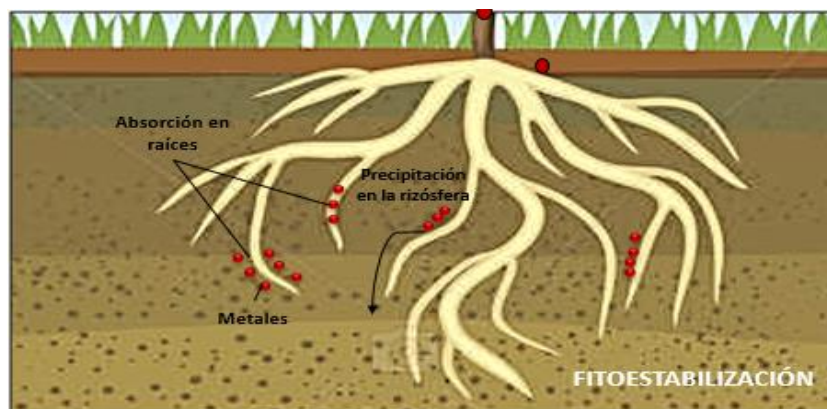


Figura 2. Proceso de fitoestabilización.

- Fitoimmobilización: Cuando en la interfaz suelo-raíz se producen compuestos químicos, se inactivan las sustancias tóxicas mediante el proceso de absorción, adsorción o precipitación; lo que conlleva a la sujeción y reducción de la biodisponibilidad de los contaminantes (Carpena y Bernal, 2007). Ver Figura 3.

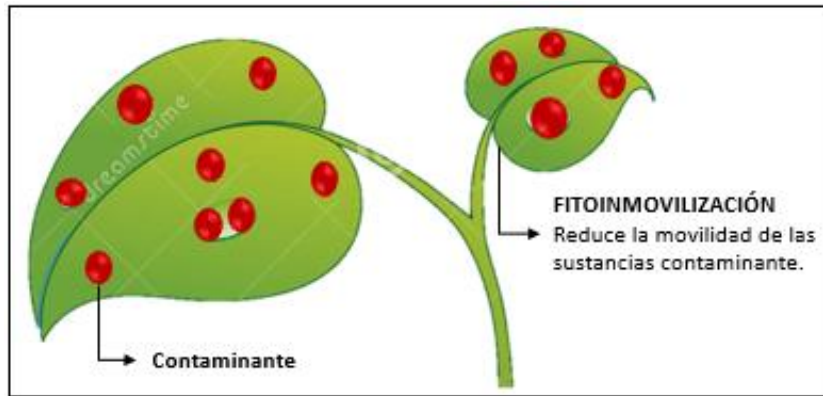


Figura 3. Proceso de fitoimmobilización.

- Fitovolatilización: Es la transformación de contaminantes orgánicos e inorgánicos dentro de la planta, seguido de su eventual liberación a la atmósfera a las concentraciones comparativamente bajas (Jan et al., 2015). Ver Figura 4.

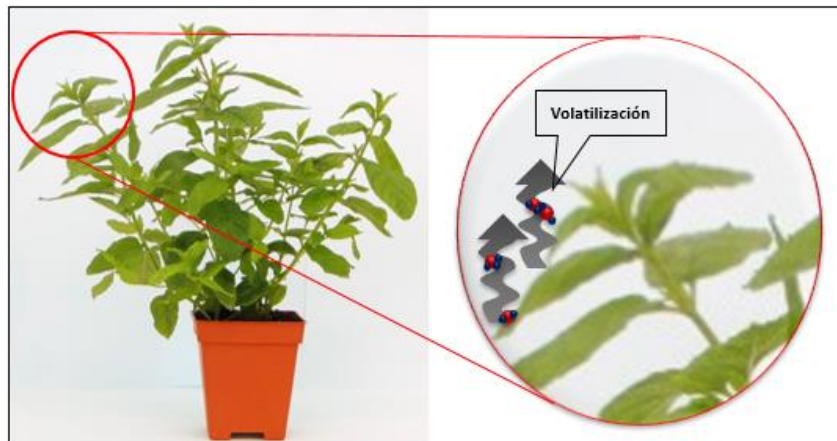


Figura 4. Proceso de fitovolatilización.

- Fitodegradación: Se degradan los contaminantes orgánicos hasta ser mineralizados gracias a los microorganismos asociados a la especie de planta, convirtiéndose en CO_2 y H_2O (Delgadillo López et al., 2011). Ver Figura 5.

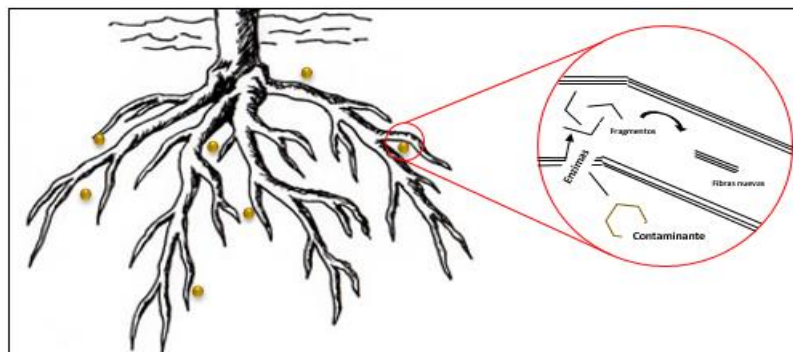


Figura 5. Proceso de fitodegradación.

- Rizofiltración: Es la adsorción en las raíces de las plantas o la absorción en las raíces de las plantas de los contaminantes que están en la solución que rodea la zona de la raíz (rizósfera), (Abdullahi, Sabir, Öztürk, y Mermut, 2015). (ver Figura 6). También es una tecnología que emplea plantas para eliminar contaminantes de las corrientes acuosas (Mejía y Herrera Ramírez, 2012).

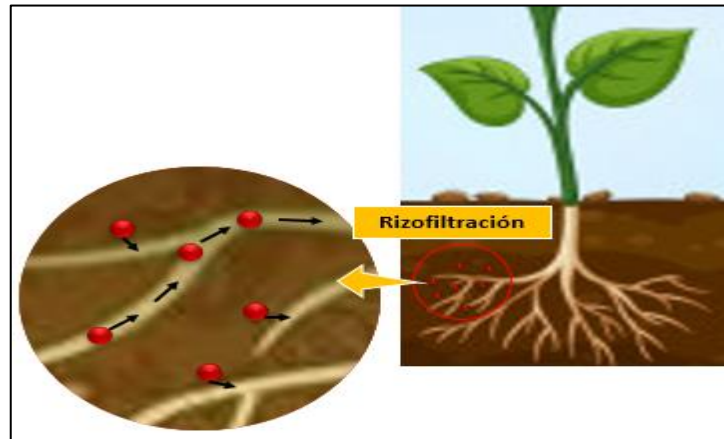


Figura 6. Proceso de rizofiltración.

Según Delgadillo López et al. (2011), las diferentes formas de fitorremediación o fitotecnologías se relacionan con los microorganismos y los mecanismos fisiológicos básicos propios de cada especie vegetativa como la transpiración, fotosíntesis, el metabolismo y la nutrición ; como se explica en la Tabla N°9.

Tabla 9. *Mecanismos del proceso de la fitorremediación.*

Proceso	Mecanismo
Fitoestabilización	Complejación
Fitoextracción	Hiperacumulación
Fitovolatilización	Volatilización a través de las hojas
Fitoimovilización	Acumulación en la rizósfera
Fitodegradación	Degradación de contaminantes mediante la planta y sus microorganismos asociados.
Rizofiltración	Absorción y adsorción de los contaminantes del agua por las raíces de la planta

2.7.2.1. **Ventajas y limitaciones de los mecanismos de fitorremediación**

El suelo que contiene plomo puede ser inactivado en el suelo por las plantas y las enmiendas del suelo (fitoestabilización). Esta tecnología requiere de tiempo para visualizar sus resultados, aunque pueden manejarse los factores externos que influyen en la fitorremediación para incrementarse los resultados positivos, tal como se muestra en la Tabla N°10.

Tabla 10. *Ventajas y limitaciones de principales subprocesos de la fitorremediación.*

Ventaja	Limitaciones
Fitoextracción	
La planta debe ser capaz de producir abundante biomasa en poco tiempo.	Los hiperacumuladores metálicos generalmente muestran un crecimiento acelerado y la productividad biológica es bastante pequeña y los sistemas de raíces superficiales. La fitomasa después del proceso debe desecharse adecuadamente.
Fitoestabilización	
Evita la eliminación de suelo, bajo costo y es menos perjudicial y mejora la restauración / re-vegetación del ecosistema	A menudo requiere una fertilización extensa o modificación del suelo usando enmiendas, mantenimiento a largo plazo es necesario para prevenir la lixiviación.
Fitovolatilización	
El contaminante se transformará en formas menos tóxicas. Por ejemplo, mercurio elemental y gas dimetil selenita. Atmosférica, procesos tales como la degradación fotoquímica para una rápida descontaminación / transformación.	El contaminante o un metabolito peligroso pueden acumularse en vegetación y ser transmitida en productos posteriores como frutas o madera. Se han encontrado bajos niveles de metabolitos en el tejido vegetal.
Fitofiltración / Rizofiltración	
Puede ser in situ (balsas flotantes en estanques) o ex situ (un sistema de tanque de ingeniería); terrestre o acuático.	El pH del medio debe ser monitoreado continuamente para optimizar la captación de metales; especiación química e interacciones de todas las especies en el influente necesita

ser entendido; funciona como un biorreactor e intensivo mantenimiento es necesario.

Fuente: (Prasad MNV, 2004)

En la Figura 7 se pueden visualizar de forma resumida cada uno de los tipos de fitorremediación:

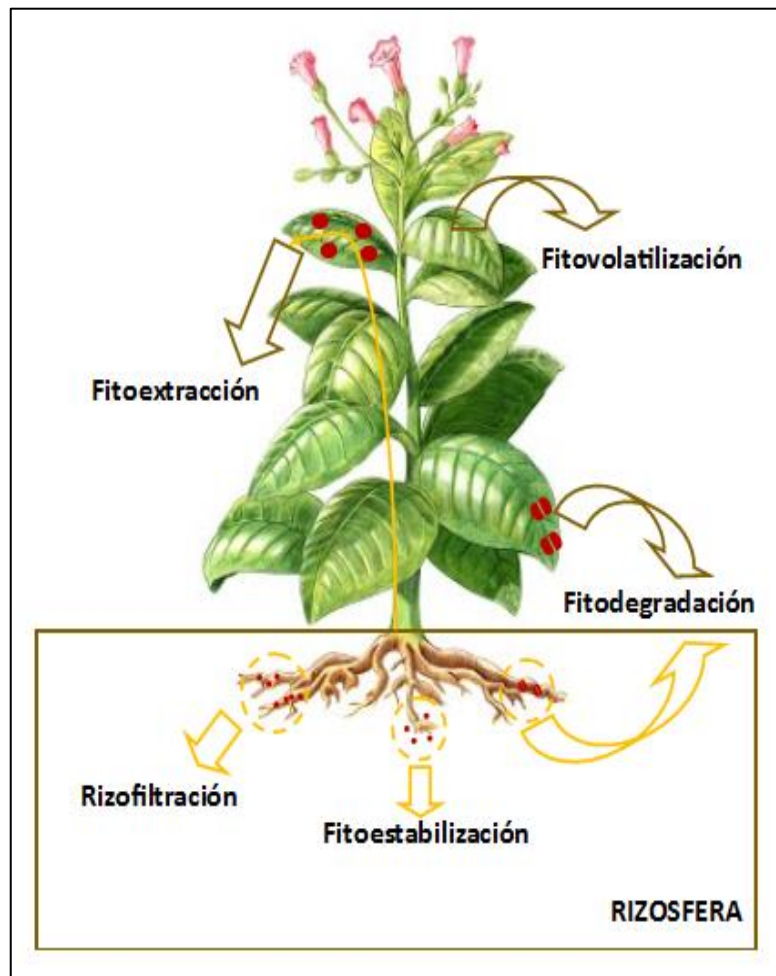


Figura 7. Mecanismos del proceso de fitorremediación.

2.7.3. Factores que influyen en la fitorremediación

2.7.3.1. Nivel de contaminación del suelo

El grado de contaminación del suelo es un factor limitante de la fitorremediación, pues inhibe el crecimiento de las plantas y en varios casos no es viable si se trabaja en

suelos altamente contaminados y mucho menos si las plantas no han desarrollado cierta tolerancia al metal (Chávez, 2014).

Además, en caso de plantas que acumulan el contaminante en la zona radicular, la absorción del agente contaminante se mantiene hasta alcanzar el valor umbral del mismo, mientras que para las que lo acumulan en la zona aérea, la absorción decrece de forma progresiva a altas concentraciones (Alloway, 2012).

2.7.3.2. Biodisponibilidad del metal pesado

Los elementos metálicos en los suelos se encuentran en forma de iones libres o componentes solubles, iones intercambiables adsorbidos en la fase sólida e inorgánica del suelo, partículas precipitadas o insolubles, complejos solubles o insolubles o incorporados en la estructura cristalina de las arcillas (Meers, 2005). La biodisponibilidad del metal es un factor relevante para la determinación de la eficiencia en tratamientos de fitorremediación; debido a que es el que determina el grado de toxicidad de un metal en el suelo (Chávez, 2014). Según Chin (2007) la biodisponibilidad o disponibilidad implica la fracción que puede ser tomada por la planta de la solución suelo, y su abundancia está fuertemente relacionada a factores físicos, químicos y biológicos de la siguiente manera:

2.7.3.3. Factores físicos

La textura del suelo, la cual está relacionada con la capacidad de enlazar y mantener en su estructura al metal. Es un factor importante en la determinación de la fitotoxicidad del metal añadido al suelo (López Pino, 2011).

2.7.3.4. Factores químicos

El pH influye en el aumento de la solubilidad de los metales y su estabilidad si la condición del suelo es de un pH bajo (Lian, Sol, Hu, y Espiga, 2014). La aparición de agentes quelantes; los cuales pueden hallarse en forma natural como los ácidos orgánicos de peso molecular bajo y las sustancias húmicas, o forma añadida como el EDTA, los cuales incrementan la especiación del metal y su disponibilidad en el suelo.

2.7.3.5. Factores biológicos

La asociación de microorganismos asociados a la raíz, debido a que la acumulación de metales pesados en plantas se incrementa cuando se asocian a bacterias fotosintéticas o micorrizas, las cuales pueden metabolizar y degradar compuestos orgánicos. Según López Pino (2011) estos son capaces de absorber compuestos inorgánicos tóxicos, inmovilizándolos, y pueden inhibir y/o catalizar diversas reacciones.

2.7.4. Factores que determinan el proceso de fitorremediación en suelos

De acuerdo a múltiples estudios que se han realizado en nombre de la fitorremediación para remover distintos niveles de elementos metálicos en suelos contaminados, se describe en la Tabla N°11, un resumen de los factores más determinantes:

Tabla 11. *Determinantes en la fitorremediación de elementos metálicos en suelos*

Efectos relacionados a los factores edáficos	
pH	La fitorremediación se incrementa con pH ácido en suelos.
Salinidad	La fitorremediación se incrementa con la salinidad.
Concentración de plomo	La fitorremediación se incrementa con la concentración del elemento metálico hasta alcanzar un punto umbral (depende de la especie).
Temperatura	Las altas temperaturas facilitan la fitorremediación.
Efectos relacionados a los factores de la planta	
Tejidos	Generalmente el metal se acumula más en la zona radicular que en la biomasa aérea.
Edad	Las hojas jóvenes absorben más que las maduras. Sin embargo, no existe un consenso de remoción de metales a lo largo del ciclo de vida de una planta.

Fuente: Elaborado en base a McLaughlin (2016) y Orrono (2002).

2.7.5. Disposición de subproductos finales

Es de tomar especial atención al destino final de la biomasa que ha acumulado gran cantidad de metal removido; porque puede convertirse perjudicialmente para el ambiente

como una nueva fuente de contaminación (Chávez, 2014). Algunas de las opciones propuestas es la utilización de la biomasa producida para la generación de energías renovables (Meers, 2005).

O también las plantas pueden ser deshidratadas y luego dispuestas en rellenos sanitarios de residuos peligrosos; pueden llevarse a incinerar y darle un manejo posteriormente a las cenizas (Millán et al., 2007); y de ser posible y convenientemente rentable, es posible recuperar parte del metal extraído para otros usos (Chávez, 2014). De la misma manera, se puede optar por el compostaje y la combustión o gasificación de las plantas con fines energéticos tomando las debidas precauciones para no contaminar la atmósfera (Ghosh y Singh, 2005).

2.7.6. Descripción química de la fitotoxicidad del plomo en la planta

De acuerdo a la recopilación de información realizadas por Mejía Domínguez (2011) el plomo varía en los horizontes superficiales del suelo en un rango de 3 a 189 mg/kg, en condiciones alcalinas el Pb precipita como hidroxilo, fosfatos o carbonatos; también promueve la formación de complejos orgánicos estables de Pb. La acidez del suelo contribuye a que la solubilidad de Pb aumente; pero su movilización es mas lenta que su acumulación en los suelos que son ricos en materia orgánica. Una de las características de localización del Pb está relacionada con la acumulación de materia orgánica (Leon Menacho, 2017).

Según Mejía Domínguez (2011) el plomo presente en los suelos a menudo está relacionado con el zinc y cadmio, la barrera de suelo-planta limita la transmisión del metal a la cadena alimenticia; ya sea por la inmovilización química en el suelo o limitando el desarrollo de las plantas antes de que estas absorban niveles altos del contaminante que podría ocasionar daño a la personas. Por otra parte, la estabilización del Pb en los suelos puede lograrse aplicando el fósforo y óxido de manganeso; aunque esto afectaría la

disponibilidad de otros metales como el cadmio y zinc. Además, el Pb se acumula principalmente en la raíz que en las estructuras reproductivas de la planta (Orrono, 2002).

2.7.6.1. Estrés por plomo

El plomo presenta dos estados de oxidación, Pb (II) y Pb (IV), que son estables; pero la química ambiental del elemento es dominada por el ion plumoso (Pb^{+2}), por parte del Pb (IV) existe una extensa química orgánica especialmente tetra - alquilos y tetra - arilos. Se une preferentemente al oxígeno, grupos amino o sulfhidros, ocasionando estrés iónico debido a su elevado índice de covalencia; los factores que afectan la disponibilidad y absorción de plomo son el tamaño de las partículas del suelo y la capacidad de intercambio catiónico; además de los propios factores que presenta la planta, como: superficie y exudados de la raíz, la micorrización y la tasa de transpiración (Kabata Pendias y Pendias, 2001).

El plomo presente en el suelo está ligado a la materia coloidal del suelo o como precipitado. Por tal razón las plantas son útiles para conocer el mecanismo de absorción y transporte con el objetivo de conseguir la selección y el desarrollo de variedades tolerantes, capaces de aumentar la acumulación del elemento en sus tejidos.

2.7.6.2. Transporte del plomo

De acuerdo a la investigación realizada por Leon Menacho (2017) y Mejía Dominguez (2011) el plomo se acumula dentro de la endodermis, moviéndose predominantemente dentro del apoplasto de la raíz en una forma radial a través del córtex, la endodermis actúa como barrera parcial al movimiento del plomo entre la parte radicular y aérea, que a su vez limita el transporte del plomo desde la raíz la raíz hacia otros órganos. Pero, hay mucha controversia sobre el transporte del plomo en la raíz; ya que otros investigadores afirman que el Pb se mueve en el simplasto o que sigue primariamente la vía del apoplasto porque una proporción representativa es extraída del agua. Además, se ha demostrado que el plomo se retiene más en la superficie de la plasmalema que en las

otras paredes celulares, hacia la superficie de la raíz el plomo se une a los grupos de carboxilos del ácido urónico del mucilago, pues el mucilago establece una barrera importante protegiendo el sistema acicular del metal entrante y algunos de las uniones de los metales son liberados cuando el mucilago es biodegradado. Asimismo, los microorganismos del suelo pueden afectar la disponibilidad del metal pesado por procesos de biosorción, bioacumulación y solubilización. Además que, la acumulación de contaminantes se realiza a través de las raíces y las hojas mediante las estomas y la cutícula de la epidermis; este proceso ocurre en la rizodermis de las raíces jóvenes, que llevan los compuestos dependiendo de factores externos como la temperatura y el pH del suelo, de considera una planta acumuladora, cuando esta es capaz de sobrevivir a un suelo con alto nivel de metales, acumulando el metal en su estructura (Mendoza Martell, 2014).

2.7.6.3. Efectos fisiológicos

Labra Cardón et al. (2012) y Mejía Domínguez (2011) mencionan que la fitotoxicidad del plomo ocasiona desorden en las actividades fisiológicas normales de las plantas hasta matar eventualmente las células a altas concentraciones, los principales procesos fisiológicos afectados son las actividades enzimáticas, la nutrición mineral, potencial hídrico, el estatus hormonal, la estructura de la membrana y el transporte de electrones; en caso de síntomas visuales, se presenta la inhibición del crecimiento radicular, minimización del área foliar, clorosis y aparición de manchas pardo-rojizas y necrosis foliar. Del mismo estudio, a continuación, se describen los efectos por dosis de concentración:

- **Altas concentraciones:** Disminuye el número de semillas en germinación del hipocótilo; hay una inhibición del crecimiento de la raíz a 10^{-3} a 10^{-6} M Pb in vitro o con un contenido superior a 10 mg/Kg de contenido de plomo y se inhibe las actividades enzimáticas que contienen grupos sulfhídrico necesario para su actividad.

- Bajas concentraciones: Mayor sensibilidad en el desarrollo y la extensión de la raíz principal a diferencia de las raíces laterales; incremento del contenido de plomo en las raíces en relación directa con la concentración y se produce inhibición en el crecimiento de la raíz principal y las raíces lateral son más compactadas, agrupando una posición mucho más íntima en la punta de la raíz con respecto a raíces crecidas en la ausencia de plomo.

2.7.6.4. Efectos bioquímicos

La toxicidad de plomo disminuye los niveles del contenido de proteínas en los tejidos ocasionando alteración en la composición del lípido, considerando el cloroplasto incubado en concentraciones constantes de plomo, provoca la ascensión de los ácidos grasos insaturados según los ácidos grasos saturados. También, el incremento del peso seco de los órganos de las plantas aumenta la síntesis del polisacárido de la pared celular al ser expuestas a tratamientos con plomo. Según Mejía Domínguez (2011) se clasifican por:

- **Efectos en la fotosíntesis**

Es alterado en los cloroplastos por la toxicidad del plomo causando innumerables efectos adversos, que resumidos se podrían describir de la siguiente manera: Reducción de la tasa fotosintética, distorsión de la ultraestructura del cloroplasto, restricción de síntesis de clorofila y carotenoides y obstrucción del transporte de electrones.

Los cloroplastos es un indicador principal de los daños ocasionados sobre el proceso metabólico de la fotosíntesis, en las células de las hojas se reduce su apilamiento de granas y estromas en relación al sistema lamelar, y se presenta la ausencia de granos de almidón. También, tiene efecto sobre la obstrucción del transporte de electrones afectando el sitio dador y receptor del fotosistema y el complejo citocromo; además, causa una fuerte disociación del péptido extrínseco del complejo disociador del oxígeno.

- **Efectos de la absorción de nutrientes**

El primer mecanismo para la entrada de micro y macronutrientes de abaja toxicidad por plomo eta relacionado con el tamaño de los radios iónicos del metal. El plomo altera los niveles de elementos mineralógicos e influye en la distribución total de los elementos nutritivos dentro de los diferentes órganos de la planta; como es el caso del nitrógeno, a mayor toxicidad de plomo el nitrógeno tiende a disminuir del suelo. Así también, desordena el metabolismo celular originando la disminución de absorción de micro y macronutrientes.

2.7.6.5. Tolerancia del plomo

La tolerancia al metal, de acuerdo a Labra Cardón et al. (2012) y Mejía Dominguez, 2011), se basa en:

- **Metabolismo oxidativo**

Uno de los efectos del plomo consiste en la inducción del estrés oxidativo en parte de sus órganos durante su crecimiento debido al aumento de la producción de especies reactivas del oxígeno provocando un desequilibrio del estado redox celular. El anión superóxido (O_2^-), oxígeno sínglete ($1O_2$), peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el radical hidrófilo (OH) son producida durante el metabolismo normal oxidativo de un organismo aeróbico. El plomo induce la producción de las especies reactivas del oxígeno dentro de las plantas; lo cual puede ser extremadamente dañino para los organismos. Asimismo, los iones de plomo incitan la peroxidación lipídica por lo que decrece el nivel de ácidos grasos saturados e incrementa el nivel de ácidos grasos insaturados de membrana en varias especies de plantas.

- **Mecanismo de protección vegetal**

Dentro de los mecanismos de protección existen dos grupos, los antioxidantes no enzimáticos, donde se encuentran: tocoferoles, carotenoides, componentes del ácido ascórbico (AsA) y los oxidantes enzimáticos, como: catalasa, peroxidasa y superóxido

dismutasa. El plomo es un meta oxido – reductor, por lo que el estrés oxidativo parece ser un efecto indirecto de la toxicidad el plomo llevando a la producción de especies reactivas del oxígeno, aumentando el estado pro-oxidante de la célula por reducción de la molécula de glutatión reducido. Entre los enzimas antioxidantes se encuentra la catalasa, que descompone H_2O_2 produciendo agua y oxígeno; donde disminuye en la actividad catalasa sobre todo en dos isoenzimas.

2.7.7. Capacidad fitorremediadora de las plantas

Los tipos de plantas aptas para realizar este proceso tienen la particularidad de tener un crecimiento resuelto con un buen desarrollo de biomasa, buena tolerancia y capacidad acumulativa en las partes cosechables de la planta, están definidas por la genética de la especie y reciben influencia directa del lugar donde se desarrollan; el proceso de fitorremediación depende de la capacidad de la planta de resistir, tolerar y sobrevivir en suelos con altos niveles de metales en el suelo (Bayón Sanz, 2015). Todo ello para llevar a cabo la acumulación de plomo, la cual implica lo siguiente:

2.7.7.1. *Movilización y absorción del metal*

Comienza con la acidificación del medio por la raíz al liberar iones H^+ , para aumentar la disponibilidad del metal, y luego tomarlo y acumularlo mediante el transporte pasivo y/o activo por la planta (Chin, 2007).

2.7.7.2. *Quelación en raíces*

Una vez el metal dentro de la raíz, se produce la quelación (la formación de múltiples enlaces de coordinación entre moléculas orgánicas y un ion de metal de transición que conduce al secuestro del metal), y en caso de que la planta acumule en la biomasa aérea, pasa luego a almacenarse en las vacuolas del citoplasma, y posteriormente a una translocación a las zonas aéreas de la planta (Hong, Cai, y Cha, 2008).

2.7.7.3. Translocación de la raíz al tallo-factor de translocación (FT)

Según Olivares y Peña (2009) es el resultado de la concentración del metal en las partes aéreas y la raíz. Con ayuda del ácido orgánico y mediante la xilema de la planta, se da la translocación hasta alcanzar el tallo y finalmente parar en las hojas. Asimismo, los factores de translocación > 1 , se refieren a una gran capacidad para transportar los metales desde las raíces a los vástagos; esto por los eficientes sistemas de transporte de metales (Zhao, Hamon, Lombi, McLaughlin, y McGrath, 2002).

Además, las plantas acumuladoras son caracterizadas por una relación “concentración de metal parte aérea / concentración de metal raíz” $> a 1$ (Medina y Montano, 2014). Mientras que, las plantas excluyentes o fitoestabilizadoras tendrán más altas concentraciones del metal en sus raíces que en las hojas y tallos (Baker, 1981). No obstante, si el $FT < 1$; la translocación del metal será baja, por lo que será retenido especialmente en las raíces y podrá usarse para la fitoestabilización (Audet y Charest, 2007).

2.7.7.4. Factor de bioacumulación aérea y radicular

Así como el factor de traslocación (FT), el factor de bioacumulación es usualmente usado para evaluar la capacidad de asimilación de metales del suelo en la planta; el FB de una planta respecto a un elemento metálico es igual a la concentración del mismo en las partes aéreas de la planta dividido por la cantidad del mismo metal en el suelo o la concentración del metal en la parte radicular entre la misma cantidad presente en el suelo (Vysloužilová, Tlustoš, y Száková, 2003). Si el valor de FBA es mayor a 1, se evalúa como potencial posible para labores de fitoextracción, mientras que, si este valor es menor a 1 y demuestra ser tolerante a suelo contaminado, se le considera a la planta como apto para labor de fitoestabilización. Asimismo, si la planta obtiene un valor de FBR mayor a 1, indica que es acumuladora y fitoestabilizadora y si es menor a 1 es excluyente.

2.7.7.5. Factor de bioconcentración total

Este factor evalúa la relación entre la cantidad de plomo total absorbida del genotipo y la concentración del metal en su ambiente (Argente Martínez, Garatuza Payán, Yépez González, y de los Santos Villalobos, 2016; Trujillo Blanco, 2013). Si la relación resulta mayor a 1 se le considera a la planta como una especie acumuladora, porque acepta la interacción y hace posible el proceso de fitoacumulación. Sin embargo, si sucede valores por debajo, indica exclusión del metal por parte de la planta (Yoon, Cao, Zhou, y Ma, 2006).

2.7.7.6. Secuestro y detoxificación del metal:

En las células vegetales se dan forma a las sustancias derivadas del plomo como carbonato de plomo ($PbCO_3$), plomo orgánico, y compuestos como sulfatos del plomo y otros, los mismos que se internalizan en las vacuolas de las células presentes en las hojas. En cambio, otras especies tienden a detoxificar el metal por medio de su sistema antioxidante celular que segrega sustancias reductoras de la biodisponibilidad del contaminante y su entrada (Maqueda Galvez, 2003).

2.8. Estudios de fitorremediación en suelos contaminados por plomo

El éxito de la aplicación del proceso de fitorremediación se basa en una adecuada selección de especies acumuladores de metales (Salas Salmeron, 2007). Según Iqbal Lone, He, Stoffella, y Yang (2008), a nivel mundial ya se han identificado alrededor de 400 especies de plantas aptas y eficientes para la remoción de metales en suelos. Para el proceso de la fitorremediación en suelos contaminados en diversas investigaciones se han utilizado variedades de especies, mayormente plantas nativas del mismo lugar contaminado, plantas que han desarrollado determinada tolerancia al metal y poseen un significativo potencial fitorremediador. Asimismo, este proceso en suelos está definido por la genética del tipo de planta y el medio donde se desarrollan y crecen (Liphadzi y Kirkham, 2005). Respecto a la remoción del plomo, se sabe que existen plantas adventicias que han logrado extraer o hiperacumular el contaminante y disminuir su concentración en la composición de los suelos.

En base a ello, Mendoza Martell (2014) demuestra en su investigación denominada “Acumulación de metales pesados en *Beta Vulgaris L.* y *Lolium Perenne L.* de suelos de Cuemanco” para evaluar la capacidad acumuladora de dichas especies, seleccionando 10 muestras de suelos abandonados para 2 meses de experimentación ex situ; los resultados demostraron que ambas especies son capaces de acumular metales, entre ellos el plomo; la primera especie acumuló 681.66 mg/kg y la segunda 467.5 mg/kg, ambas con un alto índice de tolerancia al elemento contaminante del suelo.

De la misma forma, se usó otra planta arvense en el estudio hecho por Maqueda Galvez (2003) de título “Fitorremediación de suelos contaminados con elementos metálicos con plántulas de *Beta Vulgaris*, *Phaseolus Vulgaris L.* y *Petroselinum Crispum*”, el experimento se basó en 4 tipos de tratamiento a 50, 75, 150 y 208 mg/Pb. Entre ellas la especie con mejor respuesta la evidenció la mala hierba *Beta Vulgaris*, más conocida como acelga silvestre; acumulando Pb en aprox. un mes, en la zona radicular y en menor cantidad en el tallo y las hojas de la planta.

También está la investigación de Hoyos Cerna y Guerrero Padilla (2014) donde se usaron la *Brassica oleracea subsp, Capitata Metzg* y *Raphanus sativus* para determinar si estas especies acumulaban plomo y cadmio, para ello trabajaron con 20 plantas de cada especie mencionada; las cuales fueron sometidas a tratamientos de 0, 150 y 300 mg/kg de cada metal, llegando a la conclusión de que la col silvestre (planta adventicia) bioacumuló más concentraciones de Pb del tratamiento de 300 mg/kg en la zona aérea de la planta con 112 mg/kg de 127 mg/kg del total acumulado; sin embargo para la *Capitata Metzg.* y *Raphanus sativus* acumularon mayormente en la zona de la raíz.

Así también, León Ochoa (2013) en su investigación utiliza dos especies para biorremediar suelo, entre ellas la de nombre *Bidens Pilosa*, con el objetivo de evaluar el potencial fitorremediador de las especies vegetales *Paspalum millegrana L.* y *Bidens pilosa L.* en el tratamiento de suelos contaminados por residuos de hidrocarburos provenientes

de la Lavadora y Lubricadora Marifer, la cual se ubica en el barrio Tunantza, cantón Zamora; al evaluar como parámetro inorgánico al plomo utilizando dichas especies vegetativas, en el análisis del post-tratamiento se encontró valores por debajo de los 20 mg/kg.

2.9. Estudios de fitorremediación con las plantas adventicias seleccionadas

2.9.1.1. *Amaranthus quitensis*

Existen estudios de remediación de suelos con la familia del *Amaranthus*; sin embargo, por no estar claramente definida la similitud entre sus especies y al no encontrar estudios de específicamente el *A. quitensis*, se consideraron las siguientes investigaciones:

Opeolu, Bamgbose, Arowolo y Kadiri (2005) realizaron un estudio con verduras (*Amaranthus cruentus*) para determinar su capacidad de remoción utilizando quelatos sintéticos para inducir la desorción de Pb. Para el experimento aplicaron el diseño de bloques al azar. Sus muestras se sometieron a cinco niveles de contaminación de Pb: control, 600 ppm, 600 ppm + EDTA, 1800 ppm y 1800 ppm + EDTA; con cinco repeticiones por tratamiento. Los resultados que se obtuvieron, después de 32 días siendo cultivadas, mostró que el suelo con mayor concentración de EDTA tuvo una mayor remoción de Pb; además de que la concentración de Pb no resultó cambios significativos en la planta, como su crecimiento o rendimiento.

Por otro lado, Kos, Grčman y Leštan (2003) evaluaron el potencial de fitoextracción de 14 plantas diferentes inducidas por dos quelatos (EDTA y EDDS). El Pb, Zn y Cd del suelo donde aplicaron el tratamiento se encuentra principalmente en el carbonato, materia orgánica y fracciones de suelo residual. Se aplicó 5 y 10 mmol/kg de cada quelato; donde se obtuvo que la adición del EDTA de 5 mmol/kg incremento la absorción de los tres metales a remediar a 3.3, 4.6 y 4.8 veces de las especies *Amaranthus spp.*, *Raphanus sativus oleiformis* y *Sanapis alba* respectivamente; mientras que el EDDS fue menos efectivo a excepción con el *Cannabis sativa*; siendo los resultados 43.08, 14.32, 382.79 y

56.72 mg/kg de *Brassica napus var. Napus*, *Amaranthus spp*, *Cannabis sativa* y *Brassicca rapa var. Pekinensis* respectivamente.

Está el estudio que realizó Paiva Prado (2015) titulada “Fitorremediación de suelos contaminados con plomo utilizando *Amaranthus spinosus* en Cusco del 2012”, con el fin de evaluar la capacidad de acumular el Pb de los suelos de un relleno sanitario con dicha especie arvense; se usaron macetas con un suelo de textura franco, las mismas que se contaminaron de forma artificial con, 0 (testigo), 200, 400 y 600 ppm de Pb/kg. Luego se trataron los datos con un diseño experimental, los resultados evidenciaron que, de todas las partes de la planta, fueron las raíces de la especie en experimentación, las que acumularon más plomo en el suelo de 600 ppm con una acumulación total de 400mg/kg en esta especie.

Bonilla Valencia (2013) realizó otra investigación denominada “Estudio para tratamientos de biorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando el método de fitorremediación” con el objetivo de evaluar la capacidad de tres especies vegetales, donde una de ellas es el *Amaranthus hybridus* (amaranto), considerado en la lista de plantas adventicias. Sus resultados fueron evaluados con un diseño experimental de 3 repeticiones, evidenciando que dicha especie es hiperacumuladora de Pb; la misma que acumuló con mayor porcentaje en su tercera muestra un total de 42,92%, posteriormente, las especies vegetales se recolectaron y aislaron para evitar que el contaminante sea expuesto al viento y las lluvias.

Un estudio realizado por Ramírez Sánchez (2017) en la comunidad de Haina tuvo como objetivo evaluar el potencial fitorremediador de las plantas vasculares (*Acalypha alopecuroides*, *Achyranthes aspera*, *Amaranthus dubius*, *Bidens pilosa*, *Heliotropium angiospermum*, *Parthenium hysterophorus* y *Sida rhombifolia*) para la remoción de plomo de una empresa recicladora de baterías; ya que considera a este metal difícil de remover y muy tóxico para el ser humano. Las plantas crecieron *in vitro* a diferentes niveles de

contaminación de Pb (0, 300, 600, 900 y 1500 ppm); donde las muestras de suelo y de las plantas fueron analizadas mediante Espectrometría de Absorción Atómica (EAA), dando como resultado que la *Bidens pilosa* y el *Amaranthus dubius* no representan un potencial significativo de ser fitoextractivas por sus concentraciones menores a 10 ppm; sin embargo, sus raíces absorbieron más metal que su sistema radicular.

Además, Ortiz Cano et al. (2009) hicieron una investigación titulada “Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando *Amaranthus hybridus* L. y micorrizas” donde usaron la especie adventicia *Amaranthus hybridus* L. asociado a micorrizas arbusculares tales como: *Entrophospora columbiana*, *Glomus intraradices*, *G. etunicatum*, *G. clarum* en concentraciones de 0, 2.5 y 5 gr/kg respectivamente para remover Pb y Cd; se hicieron 4 tratamientos por cada metal y se evaluaron con concentraciones de 300 mg/kg de Pb y 15 mg/kg a los 65, 95 y 125 días, obteniendo como resultado que el amaranto acumuló más cantidad de Pb en el suelo de 300 mg/kg con una remoción de aproximadamente 39%.

Se suma la investigación de Mejía y Herrera Ramírez (2012) donde se planteó como objetivo el evaluar el efecto fitorremediador de tres especies de *Amaranto*, estas fueron las de *Amaranthus cruentus* mexicano, *Amaranthus caudatus* peruano y *Amaranthus cruentus* don león en suelos contaminados con organoclorados, esto debido al mal uso en temporadas del cultivo en algodón. Se hizo la evaluación antes y después del proceso de fitorremediación, analizando cada parte de las plantas; es decir, tallos, hojas, raíz y semilla. Los resultados de todas las especies se mostraron favorables, de entre ellas las dos primeras fueron más positivas en el sentido de su capacidad acumuladora, puesto que acumuló grandes cantidades de los 10 organoclorados (entre ellos el aldrín y heptacloro) en sus tallos y menos concentración en sus hojas.

2.9.1.2. *Chenopodium ambrosioides*

Benigno Vega (2018), evaluó la capacidad fitoextractora del Zinc (Zn) y Plomo (Pb) mediante *Trifolium repens* y *Chenopodium ambrosioides*; de la relavera de la planta concentradora de minerales "Santa Rosa de Jangas". Se utilizó el diseño estadístico completamente randomizado con cinco tratamientos y tres repeticiones en cada especie, los tratamientos se realizaron a partir de mezclas con tierra agrícola en las siguientes proporciones: 100% de relave, 25% de relave, 50% de relave, 75% de relave y 100% de tierra agrícola. Después de cinco meses realizó la cosecha y mandó a realizar el análisis de las plantas, hoja y raíz, mediante el análisis de espectrofotometría de absorción atómica. Seguidamente realizó una prueba t, prueba Fisher y prueba Tukey para determinar la diferencia entre especies, diferencia estadística entre tratamientos y diferencia estadística entre medios de los tratamientos respectivamente. Los resultados que obtuvo del *Chenopodium ambrosioides* mostraron que era una especie excluyente en su parte aérea; por lo que la recomendó como especie fitoestabilizadora.

Por otra parte, Zhang, Huang, He y Sheng (2012) evaluaron las comunidades bacterianas que acumulan la especie *Chenopodium ambrosioides* en suelos contaminados con calderas de mina de plomo y zinc y se detectaron un total de 69, 73 y 83 unidades taxonómicas operativas bacterianas con un 84.8 - 100% de similitud; asimismo de acuerdo al índice de diversidad de Shannon tuvieron un valor de 4.06 a 4.030. Según la biblioteca de clones de suelo con la que estaban comparando encontraron 9, 10 y 14 géneros bacterianos especificados en dicha biblioteca. Estos se analizaron con canola cultivada en arena de cuarzo que contiene 200 mg/kg de Pb; donde se encontró el peso seco de los tejidos por encima del suelo (que varía de 19% a 36%) y la absorción de Pb (que varía de 30% a 40%) en comparación con el control no inoculado. Estos resultados mostraron que *C. ambrosioides* albergan diferentes comunidades bacterianas resistentes a los metales en sus suelos rizosféricos (raíces) suscitan el crecimiento de las plantas para mejorar la eficiencia de la fitoextracción de ambientes contaminados con Pb.

2.9.1.3. *Tagetes minuta*

Salazar y Pignata (2014) evaluaron la idoneidad de la fitoextracción de especies nativas que crecían cerca de una antigua fundición de plomo en la provincia de Córdoba, Argentina. Determinaron diez sitios de muestreo y de cada una de las especies evaluaron la concentración de Pb en hojas, tallo y raíz, la concentración del suelo era de 1600 $\mu\text{g/g}$ Pb; donde las especies *Tagetes minuta* L. y *Bidens pilosa* L. acumularon altas concentraciones de Pb en sus hojas con 380.5 $\mu\text{g/g}$ y 100.6 $\mu\text{g/g}$, respectivamente; considerándolas de esta manera que presentaban un potencial fitorremediador considerable. Además, encontraron otra especie no nativa, *Sorghum halepense* (L.) Pers., que presentó un potencial fitoestabilizador al bioconcentrar en sus raíces 1406.8 $\mu\text{g/g}$ Pb.

En otro caso, Salazar et al. (2016) utilizaron *Bidens pilosa* y *Tagetes minuta* evaluar los factores que podrían ser determinantes en la absorción de Pb, considerando que las plantas son acumuladoras en una antigua fundición de reciclaje de baterías. El factor que se evaluó fue la diversidad bacteriana en el suelo, donde los resultados indicaron que la absorción de Pb de los suelos contaminados y la translocación a los tejidos aéreos de dos especies de *Asteraceae* están relacionadas no solo con los parámetros tradicionales del suelo, sino incluso más importante con las concentraciones de Zn y Cu en plantas y suelos. Realizaron la investigación en 6 diferentes sitios, la concentración con la que iniciaron fue de 374 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; donde la especie que llegó a remover más concentración de Pb, fue la *Tagetes minuta* con un 12.5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Además, recalcaron que la biodiversidad bacteriana del suelo también afecta la absorción de Pb por las plantas.

En otro caso, los autores Del Carmen Sosa, Salazar, Zygadlo y Wannaz (2016), investigaron los efectos de las altas concentraciones de Pb que tienen sobre los compuestos volátiles en las hojas de la *Tagetes minuta* L., la cual crece cerca de una planta de reciclaje de baterías; además determinar si el aceite tiene presencia de Pb. Para este último evaluaron las hojas de cada planta utilizando la técnica de fluorescencia de rayos X calculando los porcentajes de compuestos volátiles mediante la técnica HS-SPME.

Finalmente llegaron a la conclusión de que la *Tagetes minuta* L. es una planta resistente que puede crecer en suelos contaminados con Pb y acumular el contaminante en las hojas y tallos (tejidos aéreos).

Por otro lado, Miranda Pazcel (2017), investigó esta especie en una tesis titulada “Variabilidad intraespecífica de *Tagetes minuta* L. en la acumulación de Plomo: Comparación de poblaciones con diferente historial de exposición”. Para el estudio se recolectaron semillas de esta especie a partir de dos tipos de lugares, una zona natural y nueva con desarrollo de la especie (Intiyaco) y otra de un lugar contaminado por 30 años con exposición a Pb (Bower). Los resultados evidenciaron que las especies de la primera población no sobrepasan los 0.5 gr, mientras que los de la zona expuesta mostraron una acumulación de más de 50 μg^{-1} de Pb, superando a 1.5 gr en biomasa, demostrando que la *T. minuta* es capaz de fitorremediar suelos con plomo con una efectividad propia de la especie fuera de que tenga un historial de exposición.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODO

3.1. Lugar de ejecución

La presente investigación de tipo experimental se llevó a cabo ex situ bajo condiciones de escala piloto en la Asociación “Los Viques” Mz B Lt 01 Carapongo, del distrito de Lurigancho-Chosica, Lima (ver Anexo N°2). Las coordenadas se detallan en la Tabla N°12.

Tabla 12. *Coordenadas de la ubicación del proyecto*

Puntos	Coordenadas		Altitud (m s.n.m.)
	Este (X)	Norte (Y)	
A	297336	8672846.6	
B	297338.6	8672865.9	468
C	297350.7	8672865.4	
D	297359.6	8672846.1	

3.2. Materiales de la investigación

Para la ejecución de cada una de las etapas de estudio, se utilizaron los siguientes equipos y materiales, descritos en la Tabla N°13.

Tabla 13. *Materiales, equipos y herramientas de la investigación.*

Gabinete	Campo	Laboratorio
<p>Materiales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Cuaderno de apuntes - Lapiceros - Dispositivo USB - Registro de campo - Memoria de cámara - Hojas bond - Documentos <p>Programas</p> <ul style="list-style-type: none"> - Software ArcGis 10.5 - Software Statistics - Software AutoCAD - Word - Excel - PowerPoint <p>Equipos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Laptop - Impresora - USB - Memoria de cámara 	<p>Materiales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Etiquetas de identificación - Formatos de campo - Pico - Lampa - Rastrillo - Lapicero - Cuaderno - Marcador - Rafia - Pavilo - Botella - Arena y grava - Plástico grueso - Cajas de madera - Palos - Bolsas ziploc - Martillo - Clavos - Goma sintética - Rafia - Balde - Papel craft - Kit de jardinería - Cinta métrica - Balanza <p>Materiales Biológicos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Muestras vegetales - Muestras de suelo con plomo <p>Equipos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Cámara fotográfica - GPS 	<p>Materiales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Probetas - Vasos de precipitación - Tamiz - Espátulas, varillas - Crisoles - Varilla de vidrio - Embudo buchner - Embolo - Tabla Munsell - Pizeta con agua - Papel filtro - Matraces Kitasato <p>Reactivos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Hexametafosfato de sodio 1N - Agua destilada - Alcohol amílico <p>Equipos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Cámara digital - Cronómetro - Hidrómetro - Espectrofotómetro de absorción atómica - Licuadora - pHmetro - Conductímetro - Potenciómetro digital - Balanza analítica - Termómetro - Bomba de vacío
<p>Equipos de Protección Personal</p> <ul style="list-style-type: none"> - Guantes de látex, de jardinería - Ropa adecuada (guardapolvo) - Mascarilla - Zapatos cerrados 		

3.3. Metodología en campo

3.3.1. Área y elementos de la experimentación

La experimentación se realizó en un periodo de tiempo de 120 días, esta se realizó sobre un área homogénea de 3.6 m ancho x 5.5 m largo, en este espacio se armó un cerco de 1 m de altura como protección del área de crecimiento de las plantas. Y se procedió a la implementación de cada uno de los elementos descritos a continuación:

3.3.1.1. Cajas experimentales

Para la aplicación del tratamiento (especie vegetativa por tipo de suelo) se utilizaron un total de 36 cajas, es decir, 12 cajas por especie adventicia, incluyendo las 3 repeticiones de cada uno (ver Anexo N°11). Todas las cajas experimentales de madera con las dimensiones de la Figura 8:

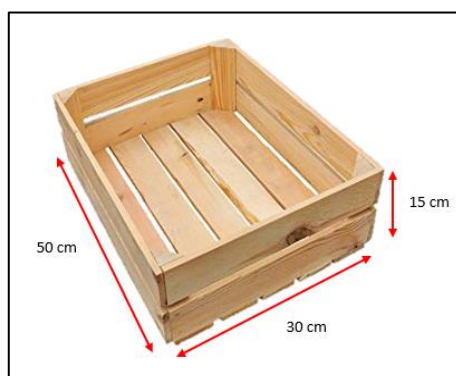


Figura 8. Medidas de cajas experimentales.

Estas se forraron por dentro con plástico grueso azul y se etiquetaron por numeración con los códigos de la Tabla N°14 (como complemento ver Anexo N°12):

Tabla 14. Descripción de códigos de acuerdo a los tratamientos

	Tratamientos	Código suelos			
		Agrícola (A)	Minero (M)	Servicio mecánico (SM)	Testigo (T)
Código plantas	<i>Amaranthus quitensis</i>	AA (1,2,3)	AM (1,2,3)	ASM (1,2,3)	AT (1,2,3)
	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	CA (1,2,3)	CM (1,2,3)	CSM (1,2,3)	CT (1,2,3)
	<i>Tagetes minuta</i>	TA (1,2,3)	TM (1,2,3)	TSM (1,2,3)	TT (1,2,3)

Nota: (1) 1ª repetición, (2) 2ª repetición, (3) 3ª repetición.

3.3.1.2. Sustrato

El suelo agrícola se obtuvo de la zona de cultivos de la Asoc. Los Carrizales-Carapongo, representando el suelo con plomo proveniente del uso de fertilizantes y plaguicidas, el suelo minero ubicada en la Oroya-Junín representando el suelo con relave, el tercer suelo de un taller de servicio mecánico en la Asoc. Virgen de Guadalupe como el suelo con plomo proveniente de aceites de motor usado y finalmente el suelo testigo, obtenido del medio con condiciones ya propias de la tolerancia donde se desarrollan las plantas adventicias en estudio (Viques-Carapongo).

Se extrajeron en total 74 kg de suelo por cada tipo para formar parte del sustrato de cada tratamiento. Asimismo, se extrajeron 4 muestras por tipo de suelo para el análisis de plomo y se mandaron a analizar al Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Agraria La Molina (UNALM), el procedimiento de toma de muestra y análisis se detalla en el punto 3.4.

Dentro de cada caja experimental se vaciaron 1 kg. de gravilla, 1 kg. de arena y 8 kg de suelo, como sustrato para la aplicación de cada tratamiento (ver Figura 9). La arena y grava se utilizaron para que el agua de riego sea absorbida y aprovechada por el suelo en toda su capacidad.

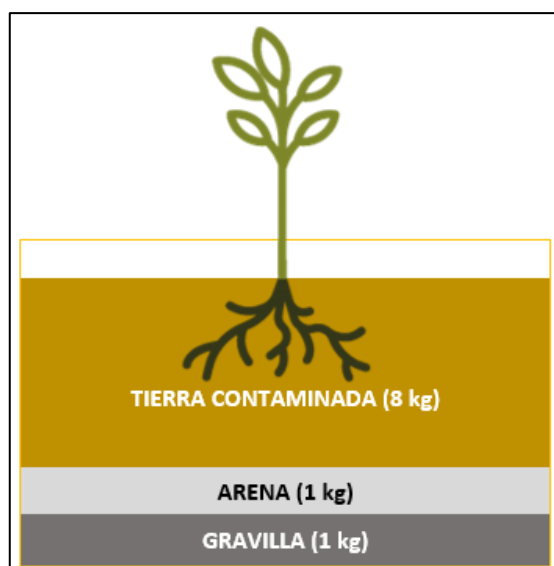


Figura 9. Orden de los componentes del sustrato.

Tomando en cuenta la preparación del sustrato para cada tratamiento, el resumen de las cantidades de suelo se describe en la Tabla N°15:

Tabla 15. *Cantidades de suelo por tratamiento*

Tratamiento	Uso	Suelo (kg)
T1	Agrícola	74
T2	Minero	74
T3	Servicio mecánico	74
T4	Suelo testigo	74
Total		288

3.3.1.3. **Recolección y trasplante de especies vegetativas**

Las especies vegetativas fueron escogidas por sus características de dominancia, capacidad de sobrevivencia y tolerancia a la contaminación de dicho lugar. Se seleccionaron 12 plantas de la especie *Amaranthus quitensis*, 12 de *Chenopodium ambrosioides* y 12 de *Tagetes minuta*, las plantas fueron extraídas a una edad temprana (aprox. 8 a 10 días de germinación) con características homogéneas y biomasa tierna en desarrollo. Del mismo modo, para el análisis de plomo inicial de tejidos vegetales se extrajeron muestras por órganos, es decir, 2 muestras por cada planta (raíz, tallo y hojas)

y se mandaron a analizar también al LASPAF de la Universidad Agraria La Molina, el procedimiento de muestreo y análisis se describe en el punto 3.4.

Las especies para el trasplante fueron guardadas en una caja de cartón, protegiendo sus raíces para el procedimiento respectivo. Además, se registraron los datos de las características biométricas y visuales con ayuda del “Formato de observación y seguimiento de plantas” (ver Anexo N°10). Luego, fueron trasladadas al lugar de ejecución y se procedieron a trasplantar en sustrato humedecido a una profundidad de 10 a 12 cm en su respectiva caja experimental. El riego de agua se realizó periódicamente 3 veces por semana.

3.3.2. Seguimiento del tratamiento y muestras finales

En todo el tiempo de experimentación se realizaron 4 seguimientos de suelo (parámetros fisicoquímicos) y plantas (medidas biométricas) cada 30 días, con ayuda de los formatos de seguimiento (ver Anexos N°9 y 10). Solo las concentraciones de plomo se realizaron tanto a las plantas como a los suelos al final de la etapa de experimentación, es decir, como post-tratamiento. Los puntos de monitoreo para la extracción de muestras se exponen en el Anexo N°3.

Terminada la etapa experimental, se procedió a retirar cada especie de planta y dividirla por biomasa en parte aérea y radicular, es decir, en órganos de raíz, tallo y hojas e inflorescencia. Se embolsaron en ziploc y etiquetaron de acuerdo al Anexo N°4. Del mismo modo, las muestras finales de suelo se extrajeron una vez retiradas las plantas y se trasladaron a laboratorio para su análisis.

3.4. Metodología en laboratorio

3.4.1. Calidad del suelo

Para conocer la calidad de cada tipo de suelo de la experimentación se determinaron los parámetros de concentración de Pb, como indicador principal del proceso de fitoacumulación, así como color, textura (% arena, % arcilla, % limo), pH y conductividad

eléctrica, como indicadores secundarios. Los parámetros fisicoquímicos fueron analizados en el Laboratorio de Saneamiento Ambiental de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Peruana Unión, y la concentración del metal en el Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y fertilizantes de la Facultad de Agronomía de la UNALM.

3.4.1.1. Procedimiento de la toma de muestra

Para el muestreo de suelo se siguieron los pasos establecidos por la “Guía de muestreo para suelos” del MINAM (2014). De acuerdo a ello, se extrajeron las muestras con ayuda de una lampa, se realizó el respectivo cuarteo, y se extrajo una muestra representativa de 500 g, cada una fue embolsada y etiquetada (ver Anexo N°4) para ser trasladada a laboratorio.

3.4.1.2. Procedimiento de análisis en laboratorio

Todas las muestras de suelo fueron secadas, molidas y cernidas con un tamiz N°10, para proceder con los análisis de los parámetros fisicoquímicos de pH, conductividad eléctrica, textura, color y el parámetro de plomo con el método concerniente de medición recomendado por la *Environmental Protection Agency* (EPA):

- Potencial de Hidrógeno (pH): Se determinó con el método del potenciómetro (pH metro). Primero, se transfirió 10 g de suelo a un vaso de precipitación se añadió 25 ml de agua destilada para la relajación tierra-agua 1:2,5; se mezcló y dejó reposar de 10 a 15 minutos. Se introdujo el electrodo del potenciómetro en la solución, previamente lavado con agua destilada y tomó el valor de la lectura estable para luego clasificar el suelo de acuerdo a los rangos descritos en la Tabla N°16:

Tabla 16. Rangos del pH del suelo.

Clasificación del pH del suelo	Rangos
Fuertemente ácido	<5.5
Moderadamente ácido	5.6 - 6.0
Ligeramente ácido	6.1 - 6.5
Neutro	6.6 - 7.3
Ligeramente alcalino	7.4 - 7.8
Moderadamente alcalino	7.9 - 8.4
Fuertemente alcalino	>8.5

- Conductividad eléctrica (CE): Se determinó con el método del conductímetro a 25°C, para ello se pesó 200 g de suelo en un vaso de plástico, se preparó una solución de muestra de suelo y agua en relación de 1:1, dejándola reposar por 30 minutos. Luego, se procedió a filtrarlo con ayuda de una bomba de vacío entre 1 a 2 horas (dependiendo del tipo de suelo), para obtener un extracto de saturación. A este extracto se le midió los valores de temperatura (°C) y conductividad (dS/m) para posteriormente ser corregida (ver Anexo N°5) y comparada con los rangos descritos en la Tabla N°17:

Tabla 17. Rangos de la conductividad eléctrica del suelo

Clase	dS/m (mmhos/cm)
No salino	0 - 2
Muy ligeramente salino	2 - 4
Ligeramente salino	4 - 8
Moderadamente salino	8 - 16
Fuertemente salino	>16

- Color: Para ello, se utilizó la tabla de Munsell, cuyos colores se dividen en un total de 199 cuadrados distribuidos sistemáticamente por matiz, brillo y croma; de cada muestra se extrajo una porción de suelo para ser comparada en seco y húmedo (con 2 gotas de agua) y registrar su respectivo código de color.

- Textura: Se aplicó el método de hidrómetro, para lo cual se mezcló 40 g de suelo tamizado, 100 ml de agua destilada y 10 ml de agente dispersante (se deja actuar por 5 minutos) en un vaso de licuadora por un tiempo de 4 minutos. Se procedió a trasladar el licuado a una probeta y enrasarla hasta los 1000 ml con agua destilada, se agitó la solución con un émbolo y se realizó la medición de densidad y temperatura a los 40 segundos, se le añadió unas gotas de alcohol amílico en caso de presentar espuma. Se dejó reposar por 60 minutos y a efectuar una segunda lectura de los mismos; finalmente se hacen los cálculos de acuerdo al Anexo N°6 para determinar la clase textural.
- Plomo: Fue cuantificada por medio del espectrofotómetro de absorción atómica, método instrumental que sirve para detectar y determinar de forma cuantitativa los elementos metálicos; para ello, se preparó una solución con 10 g de muestra tamizada y 30 ml de solución de ácido nítrico 5M, este fue agitado y calentado a 95°C durante 15 minutos y se procedió a enfriarlo y filtrarlo, después le fue agregado 100 ml de HNO₃ al 1%, y de esta solución se trasladó 10 ml a una fiola para enrasarla con agua destilada a 100 ml. Finalmente, se traslada a un tubo de prueba y se procede a medir con el espectrofotómetro a una longitud de onda de 283,3 nm para obtener el resultado de concentración. El flujograma del procedimiento se describe en el Anexo N°7.

3.4.2. Calidad de las plantas

Se realizó una caracterización visual y biométrica de cada especie por cada órgano de la parte aérea y radicular antes del inicio de la experimentación (antes del trasplante) y 4 veces hasta culminar dicha etapa, con ayuda de fichas de seguimiento y observación (ver Anexo N°10) para observar la evolución cinética de cada planta.

La parte radicular comprende el órgano de la raíz, mientras que la parte aérea, los órganos de tallo, hojas e inflorescencia. En la parte radicular se midieron las características

de altura y extensión de la raíz, altura y diámetro del tallo, número de hojas muertas, sanas, enfermas y totales, así como el largo y ancho, y finalmente el número de inflorescencias y altura.

Asimismo, para cuantificar la concentración de plomo en los tejidos vegetales del *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* se mandó a realizar el análisis por órganos (raíz, tallo y hojas e inflorescencia) mediante el método de Espectrometría de Absorción Atómica (EAA) en el LASPAF de la UNALM antes y después del tratamiento.

3.4.2.1. Procedimiento de la toma de muestra

Para el muestreo se siguieron los pasos recomendados por el laboratorio de la UNALM, con una recomendación de 150 g de peso por muestra; se separaron las muestras de tejidos vegetales por partes con ayuda de una tijera para conocer en qué parte se acumula más el plomo; todas las muestras se vaciaron y etiquetaron (ver etiqueta en el Anexo N°4) en una bolsa ziploc. Al inicio del tratamiento se recolectaron 2 muestras por planta, es decir, tallo/hojas y raíz, y al finalizar 3 muestras, incluyendo la inflorescencia. Todas las muestras fueron trasladadas en un cooler al laboratorio para su respectivo análisis del metal.

3.4.2.2. Procedimiento de análisis en laboratorio

El método analítico para determinar la concentración de Pb fue mediante la técnica de espectrometría de absorción atómica (ver Anexo N°8), para este método cada muestra previamente fue limpiada, lavada y secada en una estufa a 70°C, luego se sometió a un proceso de pulverización para romper sus átomos, de allí se pesó entre 0.5 a 1 g del polvo molido y se le realizó el procedimiento de digestión con ácido nítrico perclórico durante 1 hora, luego se filtró y extrajo un volumen de 50 ml para ser llevado al espectrómetro de absorción atómica y tomar lectura del valor resultante.

3.5. Identificación de las variables

- La variable independiente está representada por la capacidad de acumulación de las plantas adventicias: *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta*.
- La variable dependiente del estudio es la concentración de plomo (Pb) en cada tipo de suelo: agrícola, minero, servicio mecánico y testigo.

La interacción de la variable dependiente con la independiente y su relación se detalla en el siguiente diagrama (Figura 10):

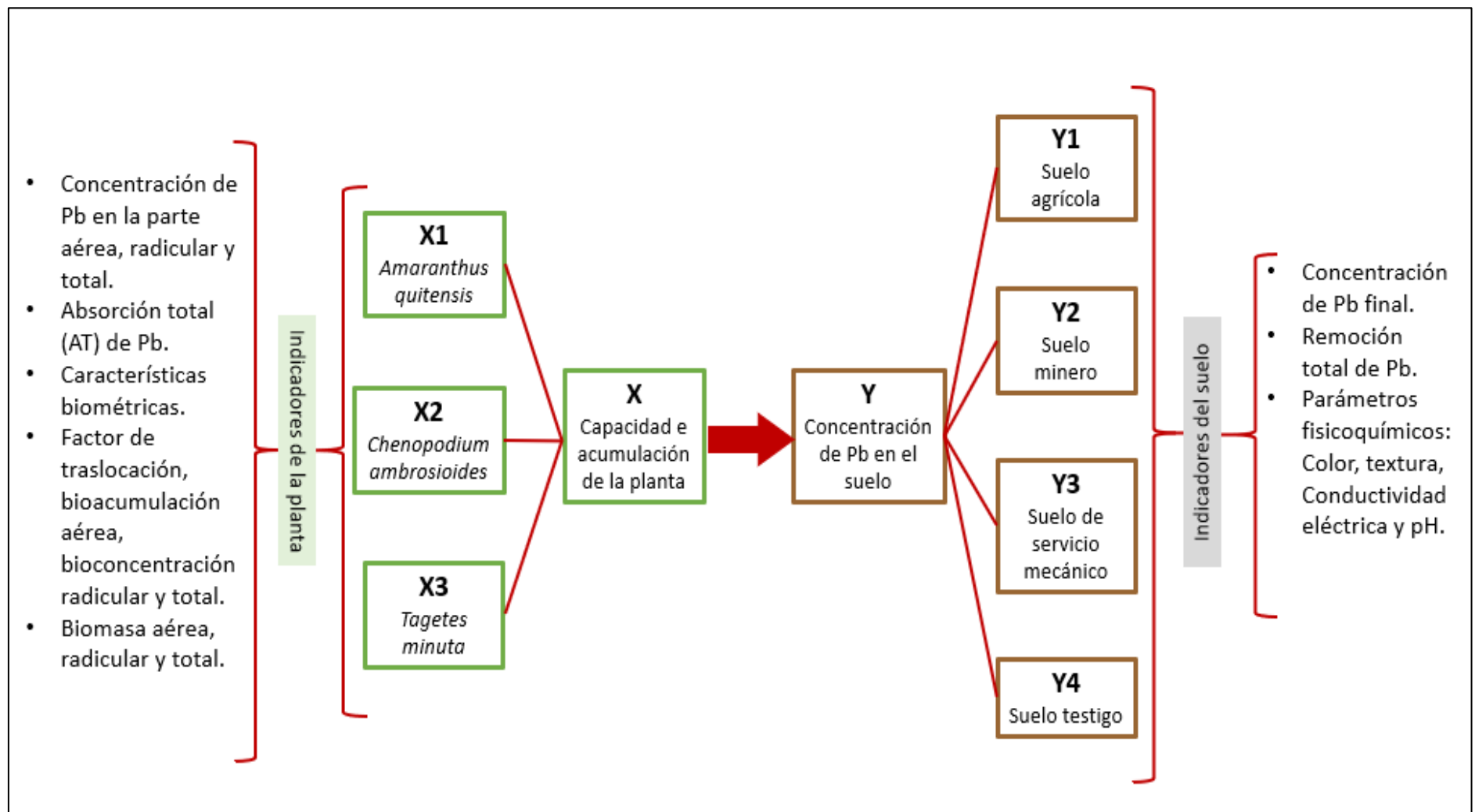


Figura 10. Diagrama de relaciones entre las variables de la investigación.

3.6. Operacionalización de variables

En la Tabla N°18, se describe específicamente como se operacionalizaron ambas variables de investigación:

Tabla 18. Operacionalización de variables

Variable	Dimensiones	Indicadores	Metodología
Variable independiente: Capacidad de acumulación del <i>Amaranthus quitensis</i> , <i>Chenopodium ambrosioides</i> y <i>Tagetes minuta</i>	Concentración de Pb en la parte aérea	Cantidad de Pb en la inflorescencia, hojas y tallo	Espectrofotometría de absorción atómica
	Concentración de Pb en la parte radicular	Cantidad de Pb en la raíz	
	Concentración de Pb total	Concentración de Pb en la parte aérea + Concentración de Pb en la parte radicular	Modelo matemático
	Absorción total (AT) de Pb	Concentración total de Pb final de la planta- Concentración total de Pb inicial de la planta	
	Características biométricas	N° y altura de inflorescencia N° de hojas total = N° hojas enfermas + N° hojas sanas + N° hojas muertas; largo y ancho de hojas Diámetro y altura del tallo Altura y extensión de la raíz Altura total	Observación visual y biométrica
	Biomasa	Peso fresco de la parte aérea, radicular y total	
	Factor de traslocación (FT)	Concentración de Pb solo en la parte aérea / Concentración de Pb solo en la zona radicular	Balanza Modelo matemático
	Factor de bioacumulación aérea (FBA)	Concentración de Pb parte aérea / Concentración de Pb en el suelo	

	Factor de bioacumulación radicular (FBR)	FBC = Concentración de Pb parte radicular/ Concentración de Pb en el suelo	
	Factor de bioconcentración total (FBCT)	FBCT = Concentración de Pb total en la planta/ Concentración de Pb en el suelo	
Variable dependiente: Concentración de Pb en cada tipo de suelo: Agrícola, minero, servicio mecánico y testigo	Concentración de Pb	Cantidad de Pb en cada tipo de suelo	Espectrofotometría de absorción atómica Modelo matemático
	Remoción total (RT) de Pb	Concentración inicial de Pb del suelo- Concentración final de Pb del suelo %RT Pb = ((Concentración inicial de Pb del suelo- Concentración final de Pb del suelo) / Concentración inicial de Pb del suelo) *100	
	Parámetros fisicoquímicos	Textura/color pH Conductividad eléctrica	Método del hidrómetro/ Tabla de Munsell Potenciómetro Conductimetría

3.7. Técnicas e instrumentos de recolección y manejo de resultados

De acuerdo a los informes recibidos y análisis realizados, se vaciaron los datos en el "Formato de resultados de Suelo y Plantas (ver Anexos N°9 y 10) para facilitar la buena administración de los valores cualitativos y cuantitativos. Además, dentro del marco de la investigación, se utilizaron técnicas para la recolección y manejo de datos de forma ordenada mediante instrumentos que direccionaron el estudio para la evaluación del cumplimiento de los objetivos, tomando en cuenta la extensión de toda la información recolectada como lo describe la Tabla N°19:

Tabla 19. *Métodos para la recolección de datos*

Ensayo	Método /Equipo	Unidad
Concentración de plomo en tejidos vegetales y suelos	Espectrometría de absorción atómica / Espectrofotómetro	mg/kg
Características biométricas N° y altura de inflorescencia N° de hojas total = N° hojas enfermas + N° hojas sanas + N° hojas muertas; largo y ancho de hojas Diámetro y altura del tallo Altura y extensión de la raíz Altura total	Observación visual y biométrica	unid. y cm.
Factor de traslocación, factor de bioacumulación aérea, bioconcentración radicular y total	Modelo matemático	No aplica
Biomasa en la parte aérea, radicular y total	Pesaje	g
Textura	Hidrómetro de Bouyoucos	No aplica
Color	Tabla de Munsell	No aplica
pH	Potenciometría / Potenciómetro	No aplica
Conductividad eléctrica	Conductimetría / Conductímetro	dS/m

A continuación, se detallan las ecuaciones que se utilizaron para la evaluación de resultados:

3.7.1. Cálculo del Factor de Traslocación (FT)

De acuerdo a Zhang, Cai, Tu, y Ma (2002), Olivares y Peña (2009), este factor se determina dividiendo la concentración de la fitomasa aérea (mg/kg) entre la concentración de la fitomasa de la raíz de la planta. Este valor nos indica la interacción del contenido del metal en los tejidos vegetales de la planta por encima del suelo y el contenido del mismo en la parte radicular (Trujillo Blanco, 2013). La fórmula es la siguiente:

$$\text{Factor de traslocación (FT)} = \frac{[metal]_{a\acute{e}rea}}{[metal]_{ra\acute{ı}z}}$$

Donde:

- $[metal]_{a\acute{e}rea}$ = Concentración del metal solo en la parte aérea de la planta en mg/kg.
- $[metal]_{ra\acute{ı}z}$ = Concentración del metal solo en la raíz de la planta en mg/kg.

Si el FT > 1 significa que la planta traslada eficazmente los metales pesados de la raíz a la parte aérea de la planta; por lo que su potencial es la de fitoacumular metales en la parte aérea. Mientras que, si el FT < 1 va a significar que la planta no traslada eficazmente los metales pesados a la raíz a la parte aérea de la planta, por lo que su potencial es la de fitoestabilizar metales en sus raíces.

3.7.2. Cálculo del Factor de Bioacumulación Aérea (FBA)

De acuerdo a Pilon Smits (2005), el factor de bioacumulación representa la capacidad de la planta respecto al suelo de fitoextraer o fitoestabilizar un elemento metálico. Este valor es determinado por la concentración del metal en la parte aérea entre la cantidad del mismo en el suelo, indicando la eficiencia de fitoacumulación en los tejidos

de la planta desde el medio circuncidante (Ramírez Sánchez, 2017; Vysloužilová et al., 2003).

La fórmula para hallar dicho factor es:

$$\text{Factor de bioacumulación aérea (FBA)} = \frac{[metal]_{a\acute{e}rea}}{[metal]_{suelo}}$$

Donde:

- $[metal]_{a\acute{e}rea}$ = Concentración del metal solo en la parte aérea de la planta en mg/Kg.
- $[metal]_{ra\acute{ı}z}$ = Concentración del metal solo en el suelo en mg/Kg.

Cuando la planta evidencia un FBA >1, se clasifica a la planta como especie con capacidad de fitoextracción por el contrario si el valor de FBA <1, y es tolerante a sustrato contaminado se le evalúa como especie con posibilidades altas de fitoestabilización.

3.7.3. Cálculo del Factor de Bioacumulación Radicular (FBR)

Este factor se calcula con la relación de la cantidad del metal en la raíz de la planta entre la concentración de metales en el suelo (Yoon et al., 2006). Valor que sirve para conocer si la especie vegetativa es buena o no concentrando el metal en su parte radicular, es decir, si tiene tendencia fitoestabilizadora.

$$\text{Factor de bioconcentración radicular (FBR)} = \frac{[metal]_{radicular}}{[metal]_{suelo}}$$

Donde:

- $[metal]_{a\acute{e}rea}$ = Concentración del metal solo en la parte radicular de la planta en mg/Kg.
- $[metal]_{ra\acute{ı}z}$ = Concentración del metal solo en el suelo en mg/Kg.

Si el valor de FBR es mayor a 1 se le caracteriza como acumuladora-fitoestabilizadora, por el contrario, si el valor es menor a 1 es una especie excluyente.

3.7.4. Cálculo del Factor de Bioconcentración total (FBCT)

El FBCT se utiliza para conocer y comparar la eficiencia de acumulación entre plantas. Así como definir la relación que existe entre la concentración total del metal en la planta y la concentración total del mismo metal en el suelo (Gonzales Mendoza y Zapata Pérez, 2008; Rossi, Figliolia, Socciarelli, y Pennelli, 2002).

$$\text{Factor de bioconcentración total (FBCT)} = \frac{[\text{metal}]_{\text{total}}}{[\text{metal}]_{\text{suelo}}}$$

Donde:

- $[\text{metal}]_{\text{aérea}}$ = Concentración del metal total de la planta en mg/Kg.
- $[\text{metal}]_{\text{raíz}}$ = Concentración del metal solo en el suelo en mg/Kg.

Cuando el valor de FBCT >1 , se le evalúa como una especie acumuladora, mientras que si se encuentra entre un rango de 0.1 a 1, se denomina tolerante, por último, si el FBCT es inferior a 0.1, es una planta excluyente del metal. Es importante resaltar que la característica de tolerancia, además de regirse por el factor FBCT, de acuerdo a Trujillo Blanco (2013) está directamente relacionada con la extensión de la raíz en el suelo, así como su altura y tiempo de sobrevivencia.

3.7.5. Absorción total de Pb total

La extracción total por especie sobre el suelo se mide en base a los resultados de concentración de Pb antes y después del tratamiento en unidades de mg/kg:

$$\begin{aligned} \text{Absorción total de Pb} \\ &= \text{Concentración total de Pb final de la planta} \\ &\quad - \text{Concentración total de Pb inicial de la planta} \end{aligned}$$

3.7.6. Remoción de Pb total

Del mismo modo, la remoción de plomo en cada tipo de suelo, se evaluó con los resultados de concentración antes y después de los 120 días de experimentación:

Remoción total de Pb

= *Concentración inicial de Pb del suelo*

– *Concentración final de Pb del suelo*

% Remoción total Pb

= ((*Concentración inicial de Pb del suelo*

– *Concentración final de Pb del suelo*)

/ *Concentración inicial de Pb del suelo*) * 100

3.8. Diseño y análisis experimental

Para la presente investigación se utilizó el diseño estadístico de modelo bifactorial aleatorio, considerando como factor 1 a las tres especies de plantas seleccionadas: *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta*, y como factor 2 a los tratamientos: T1, suelo agrícola; T2, suelo minero; T3 suelo de servicio mecánico; y T4, suelo testigo; considerando 3 réplicas o repeticiones por cada tratamiento. Cada especie de planta por suelo representa una unidad experimental por lo que se obtuvo un total de 12 unidades de tratamiento con 3 repeticiones. El diseño se describe en la Tabla N°20:

Tabla 20. *Diseño estadístico de la investigación.*

		Factor B			
		T1- agrícola	T2-minero	T3- servicio mecánico	T4-suelo testigo
Factor A	<i>Planta 1- Amaranthus quitensis</i>	3	3	3	3
	<i>Planta 2- Chenopodium ambrosioides</i>	3	3	3	3
	<i>Planta 3- Tagetes minuta</i>	3	3	3	3

El análisis estadístico se realizó al 95% de intervalo de confianza ($\alpha < 0.5$), el procesamiento de datos de cada indicador lógico numérico se llevó a cabo con ayuda del programa estadístico Statistica software y Microsoft Excel en gabinete. Los resultados se sintetizaron en cuadros y gráficos para un mejor manejo de interpretación y discusión.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Características climatológicas de la experimentación

Para conocer las condiciones ambientales del lugar de experimentación, se tomaron como referencia los datos climatológicos de la Estación de Ñaña, su ubicación se detalla en la Tabla N°21:

Tabla 21. *Datos de la estación climatológica - Ñaña*

Estación		Ñaña			
Tipo		EMA - Meteorológica			
Departamento	LIMA	Provincia	LIMA	Distrito	LURIGANCHO
Latitud	11°59'14.8"	Longitud	76°50'31"	Altitud	543 msnm.

Los datos registrados por semanas durante los meses de mayo, junio, julio y septiembre fueron descritos en la Tabla N°22:

Tabla 22. Seguimiento de los datos climatológicos durante el periodo experimental (mayo - septiembre)

Mes	Semana	Temperatura (°C)	Precipitación (mm/Hora)	Humedad (%)	Dirección del Viento (°)	Velocidad del Viento (M/S)
Mayo	Semana 1	16.9	0.000	87.0	166.5	1.0
	Semana 2	17.3	0.001	88.4	168.5	1.0
Junio	Semana 3	16.6	0.000	87.2	166.8	1.1
	Semana 4	17.3	0.000	83.4	168.3	1.2
	Semana 5	15.2	0.000	90.1	188.5	0.8
	Semana 6	15.8	0.001	86.8	177.8	1.2
Julio	Semana 7	15.5	0.001	92.0	176.7	1.0
	Semana 8	15.6	0.000	88.0	169.3	1.0
	Semana 9	15.3	0.000	89.3	178.1	1.0
	Semana 10	15.3	0.000	87.6	157.4	0.9
	Semana 11	14.5	0.000	86.0	172.3	1.1
Agosto	Semana 12	14.6	0.000	86.0	171.3	1.1
	Semana 13	14.9	0.000	85.5	181.6	1.2
	Semana 14	16.8	0.000	79.2	154.9	1.1
	Semana 15	16.1	0.000	81.7	173.4	1.2
Septiembre	Semana 16	16.5	0.000	81.1	162.2	1.4
	Semana 17	15.3	0.000	85.4	174.3	1.4

Donde se observa que la temperatura inicial promedio de la primera semana varía de 16.85 °C al inicio del tratamiento hasta los 15.26 °C en la semana final; así como el % de humedad relativa, la más alta registrada en junio con 90.1% y la más baja de 79.2% en la 3ra semana de agosto, comprobando que las temporadas más frías se dieron en los meses de julio y agosto.

Asimismo, es indicador importante en el crecimiento de las plantas, aunque para el *Tagetes minuta* son mejores las condiciones ambientales en climas cálidos (“Alternativa Ecológica,” 2011), en la costa, pisos bajos de la sierra y valles alto de la selva peruana se puede cultivar durante todo el año sin ningún problema.

Por otro lado, Loma (2017) y Saavedra (2013) indican que el *Amaranthus quitensis* se desarrolla mejor en temperaturas a partir de 15°C, y el *Chenopodium ambrosioides* se desarrolla con normalidad en climas de moderada a alta humedad relativa (Benigno Vega, 2018; “Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana,” 2019). Por lo que se obtuvo el mayor desarrollo durante estos meses.

4.2. Análisis inicial de los suelos

Para conocer las características iniciales de cada uno de los suelos a someter para cada tratamiento, se determinaron los parámetros fisicoquímicos de textura, color, pH y conductividad eléctrica, así como la concentración inicial de plomo (mg/kg) en cada uno de ellos. Los resultados de textura y color se muestran a continuación en la Tabla N°23:

Tabla 23. Características iniciales del suelo - textura y color

Suelo	Textura			Clase	Color Munsell	
	% Arena	% Arcilla	% Limo		Seco	Húmedo
Agrícola	22.7	33.5	43.8	franco arcilloso	rojo pálido	rojo débil
Minero	25.8	34.4	39.8	franco arcilloso	gris rosado	gris rojizo
Servicio Mecánico	13.3	35.3	51.4	franco limoso arcilloso	gris rojizo oscuro	negro rojizo
Testigo	30.5	21.5	48	franco	marrón amarillento oscuro	marrón grisáceo muy oscuro

De acuerdo a los resultados de caracterización en textura y color, todos los suelos utilizados para el inicio de la experimentación se evidencian con altos porcentajes de limo. El suelo testigo con sus proporciones de limo, arcilla y arena distribuidas de forma casi equilibrada se clasifica como un suelo con textura franca, lo que indica que este tipo de suelo produce apelmazamiento, como una especie de costra y facilita la formación de los procesos químicos y biológicos en el suelo (Jordán López, 2005). Así también, posee un color marrón amarillento oscuro (en seco) y marrón grisáceo muy oscuro (en húmedo), como evidencia de la presencia de Goethita ($\text{Fe}_2\text{O}_3\text{-H}_2\text{O}$) y una mediana fertilidad (Espinosa, 2015; FERTILAB, 2000).

Mientras que el suelo minero y agrícola evidenciaron una textura franco arcillosa, con valores que indican, por las propiedades químicas de su contenido de arcillas, que tienden a ser más activos químicamente (Gonzales Bellido, 2018). El minero presenta un color gris (en seco) y gris rojizo rosado (en húmedo), estos colores de acuerdo a Mendoza Martell (2014) están asociados a la procedencia del lugar contaminado por la minera dedicada a la extracción de zinc y plomo, ya que estos metales adquieren un color gris plateado. Sin embargo, el suelo agrícola presentó un color rojo pálido (en seco) y rojo débil

(en húmedo) debido a los óxidos de hierro presentes en su composición (Garrido Valero, 2006).

Finalmente, el suelo proveniente de un taller de servicio mecánico evidencia una clase textural franco limosa arcillosa con un color gris rojizo oscuro (en seco) y negro rojizo (en húmedo) de acuerdo a la Tabla Munsell. Este suelo con 51.4% de limo posee menos capacidad de aireación y permeabilidad del agua, debido a que las partículas de limo se depositan por arrastre entre los espacios de sus poros, además que los aceites usados de mantenimiento de motores vehiculares generan alteraciones fisicoquímicas de acuerdo a la concentración y composición de hidrocarburos (Pari Pilco y Yacolca Torres, 2018); lo que coincide con la opinión del estudio de Gonzales Bellido (2018), quien menciona que la clasificación textural del suelo varía por la gran adsorción de residuos de hidrocarburos por parte de las partículas. Además, evidencia el característico color negro, como el estudio realizado por Gonzales Bellido (2018) donde menciona que el color es resultado de la contaminación por lubricantes, aceites de motor usado y residuos de hidrocarburos de las actividades desarrolladas en un taller mecánico.

Amaranthus quitensis puede crecer normalmente en una extensa variedad de textura de suelos (Mapes Sánchez y Espitia Rangel, 2012), sin embargo, tiene preferencia por los suelos francos con buen drenaje y contenido de materia orgánica (Peralta, Murillo, Mazón, y Rodríguez, 2014). Del mismo modo, el *Chenopodium ambrosioides* no es exigente y se desarrolla con normalidad sobre suelos de cualquier tipo (INIA, 2004; Perú Ecológico, 2007), aunque tiene preferencia por los suelos de textura arenosos o arenos-arcillosos con capacidad de sobrevivir con escasa materia orgánica (Benigno Vega, 2018; Oliveros Borrayo, 2016). Y la especie *Tagetes minuta* crece normalmente en suelos arenosos, francos y arcillosos con buen drenaje (Dávila Arévalo, 2011; Méndez García, 2009).

De acuerdo al estudio de Jordán López (2005), el comportamiento del suelo frente a la contaminación por metales está relacionado con el poder de amortiguación que cada proporción posee, las partículas de arcilla tienen un elevado poder de amortiguación porque fijan y transforman a los contaminantes, favoreciendo la autodepuración; sin embargo, los de arena responden de forma inerte.

Así también, en la Tabla N°24, se describen los resultados de conductividad eléctrica, potencial de hidrógeno y concentración del metal en estudio de cada uno de los suelos:

Tabla 24. *Características fisicoquímicas iniciales de los suelos.*

Suelo	CE (dS/m)	Clase	pH	Clase	Pb (mg/kg)
Agrícola	12.81	Moderadamente salino	7.44	Ligeramente alcalino	317.18
Minero	11.66	Moderadamente salino	7.68	Ligeramente alcalino	397.63
Servicio mecánico	21.54	Fuertemente salino	7.57	Ligeramente alcalino	92.95
Testigo	12.27	Moderadamente salino	7.86	Moderadamente alcalino	126.56

La CE de los suelos iniciales evaluados antes del tratamiento mostraron un fuerte proceso de salinización. De todos los suelos, el suelo de servicio mecánico presentó el valor de CE más alto con un valor de 21.54 dS/m, categorizándolo como un suelo fuertemente salino, lo que coincide con el estudio de conductividad realizado en suelos de este tipo por Gonzales Bellido (2018) donde la CE es mayor ante la presencia de una elevada concentración de hidrocarburos.

Seguido del suelo agrícola por las altas cantidades de plaguicidas y fertilizantes químicos empleados por largos periodos de cultivo, lo cual tiende a aumentar el nivel de

salinidad (Pastor Mogollón, Carolina Vera, y Martínez, 2015). En tercer lugar, el suelo testigo con un valor de 12.27 dS/m por ser también un suelo de uso agrícola pero menos contaminado donde las plantas adventicias en estudio aprendieron a adaptarse y a sobrevivir. Por último, el suelo minero con una CE de 11.86 dS/m que al igual que el suelo agrícola y testigo se clasificó como moderadamente salino; lo que coincide con los resultados de Benigno Vega (2018) indicando que los valores son proporcionales directamente a las concentraciones de plomo.

Respecto a las especies en estudio, según la investigación hecha por Loma Sinchiguano (2017) el amaranto opta por suelos bastante drenados de pH superiores a 6, es decir, neutros y básicos. Sin embargo, aunque el género no es muy conocido como tolerante a la salinidad y alcalinidad de los suelos, de acuerdo a Mapes Sánchez y Espitia Rangel (2012) esta planta posee la capacidad de evolucionar en regiones secas y calurosas con suelos altamente salinos por su anatomía y fisiología especial, ya que sus tricomas globuliformes (pelos vegetales) actúan como secretores de sales. A diferencia del *Chenopodium* que se desarrolla mejor en suelos con pH de 5.2 a 8.3 según el estudio realizado por Benigno Vega (2018) donde se utilizó el método de fitoextracción en suelos contaminados con relave minero, y a medida que el pH disminuía, aumentaba la biodisponibilidad del contaminante por el incremento de la adsorción y retención de cationes en el proceso y viceversa. En relación al *Tagetes*, Salazar y Pignata (2014) mencionan que de acuerdo a su investigación del mismo contexto del presente estudio, dicha especie se desarrolló mejor en sus tratamientos de suelos de ligera y fuerte acidez. Por otro lado, De la Cruz (2018) señala que el rango óptimo de pH de acuerdo a sus resultados con el huacatay es de 6 a 8, lo cual favorece los resultados de todos los suelos de cada tratamiento.

Ahora bien, en cuanto a las concentraciones de Pb, los suelos tipo minero y agrícola presentaron mayor cantidad de plomo con valores de 397.63 mg/kg y 317.18 mg/kg respectivamente. Asimismo, el suelo de servicio mecánico evidenció 92.95 mg/kg y el suelo

testigo con 126.56 mg/kg fue el de menor concentración. Estas fueron las concentraciones de Pb en el suelo con las que se inició la experimentación.

4.3. Análisis inicial de las plantas

De la misma manera, los tejidos vegetales de las plantas fueron enviadas al LASPAF de la UNALM, donde se determinaron las concentraciones iniciales de plomo descritas en la Tabla N°25:

Tabla 25. Concentración inicial de Pb por tipo de planta

Tipo de Planta	Parte aérea (mg/kg)	Parte radicular (mg/kg)	Pb Inicial (mg/kg)
<i>Amaranthus quitensis</i>	1.473	1.392	2.865
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	1.510	2.50	4.010
<i>Tagetes minuta</i>	3.004	3.094	6.098

Las concentraciones de Pb que se muestran en la Tabla 25 servirán como referencia para poder determinar cuánto de este metal las especies absorbieron durante el proceso experimental, a su vez demostrar que han desarrollado tolerancia en sus primeras etapas de crecimiento; por lo que tiene mayores posibilidades de absorber Pb. Asimismo, cuando las plantas presentan cierta adaptabilidad al desarrollarse en suelo con Pb, existe mayor probabilidad de que sean plantas fitoremediadoras (Alloway, 2012; Chávez, 2014). También, se observa que la mayor concentración de Pb total inicial lo tiene la especie *Tagetes minuta* con 6.098 mg/Kg, esto se debe a que presenta mayor biomasa que las otras dos especies; mientras que el *Amaranthus quitensis* fue la que tuvo menor concentración con 2.865 mg/kg.

Asimismo, se procedió a realizar la caracterización biométrica de cada especie antes del trasplante respectivo, registrada en la tabla siguiente:

Tabla 26. Características biométricas iniciales por tipo de planta

Características biométricas		Extensió	Altura	Altura	Altura	Diámetr	Largo	Ancho	N°
		n raíz	raíz	tallos	total	o tallo	hojas	hojas	hoj
		(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	as
<i>Amaranthus</i>	P1	3.3	8.5	5	16.8	0.5	1.7	0.9	8
<i>quitensis</i>	P2	4.5	9.9	4.8	19.2	0.7	1.5	0.7	9
<i>Chenopodium</i>	P1	3	5.4	2.8	11.2	0.4	1	0.5	6
<i>ambrosioides</i>	P2	5	4.2	3.5	12.7	0.6	1.5	0.5	4
<i>Tagetes</i>	P1	5.5	7.5	4.2	17.2	0.5	1	0.2	10
<i>minuta</i>	P2	6	6.8	3.9	16.7	3	1	0.3	14

La Tabla N°26 muestra las mediciones iniciales que se realizaron a las plantas considerando que todas tenían la misma etapa de crecimiento (2 semanas), siendo la más alta el *Amaranthus quitensis* y la de menor altura el *Chenopodium ambrosioides*. Lo que se esperó al muestrear estos resultados, al final fue evaluar cuanto ha sido su desarrollo en cada aspecto de la planta y ver si al translimitare en un suelo contaminado en cuanto puede llegar a perturbar su crecimiento. Se considero aplicar dos plantas si en caso una de ellas no se llegara a adaptar como se esperaba. Por el número de hojas, el *Tagetes minuta* es la que tuvo mayor cantidad a diferencia de las otras dos; esto se debe a que esta especie se caracteriza porque el alto número de hojas que presenta y el corto ancho.

4.4. Seguimiento de los parámetros fisicoquímicos en los suelos

4.4.1. Conductividad eléctrica

4.4.1.1. *Amaranthus quitensis*

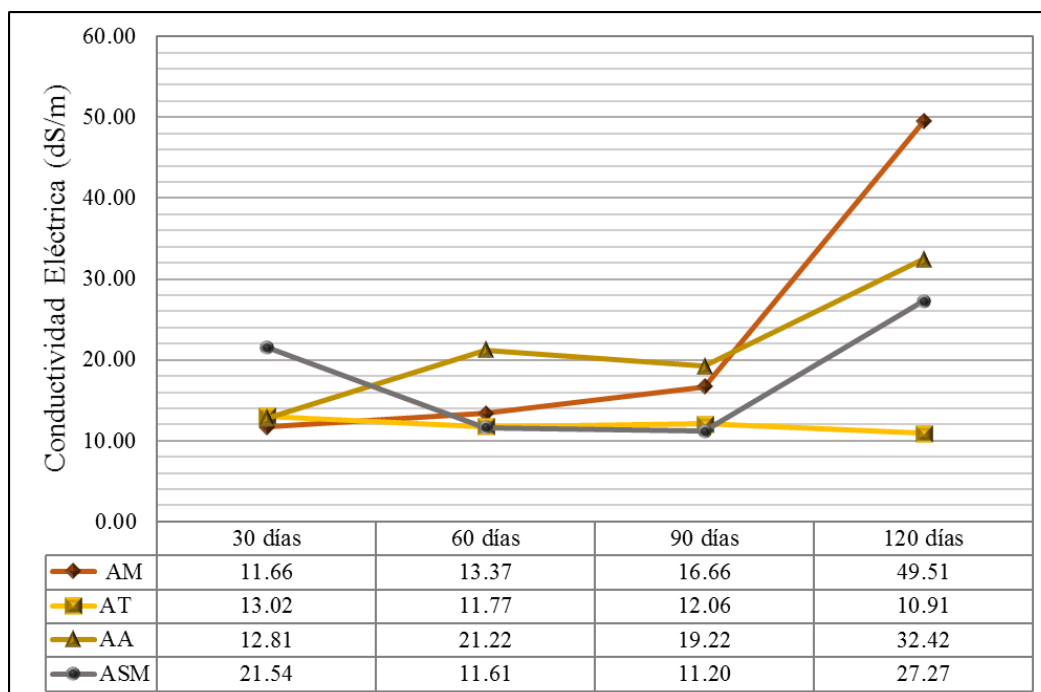


Figura 11. Variación temporal de la CE del suelo con interacción del *Amaranthus quitensis*.

En la Figura 11 se observa el tratamiento con la especie *Amaranthus quitensis* se presentó un incremento de CE durante el periodo de seguimiento en la mayoría de los suelos; siendo el suelo testigo el único que mantuvo una CE casi constante de 13.02, 11.77, 12.06 y 10.91 dS/m durante la fase experimental, considerándose suelos moderadamente salinos. Sin embargo, el suelo minero presentó un mayor aumento de CE llegando a hasta 49.51 dS/m en el día 120 días; estos niveles de salinidad coinciden con lo descrito por Wang, Ji, Hu, Liu y Sun (2017) sobre la influencia de relaves mineros en la conductividad del suelo. Seguidamente, el suelo agrícola con 32.27 dS/m contenía altos niveles de salinidad (clasificación, extremadamente salinos). Si bien es cierto que los niveles de CE aumentaron para el último día de experimentación, se observa que en su mayoría llega a disminuir en el día 90; esto indicaría que la especie tuvo el mayor rendimiento en esa fecha y a medida que pasó el tiempo la salinidad superó el umbral de la planta (Singh, 2015).

En caso del suelo de servicio mecánico los niveles de CE disminuyeron en los días 60 y 90 clasificándose como suelos moderadamente alcalinos, y después aumentó a 27.27 dS/m en el día 120. Cabe destacar que la especie se ha desarrollado sin dificultades en suelos con bastante salinidad y esto concuerda con lo definido por Wu, Li, Zheng, Zhang, y Sun (2013) ya que mencionan que es importante seleccionar para un proceso de fitorremediación especies capaces de tolerar altas concentraciones de metales y condiciones extremas de suelos; como salinidad. Por su parte, Bastidas (2017) señala que si la CE disminuye esto reflejaría la instancia de nutrientes en el suelo, lo que corroboraría que los suelos estudiados si contenían nutrientes.

4.4.1.2. *Chenopodium ambrosioides*

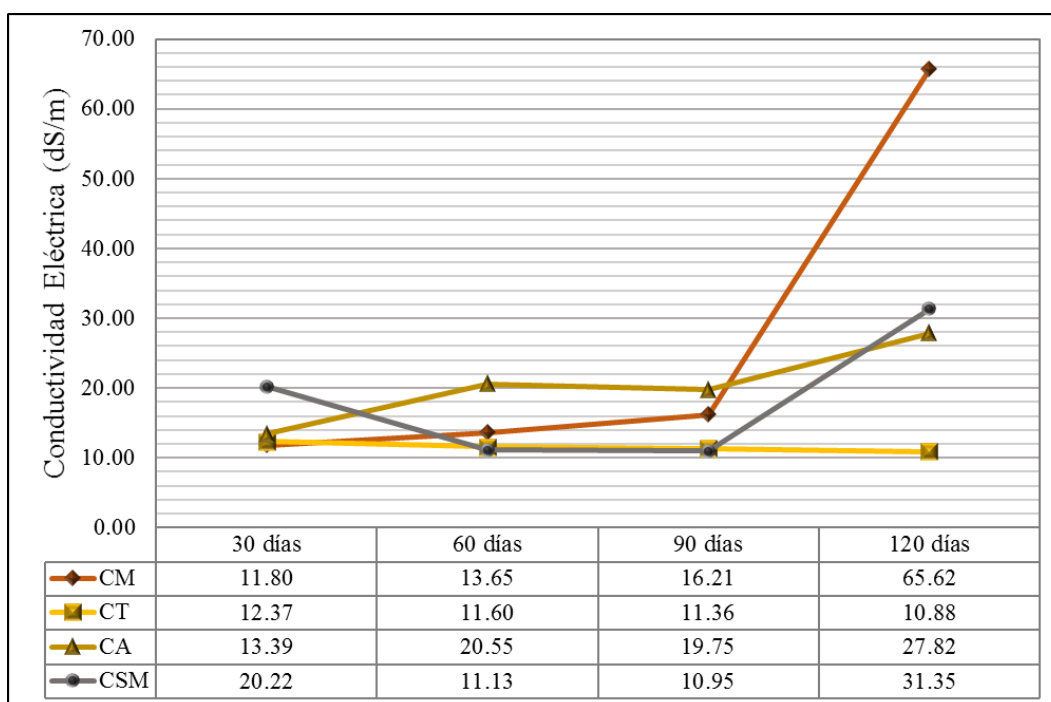


Figura 12. Variación temporal de la CE del suelo con interacción del *Chenopodium ambrosioides*.

El tratamiento con la especie *Chenopodium ambrosioides* muestra que todas las CE se incrementaron durante las fechas experimentales (Figura 12); a diferencia del suelo testigo cuyos valores oscilaron entre 10.88 y 12.37 dS/m perteneciendo así a la escala de suelos moderadamente salinos. En cambio la mayor CE que se presentó, fue del suelo

minero en el último día de muestreo con 65.62 dS/m, clasificándose como suelos altamente salinos; estos niveles de salinidad podrían ocasionar que el contenido de clorofila disminuya (Sheng et al., 2008); por otra parte este incremento pudo haberse debido a un inadecuado drenaje del agua y porque la especie llegó a su umbral (Singh, 2015).

Seguidamente, se encontró el suelo de servicio mecánico con 31.35 dS/m que está dentro del mismo nivel; también se observa que en este suelo la especie presenta varios cambios característicos, esto ocurre porque la contaminación por compuestos de hidrocarburos (aceites de motor, talleres mecánicos, entre otros), lo cual altera considerablemente las propiedades del suelo (León Ochoa, 2013).

4.4.1.3. *Tagetes minuta*

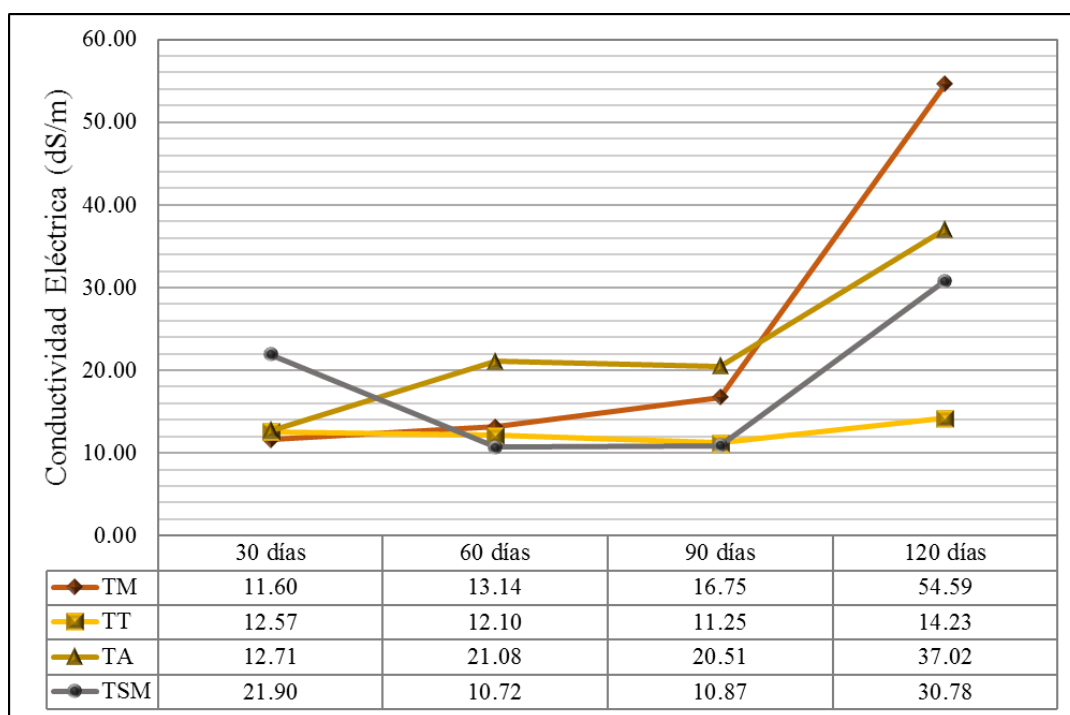


Figura 13. Variación temporal de la CE del suelo con interacción del *Tagetes minuta*.

La Figura 13 muestra una fluctuación similar a la que tuvieron las otras dos especies con una CE en el día 120 de 37.02, 54.59, 30.78 y 14.23 dS/m en los suelos agrícola, minero, servicio mecánico y testigo respectivamente; mostrando así que estos resultados variarán de acuerdo al tipo de especie que se está utilizando. Teniendo en cuenta que, la CE mide la capacidad de una sustancia para dejar fluir corriente eléctrica (Benigno, 2018).

El suelo testigo con la especie *Tagetes minuta* tuvo una CE de 12.10 a 14.23 dS/m; siendo esta última la que se registró en el día 120 de muestreo y perteneciendo a la clasificación de moderadamente alcalinos. Todo lo contrario, ocurrió en el suelo de servicio mecánico porque inicio con una CE de 21.90 dS/m después se mantuvo estable hasta que en la última fecha de experimentación donde aumento a 30.78 dS/m. Pese a los altos niveles de salinidad la especie se desarrolló normalmente; además lo estudiado por Parida y Das (2005) menciona que si la planta presenta la capacidad de tolerar alta salinidad daría como consecuencia la fácil retención del agua y la protección de las funciones del cloroplasto.

4.4.2. pH

4.4.2.1. *Amaranthus quitensis*

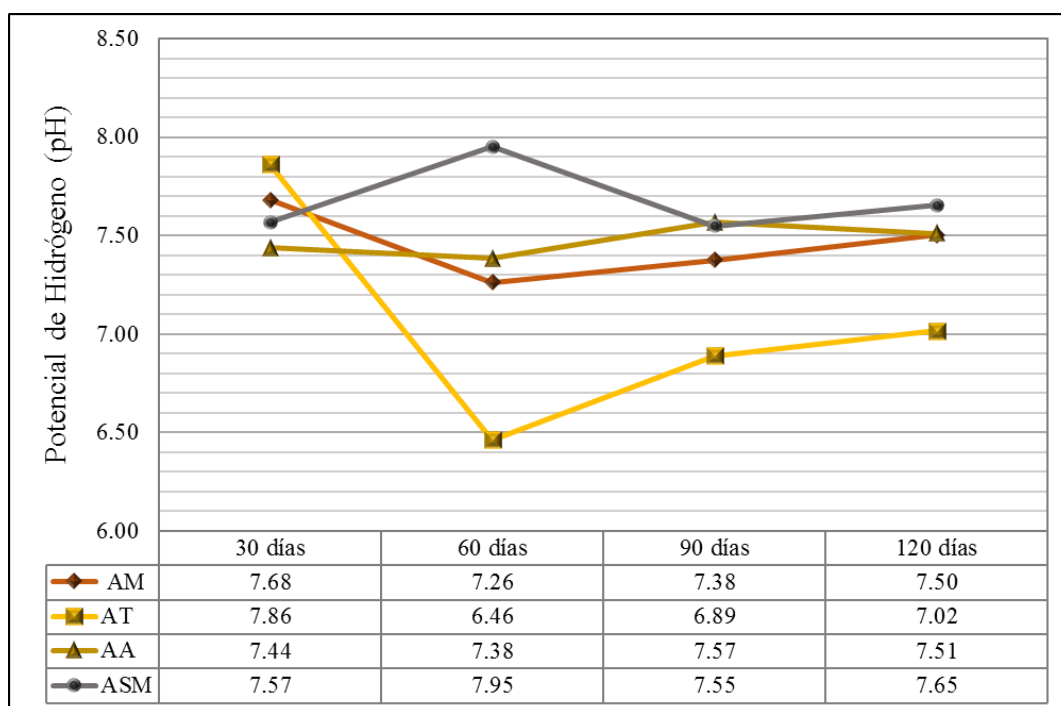


Figura 14. Variación temporal del pH del suelo con interacción del *Amaranthus quitensis*.

Por otra parte, la Figura 14 muestra la variación de pH durante las fechas de seguimiento; siendo el día 60 donde el suelo agrícola, minero, servicio mecánico y testigo tuvieron cambios significativos en el pH de 7.38, 7.26, 7.95 y 6.46 respectivamente en comparación de los otros días; esto resulta conveniente porque la mayoría de las especies vegetales tienen mayor disponibilidad de nutrientes en un pH de 6 – 7 (Bernal et al., 2007).

Para el caso del suelo minero y agrícola tienden a estar entre un suelo neutro y ligeramente alcalino, el suelo testigo entre suelos neutro y ligeramente ácido; mientras que el suelo de servicio mecánico está entre suelos ligeramente y fuertemente alcalinos, puesto que, la contaminación del suelo por hidrocarburos afecta el pH así como la retención de humedad del suelo (Pari Pilco y Yacolca Torres, 2018).

Además, la familia del *Amaranthus* se desarrollan mejor en suelos que presenta un pH neutro a alcalinos mayores a 6. (Saavedra Jimenez, 2013; Zuñiga Moreno, 2017); por ello se define que bajo esta condición (pH) la especie no presentó inconvenientes para desarrollarse.

4.4.2.2. *Chenopodium ambrosioides*

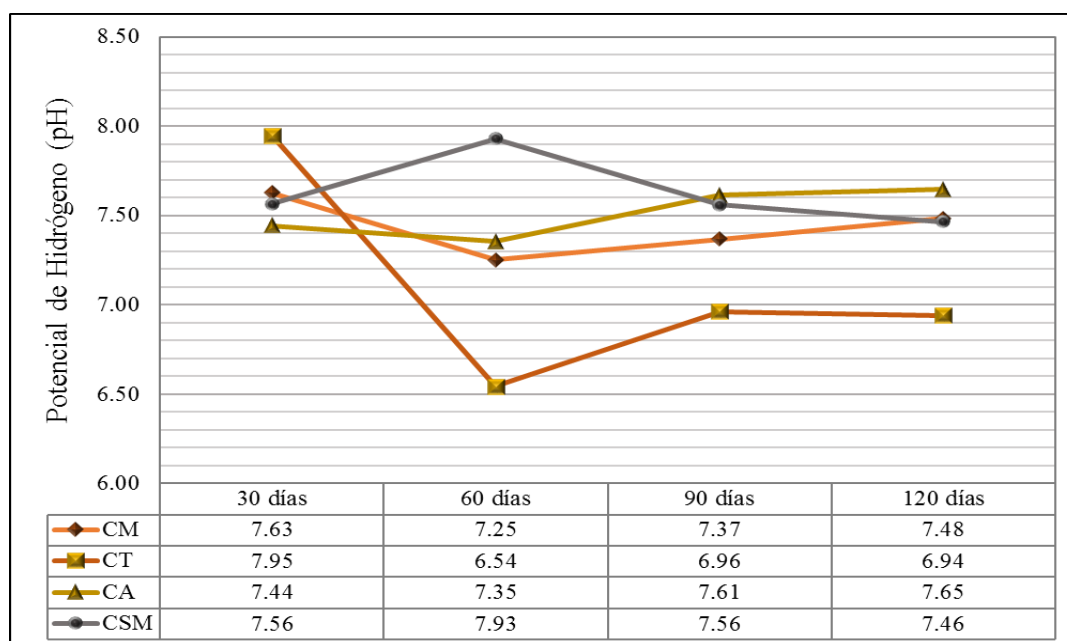


Figura 15. Variación temporal del pH en el suelo con la interacción del *Chenopodium ambrosioides*.

En caso del pH, en la Figura 15 se contempla la disminución del pH en los suelos agrícola, minero y testigo a valores de 7.35, 7.25 y 6.54 correspondientemente en el día 60 clasificándose entre suelos ligeramente ácido y alcalinos; no obstante, a partir de esa fecha estos suelos presentaron un aumento de pH a excepción del suelo de servicio mecánico que disminuyó de 7.93 a 7.46; es decir paso de ser un suelo moderadamente alcalino a

uno ligero, ya que según Gonzales Bellido (2018) los residuos de hidrocarburos provocan disminución del pH y pérdida estructural del sustrato.

De acuerdo a Bernal et al. (2007), los valores de pH del suelo inferiores a 5 resultan inadecuados para el desarrollo vegetal; dado que los resultados obtenidos durante el periodo experimental fueron mayores a 5 se puede confirmar a ello que estos suelos contenían el pH necesario para que una planta se desarrolló. Aunque según Acosta de la Luz (2003), esta especie se acomoda mejor a suelos neutros se observó que se también puede adaptarse a suelos alcalinos.

4.4.2.3. *Tagetes minuta*

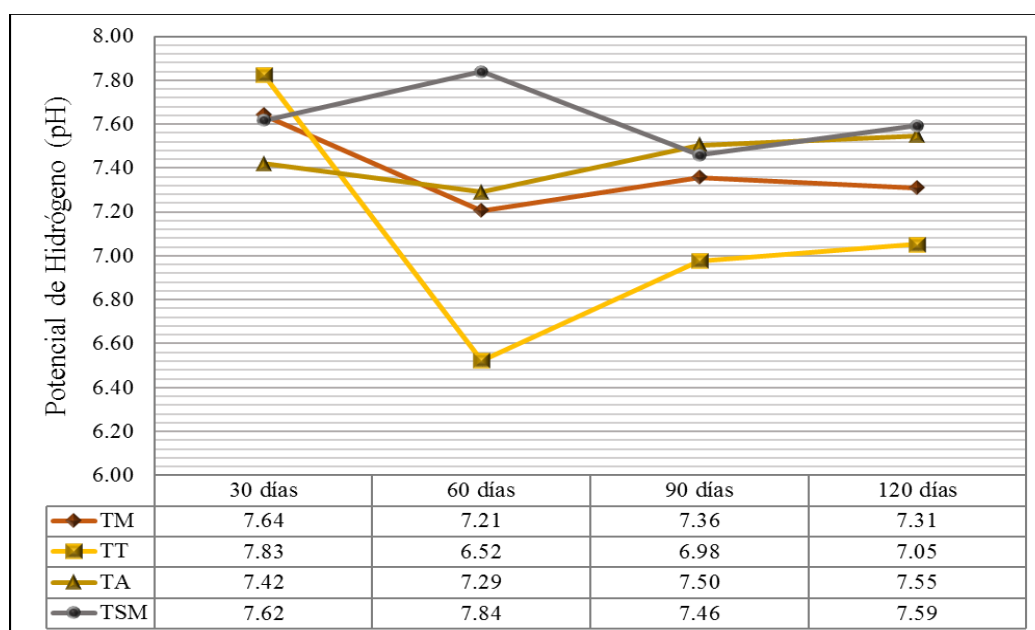


Figura 16. Variación temporal del pH del suelo con la interacción del *Tagetes minuta*.

La Figura 16, muestra que las variaciones de pH en la especie *Tagetes minuta* presentó una fluctuación similar a las otras especies de tratamiento, desarrollándose con niveles de neutros a ligeramente alcalinos para suelos mineros llegando a considerar que se llegó a reducir el pH durante el periodo experimental. Mientras que, para el caso del suelo testigo el nivel de pH se incrementó a partir del día 60 pasando a ser de 6.52 a 7.05; igualmente se observó en el suelo agrícola pasando a ser de 7.29 a 7.55 desde el día 60.

Sin embargo, en el suelo de servicio mecánico el pH se incrementa y disminuye cada 30 días, pero esos valores se encuentran dentro de la clasificación de suelos ligeramente alcalinos. De acuerdo a Marta Pilar Bernal et al. (2007) esto se debe a que los diversos agentes externos llegan a influir notablemente en el pH suelo, aumentando el ritmo de liberación de los contaminantes; pero la presencia de una cubierta vegetal ejerce un efecto amortiguador de estos agentes externos. Por otra lado, Abanto Miranda (2009) y Taxa Villegas (2015), aluden que el *Tagetes minuta* crece en sitios que presentan suelos con un pH de 6 a 8.

4.4.3. Color y textura

Tabla 27. Características finales del suelo - Textura y Color

Suelo	Textura			Clase	Color	
	% Arena	% Arcilla	% Limo		Seco	Húmedo
Agrícola	40.89	28.39	30.72	franco arcilloso	marrón grisáceo muy oscuro	marrón muy oscuro
Minero	34.2	28.39	37.41	franco arcilloso	marrón	marrón grisáceo oscuro
Servicio Mecánico	15.9	28.39	55.71	franco limoso arcilloso	gris muy oscuro	negro
Testigo	29.52	26.34	44.14	franco	marrón amarillento oscuro	marrón grisáceo muy oscuro

Como se puede observar en la Tabla 27 de caracterización de suelos después del tratamiento, los porcentajes de arena, limo y arcilla cambiaron para los 4 suelos, sin embargo, esto no modificó la textura. Por el contrario, los colores en seco y húmedo de cada uno si cambió. El suelo agrícola de acuerdo a la Tabla Munsell, de su color inicial rojo pálido en seco y rojo débil en húmedo se tornó en marrón grisáceo muy oscuro y marrón muy oscuro. De igual modo, el suelo minero de gris rosado y gris rojizo cambio a marrón y

marrón grisáceo oscuro. Seguidamente, el suelo gris rojizo oscuro y negro rojizo de servicio mecánico, al final de la experimentación, obtuvo un color gris muy oscuro y negro. Y el suelo testigo, que contrariamente a los demás, no cambió su color. Los resultados del suelo de servicio mecánico contrastan con el estudio realizado por Gonzales Bellido (2018), quien menciona que en suelos contaminados con este tipo de compuestos, las proporciones de arena, limo y arcilla cambian. Sin embargo, según la opinión de Pari Pilco y Yacolca Torres (2018) el aceite de motor usado provoca alteraciones en las propiedades fisicoquímicas de las capas superficiales con contacto con los derrames.

Por otro lado, en relación con la fitoacumulación, se comportan como indicadores secundarios de descontaminación. Puesto que, los suelos con más fracción de arcilla tienden a retener mejor los elementos metálicos por adsorción que los suelos arenosos, y evitan que este filtre mediante sus poros (Galán y Romero, 2008). Por lo general, las arcillas juegan un papel importante en el intercambio catiónico mineral reservando nutrientes y regulando el nivel de acidez del suelo gracias a su capacidad de agregación y en efecto establece una estructura mejor desarrollada que en los suelos de textura arenosa o limosa (Bonilla Valencia, 2013). Del mismo modo, la materia orgánica interviene en la presencia de cationes en la solución del suelo, aportando así en la agregación de partículas en suelos con fracción arcillosa (Mapes Sánchez y Espitia Rangel, 2012).

4.5. Seguimiento cinético del desarrollo de las plantas

4.5.1. Medidas biométricas de la raíz

Para las medidas biométricas para este órgano se consideraron las características de extensión y altura en cada planta adventicia, para evaluar el desarrollo y el tipo de planta con mejor respuesta en los diferentes tipos de suelos.

4.5.1.1. *Amaranthus quitensis*

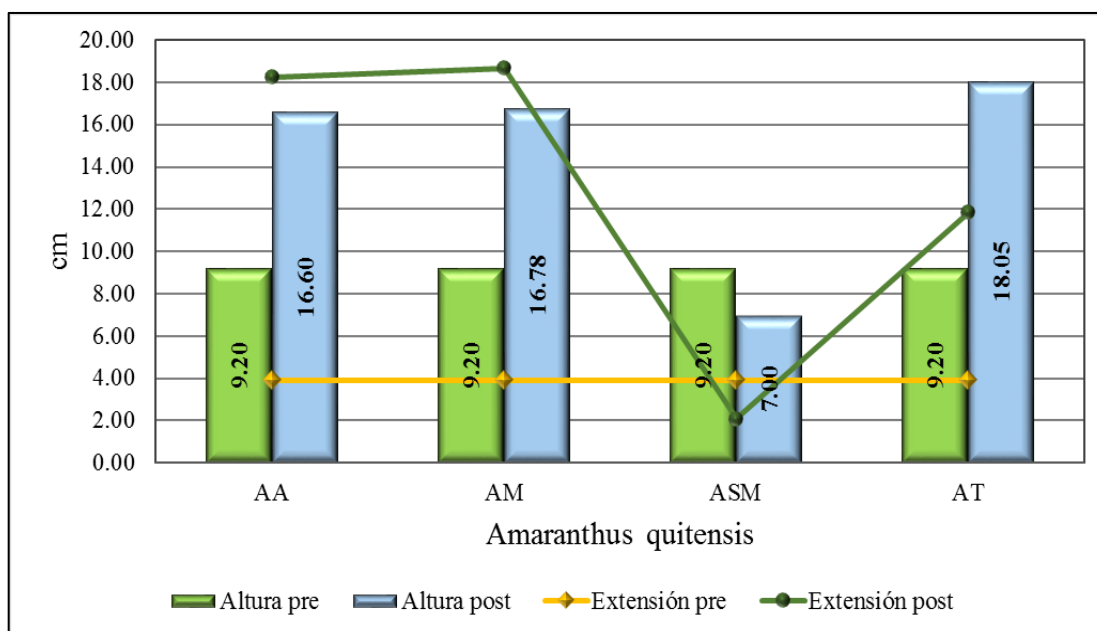


Figura 17. Comparación de la altura y extensión de la raíz del *Amaranthus quitensis*.

Para el tratamiento con la especie adventicia *Amaranthus quitensis*, la Figura 17 detalla que en el suelo de servicio mecánico la altura llegó a disminuir de 9.20 cm a 7.00 cm, este resultado es consistente con los resultados de las otras medidas biométricas evaluadas para este tipo de suelo con esta especie; ya que al provenir de un área donde se trabaja con grasa e hidrocarburos, estos compuestos no permitieron el crecimiento de la raíz ni que estas se extendieran. La disminución de la altura de la raíz de la especie se debe a que la elongación de las raíces primarias o la proliferación de raíces laterales no se establecieron rápido; por la presencia de hidrocarburos, en especial la grasa, lo que disminuyó su capacidad de sobrevivencia (Labra Cardón et al., 2012).

Por otro lado, el suelo testigo es donde se presentó una mayor altura con 18.05 cm, seguido por el suelo minero y agrícola con alturas de 16.78 y 16.60 cm respectivamente; no obstante, la extensión de la raíz fue más significativa en el suelo minero, llegando a ser mejor que el suelo testigo con una diferencia de 8 cm aproximadamente. En el caso de la investigación realizada por Opeolu, Bamgbose, Arowolo, y Kadiri (2005) utilizaron el quelato sintético EDTA para que la concentración de Pb no inhibiera en el crecimiento de

la planta; ya que trabajaron con diferentes concentraciones de Pb. Por lo que se puede evidenciar en base a estas dos características de la planta está relacionado la tolerancia; así como el tiempo de sobrevivencia (Trujillo Blanco, 2013).

4.5.1.2. *Chenopodium ambrosioides*

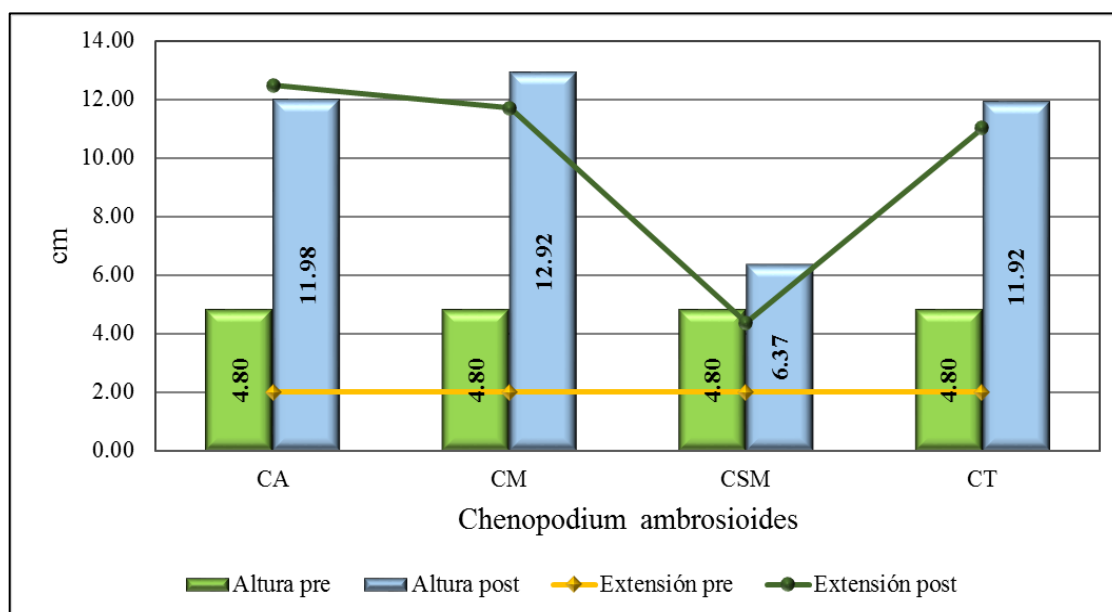


Figura 18. Comparación de la altura y extensión de la raíz del *Chenopodium ambrosioides*.

A diferencia de los resultados con la especie *Amaranthus quitensis*, la Figura 18 presenta que el *Chenopodium ambrosioides* si llegó a desarrollarse la raíz en el suelo de servicio mecánico en altura con 6.37 cm y extensión con 4.3 cm; aunque es el menor a diferencia de los otros suelos. También, se observa que tuvo un mejor progreso con el suelo minero; ya que su altura paso de ser 4.80 cm a 12.92 cm. Entonces, esta especie puede sobrevivir y crecer en los diferentes tipos de suelos analizados, siendo el suelo minero y agrícola con los que presenta una mayor afinidad. Según estudios realizados por Zhang, Huang, He y Sheng (2012), se debe a que la existencia de diferentes comunidades bacterianas del *Chenopodium ambrosioides* poseen la capacidad de resistir al Pb en sus raíces, suscitando así el crecimiento normal de la planta. Aunque el metal pesado en función de las hormonas de crecimiento tales como: las glibberinas, auxinas y citoquininas, presenta en su mayoría una influencia negativa (Gangwar et al., 2014), se pude observar

que el *Chenopodium ambrosioides* se desarrolló sin ninguna dificultad durante el proceso. Por otra parte, se puede estimular el crecimiento bajo pequeñas dosis de un potencial tóxico conocido como *Hormesis* o *Vicia Faba* que mejora su crecimiento en sustratos con concentraciones de Pb que varían entre 25 y 250 ppm (Chávez Rodríguez, 2014).

4.5.1.3. *Tagetes minuta*

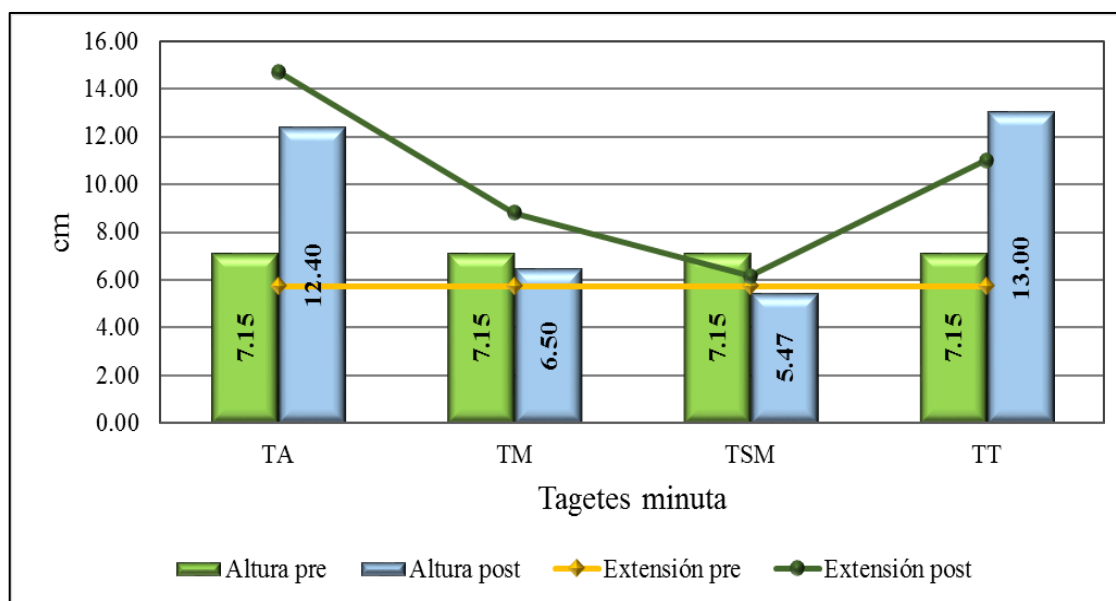


Figura 19. Comparación de la altura y extensión de la raíz del *Tagetes minuta*.

La Figura 19, muestra la altura y extensión de la raíz del *Tagetes minuta* donde en los únicos suelos donde mejor se desarrolló la especie fue en el testigo y agrícola con 13.0 y 12.4 cm respectivamente; ya que en los otros dos la altura llegó a disminuir, pero la extensión de la raíz fue más alta que la inicial en todos los suelos. Según las descripciones de Dávila Arévalo (2011) las raíces de esta especie son pivotantes y de aproximadamente 12 cm, medida cercana a la que se obtuvo en la investigación. Estos resultados concuerdan con lo aludido por Chávez (2014) pues el *Tagetes minuta* en los suelos con mayor concentración de Pb (agrícola y minero) no se desarrolló como en el suelo testigo; pero en el caso del suelo agrícola no inhibió en su crecimiento.

También, se debe a que la mayor concentración de Pb se encontraba en el suelo minero; y según Orellana Mendoza (2017) el Pb reduce el crecimiento radicular que a su

vez incrementa la frecuencia de células aberrantes. No obstante, se puede resaltar que esta especie se desarrolló mejor en el suelo agrícola pese a su alta concentración dándoles así la característica de ser tolerantes para este tipo de suelo. Con respecto a los resultados de la extensión de la raíz, tiene consistencia con lo mencionado por otros investigadores; ya que a diferencia de su altura estas llegan a extenderse más conforme pasa el tiempo.

4.5.2. Medidas biométricas del tallo

Para las medidas biométricas para este órgano se consideraron las características de altura y diámetro en cada planta adventicia.

4.5.2.1. *Amaranthus quitensis*

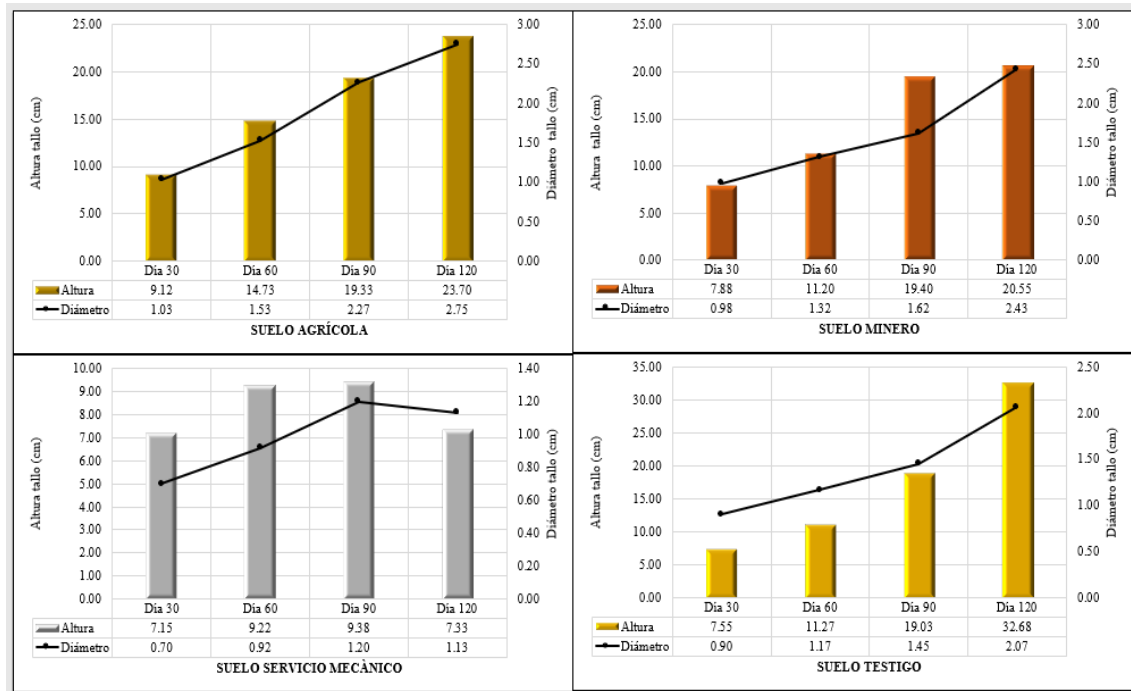


Figura 20. Altura del tallo del *Amaranthus quitensis* en cada tipo de suelo.

De acuerdo a la Figura 20, se puede apreciar que tanto las alturas promedio del tallo como el diámetro de la planta en el suelo agrícola, fueron ascendiendo conforme a los días de seguimiento, con valores de 9 a 24 cm en altura y 1 a 3 cm en diámetro. Mientras que en el suelo minero los tallos crecen significativamente hasta los 90 días y en el 4to seguimiento se mantienen casi estables. En cambio, en el suelo de servicio mecánico, la altura y diámetro del tallo empiezan a reducirse desde el 3er al 4to seguimiento, debido a

que el tallo empieza a debilitarse y perder estabilidad. Por otro lado, las medidas en el suelo testigo, registran valores ascendentes en todo el periodo de experimentación, alcanzando una altura de hasta 33 cm y un diámetro de 2 cm, aunque el mayor valor de este último fue obtenido del Amarantho en suelo minero con 2.43 cm.

De forma general, se puede deducir que los resultados del amaranto respecto al crecimiento del tallo y diámetro en todos los suelos fue positivo por la curva ascendente de sus valores; ello a pesar de la presencia de plagas comunes en esta especie como barrenadores de tallo y chinches como la *Lygus linolaris* (Mapes Sánchez y Espitia Rangel, 2012). Además, los resultados evidencian que la especie *Amaranthus quitensis* se adapta muy bien en diversos tipos de suelos con buen drenaje y con características neutras o alcalinas del suelo (Saavedra Jimenez, 2013); contrastando a Mapes Sánchez y Espitia Rangel (2012), quienes según sus investigaciones consideran a esta especie muy sensible en suelos de textura pesada, por sus efectos en el crecimiento vegetal.

4.5.2.2. *Chenopodium ambrosioides*

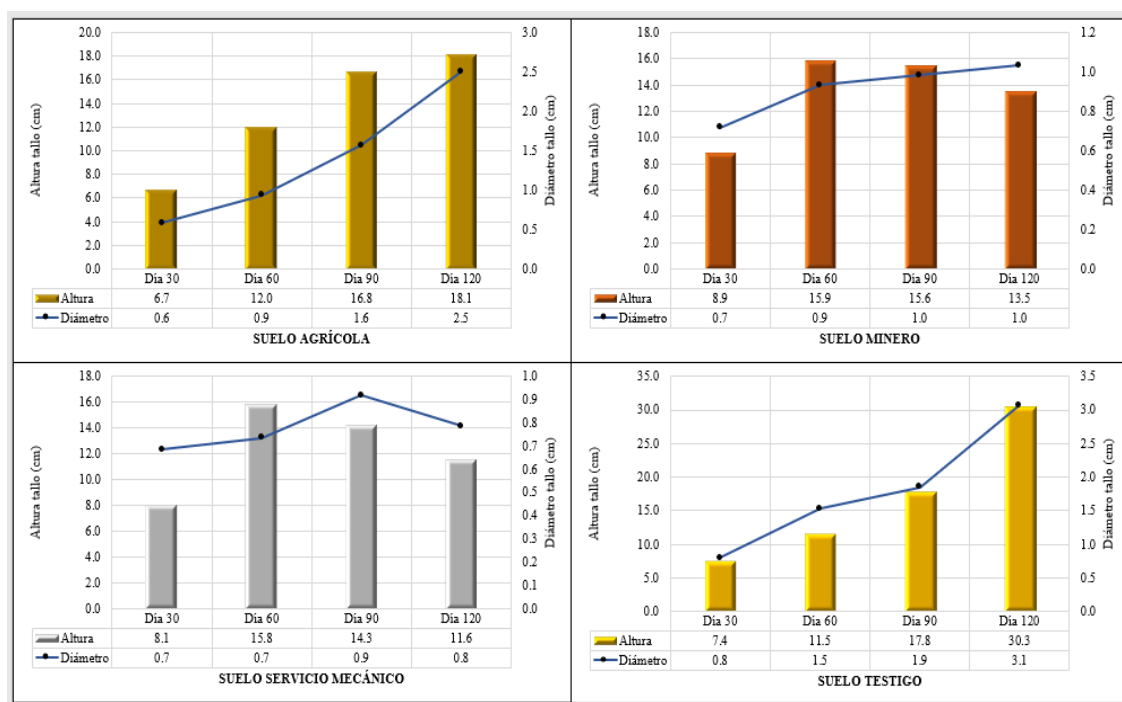


Figura 21. Altura del tallo del *Chenopodium ambrosioides* en cada tipo de suelo.

A vista general de la Figura 21, el tallo de esta especie representa un mejor desarrollo de su diámetro y altura en el suelo agrícola y testigo conforme fueron pasando los días. Ello, probablemente por la composición del suelo agrícola, que como ya se mencionó es un suelo con aplicación de fertilizantes y plaguicidas, además que por sus características de competitividad este tipo de planta tiende a desarrollarse y apropiarse de los nutrientes del suelo (Barillas Mendez y Echegoyen Villanueva, 2014).

No obstante, en el suelo minero, dichas características crecen normalmente hasta la 2da semana de seguimiento y luego se mantienen casi estables entre los 60 y 90 días, para después ir descendiendo significativamente durante los últimos días de experimentación; se observó que las plantas en el suelo minero, hasta los 90 días se mantuvieron con tallo firme, soportando las concentraciones de plomo mayores a las que estaban acostumbradas; sin embargo, empezaron a disminuir su altura por el proceso de estrés y marchitamiento relacionado a la acumulación de plomo en el proceso (Mendoza Martell, 2014).

De la misma manera, ocurre con la altura y diámetro del *Chenopodium* en el suelo de servicio mecánico, pero a partir de los 60 días para las medidas de altura y a los 90 días en el diámetro. Esto debido a la pudrición del tallo en el suelo de servicio mecánico, ya que la presencia del aceite de motor inhibía el paso del agua al suelo y lo concentraba por encima del suelo, en la biomasa aérea. Confirmando la mención de León Ochoa (2013) donde argumenta que los compuestos derivados de hidrocarburos en este tipo de suelos provoca la impermeabilidad del suelo y evita la infiltración profunda.

4.5.2.3. *Tagetes minuta*

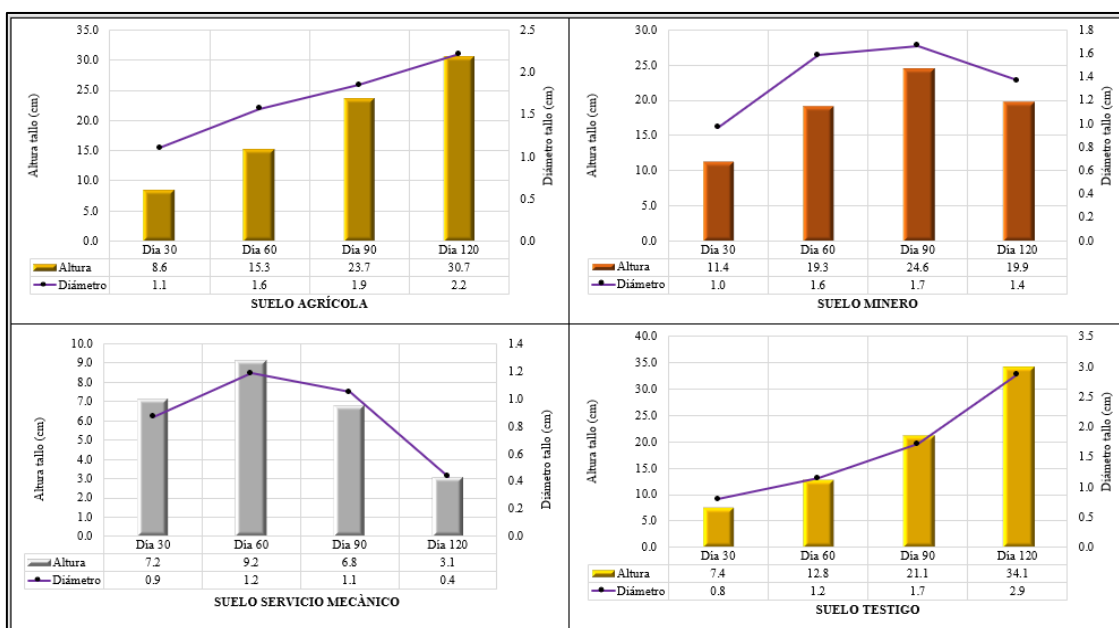


Figura 22.. Altura del tallo del *Tagetes minuta* aplicado en cada tipo de suelo.

Conforme a la Figura 22, el huacatay muestra un crecimiento ascendente en el suelo agrícola y testigo de forma similar, demostrando que el desarrollo en este suelo se da casi de la misma forma en las condiciones del medio en la que desarrolló cierta tolerancia, lo que favorece al proceso de fitoacumulación. Mientras que en el suelo minero las características de altura y diámetro empezaron a decrecer a partir de los 90 días de seguimiento, lo mismo sucede en las plantas del suelo de servicio mecánico, pero más antes, a partir de los 60 días, debido a que empieza a debilitarse y perder firmeza, esto a causa de la contaminación por hidrocarburos que genera la formación de una especie de film que impide el ingreso del oxígeno y por ende transforma al suelo en infértil y poco productivo (Barrera Gallegos y Veleceta Romero, 2015).

En este proceso del crecimiento del tallo, Liphadzi y Kirkham (2005) expresan que los residuos del suelo de servicio mecánico limitan la disponibilidad de nutrientes por ser compuestos fabricados principalmente a base de carbón y esto probablemente fue la razón del comportamiento de las plantas en el tercer sustrato. A lo contrario de sus características en el suelo agrícola y testigo, puesto que las condiciones del suelo para la planta fueron

más favorables por la presencia de nutrientes y hormonas vegetales de los fertilizantes persistentes en este tipo de suelo, cuyo fin es fortalecer el tallo y el crecimiento de la planta (León Ochoa, 2013). Resultados que concuerdan con el estudio de Sangabriel et al. (2006), quien afirma en el marco de sus resultados que la adición de fertilizante aumentó el crecimiento vegetativo en un 19% en sus plantas adventicias.

Sin embargo, el decrecimiento en el suelo minero puede justificarse posiblemente por el nivel de acumulación de plomo en la planta, que evidenció una máxima tolerancia solo hasta los 90 días. Y no solo al metal, sino también a la presencia de *Prodenia eridania* más conocida como gusano de tierra, los cuales tienden a comer parte de la corteza del tallo de las plantas en edad tierna, provocando su marchitamiento y pronta muerte (Méndez García, 2009). Se sabe que en condiciones normales el *Tagetes minuta* puede alcanzar de 1 a 2 m, sin embargo, los resultados solo llegan hasta un máximo de 35 cm aprox. debido a la escala de la experimentación (piloto) (Schiavon et al., 2015).

4.5.3. Medidas biométricas de las hojas

Para las medidas biométricas para este órgano se consideraron las características de ancho, largo, N° de hojas totales, sanas y enfermas en cada especie a los 30, 60, 90 y 120 días, de donde se obtuvieron los siguientes resultados:

4.5.3.1. Número de hojas

- A los 30 días

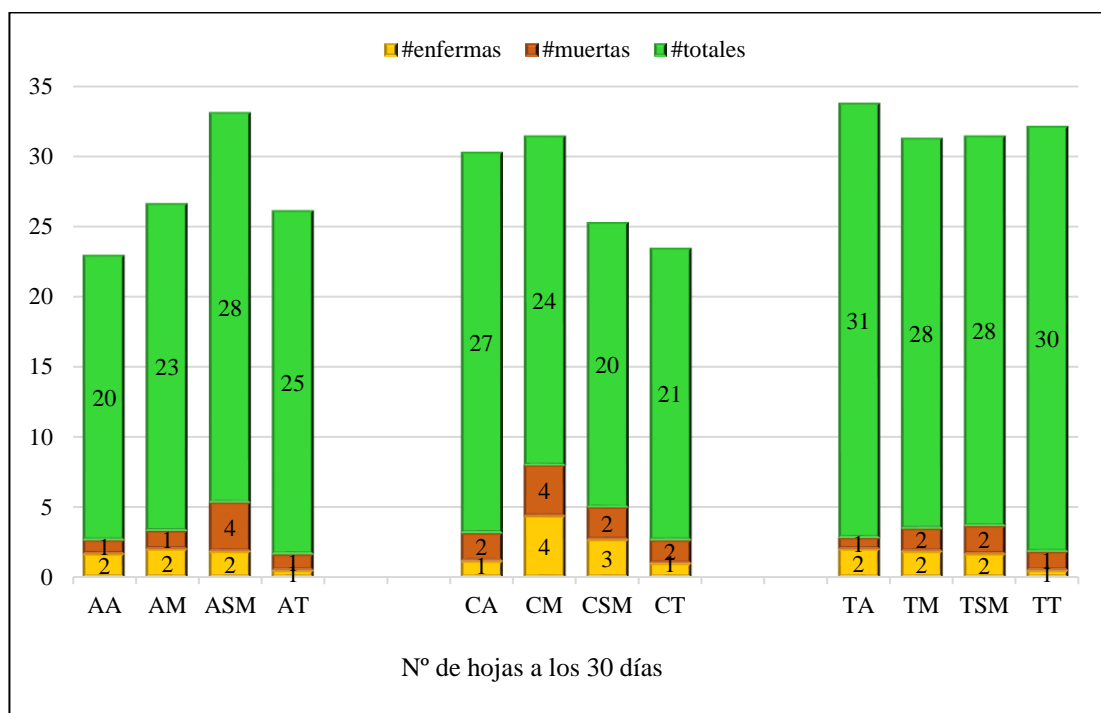


Figura 23. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 30 días.

De la Figura 23, se puede observar que del total del número de hojas en todos los 4 tipos de suelo empiezan a aparecer hojas enfermas y muertas desde el primer mes. Comparando el desarrollo de las hojas por especie, se observa que el *Amaranthus quitensis* alcanza un máximo de 28 hojas en el suelo de servicio mecánico y un mínimo de 20 en el suelo agrícola, por lo contrario, el *Chenopodium ambrosioides* alcanza un mejor valor en el suelo agrícola y menor valor en el suelo de servicio mecánico con 27 y 20 hojas respectivamente. Al mismo tiempo, el huacatay presentó hasta un total de 31 hojas en el suelo agrícola, seguido de 30 y 28 unidades en el resto de los suelos; demostrando que, a los 30 días, fue la mejor especie y la que tuvo menor número de hojas muertas y enfermas en los 4 tratamientos.

- **A los 60 días**

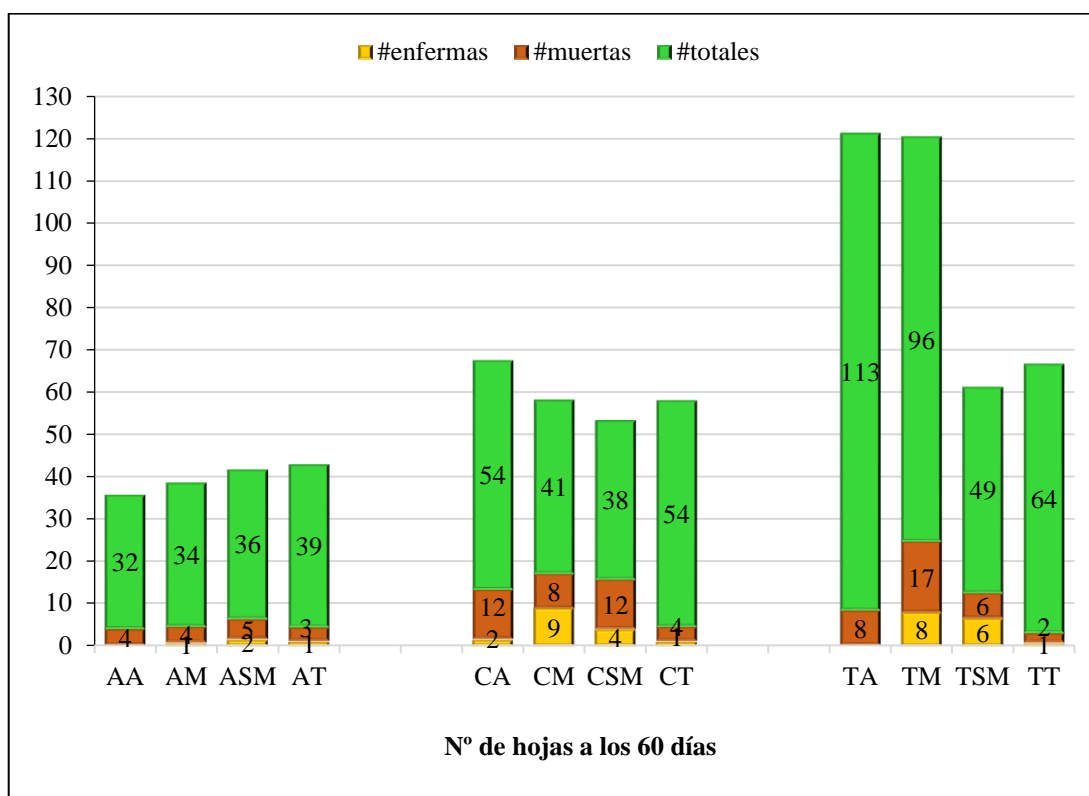


Figura 24. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 60 días.

De la Figura 24, en el segundo seguimiento, es decir, a los 60 días del trasplante, la especie *Amaranthus quitensis*, desarrolló un máximo de 39 hojas en el suelo testigo y un mínimo de 32 en el suelo agrícola. Del mismo modo, la planta adventicia *Chenopodium*, obtuvo un mayor número de hojas en el suelo testigo y agrícola (54 unid.), sin embargo, en este último presentó un total de 12 hojas muertas. Seguidamente, el *Tagetes* presentó menor cantidad de hojas en el suelo de servicio mecánico (49 unid.) y un valor mayor de 113 unidades en el suelo agrícola. Desde un punto de vista general, a los 60 días, todas las plantas empezaron a entrar en etapa joven, sin diferencias significativas en su biomasa aérea en todos los suelos, a excepción del huacatay, que evidenció un mejor desarrollo en los dos primeros suelos. Sin embargo, las hojas muertas y enfermas empezaron a incrementar sus valores de la misma forma que en el número de hojas enfermas del estudio realizado por Lopez Minaya (2015) quien alude que la presencia de hojas con clorosis está relacionada con altos niveles de salinidad del suelo.

- **A los 90 días**

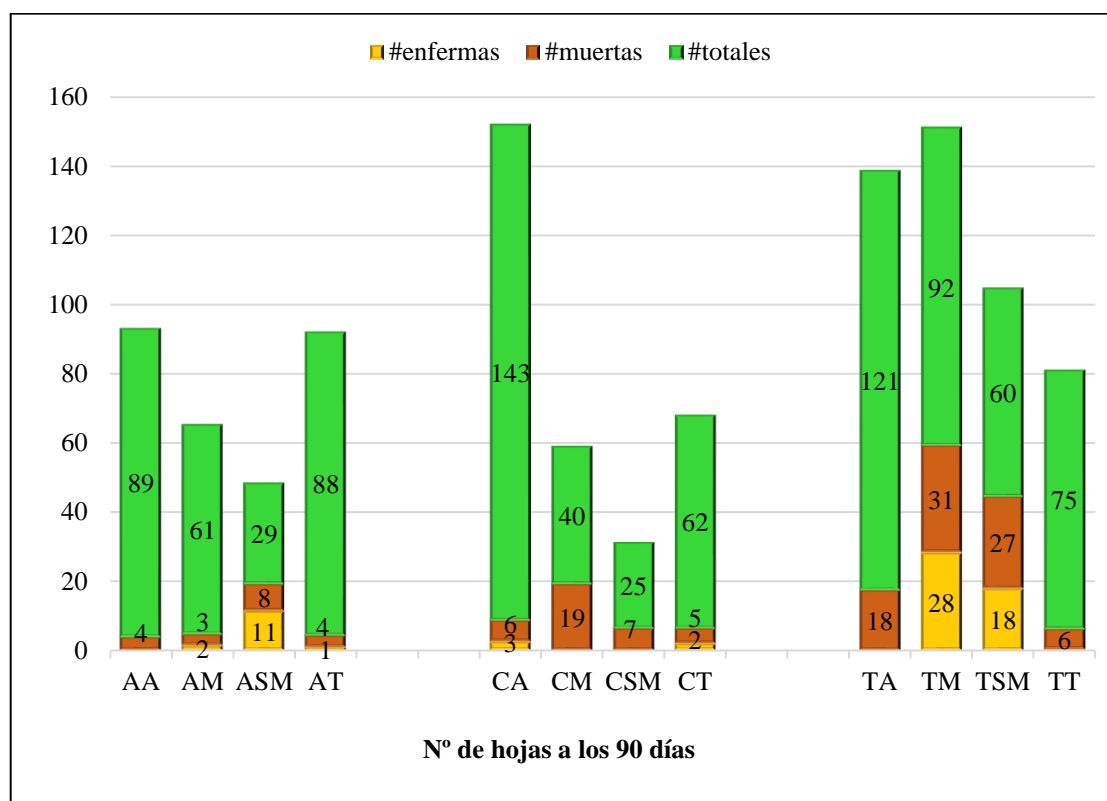


Figura 25. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 90 días.

Como se observa en la Figura 25, en el tercer seguimiento, existe claras diferencias entre las especies y tipos de suelos; primeramente, en el suelo agrícola, el N.º de hojas de la especie del amaranto se ve afectada disminuyendo significativamente en el suelo de servicio mecánico con solo 29 unidades, de las cuales 11 estaban enfermas y 8 muertas, no obstante, presentó un total de 89 unidades en el suelo agrícola, valor que se asemeja al desarrollo de la biomasa en el suelo testigo. A comparación del paico, donde la cantidad de hojas fue mayor significativamente en el suelo agrícola (143 unid.) y obtuvo solo 25 unidades en el suelo de servicio mecánico. Posteriormente, para el *Tagetes*, solo se registró un total de 121 unidades de hojas en el sustrato agrícola, seguido de un valor de 92 hojas en el suelo minero, así como obtuvo un valor mayor de hojas muertas (31 unid.) y enfermas (28 unid.).

Estos resultados se asociaron a una disminución de biomasa foliar causada por el ennegrecimiento, enrojecimiento y color amarillo de las hojas enfermas. Aunque el amaranto es una planta herbácea bastante tolerante a condiciones de estrés hídrico y alta insolación, sus hojas se enferman por hongos que producen manchas foliares (Loma Sinchiguano, 2017; Ortiz Cano et al., 2009; Paiva Prado, 2015; Peiretti y Alcalde, 2018). Las plantas de la experimentación en sus tejidos foliares presentaron manchas irregulares y oblongas de color gris con bordes pardo-rojizos y puntos negros centrales en el haz de las hojas, así como un pronunciado forzamiento de su epidermis; mismas observaciones que concertaron el estudio hecho por Peiretti y Alcalde (2018) donde también observaron ampolladuras en la epidermis forzada y póstulas blanquecinas de 2 mm con halos pardos; el cual hace referencia a la presencia del *Albugo bliti*, conocido como parásito foliar responsable de la “roya blanca” (Rojas Martínez, Zavaleta Mejía, Lee, y Aragón García, 2009).

- **A los 120 días**

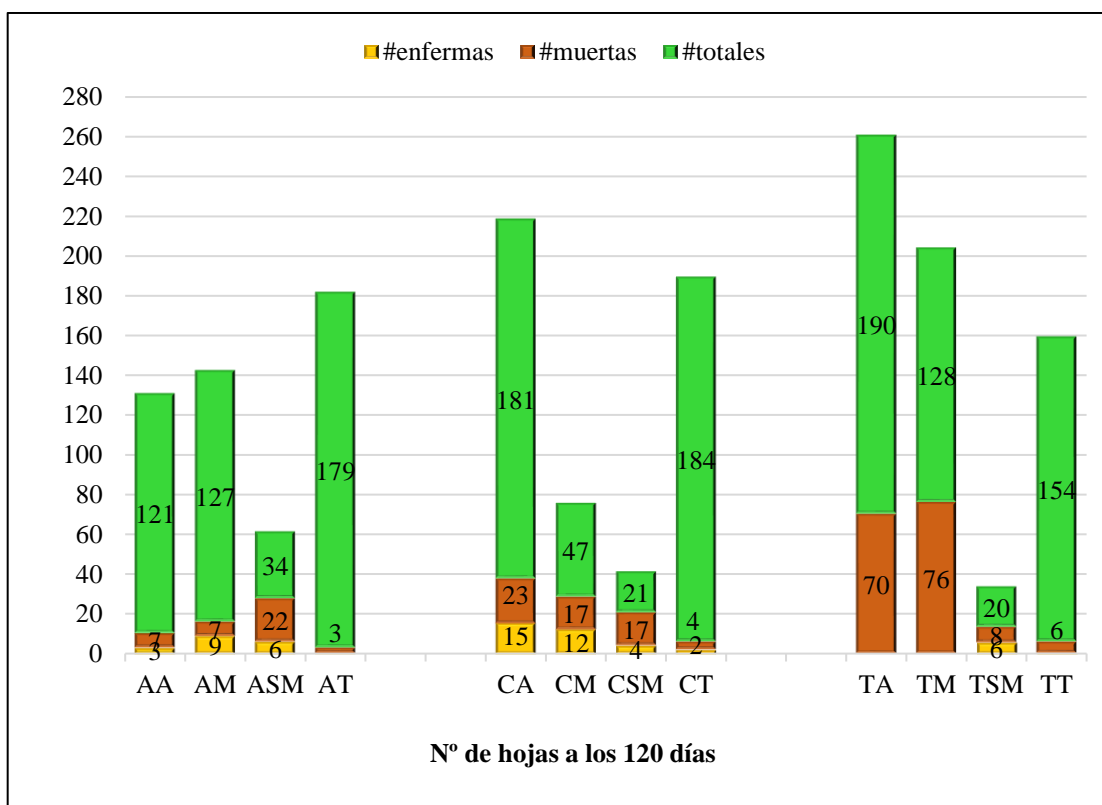


Figura 26. Cantidad y estado foliar de cada especie a los 120 días.

De acuerdo a la Figura 26, las cantidades de hojas en todas las especies variaron considerablemente a los 120 días. Las plantas del *Amaranthus quitensis* presentaron una mejor biomasa en el suelo testigo con 179 hojas, seguido de las plantas del suelo agrícola con 121 unidades y el suelo de servicio mecánico con 34 hojas. Por último, en el suelo de servicio mecánico, las plantas solo evidenciaron un total de 34 hojas, incluyendo el conteo de sus 22 hojas muertas y 6 enfermas. Caso similar al de las plantas del *Chenopodium ambrosioides* donde se observa que las plantas en el suelo de servicio mecánico solo presentaron 21 hojas totales, 17 muertas y 4 enfermas. A esto le sigue el promedio de 47 hojas en el suelo minero, y con valores sobresalientes de 181 y 184 unidades, el suelo agrícola y testigo respectivamente. De otro orden, las plantas de la especie *Tagetes minuta* presentaron mayor cantidad de hojas en el suelo agrícola y testigo con 190 y 154 unidades, el primero, superando en cantidad foliar a las plantas del suelo testigo. Continuado por las 128 hojas desarrolladas en el suelo minero, cuyo valor de 76 hojas muertas junto a las 70 hojas también muertas del suelo agrícola, evidenciaron valores considerables de marchitez para el huacatay. No obstante, no dejaron de ser las plantas con más producción de hojas en los 2 primeros suelos; puesto que, en el sustrato de servicio mecánico, tolero mejor el *Amaranthus*.

Estos resultados son similares a los resultados de la investigación de León Ochoa (2013) donde al utilizar también plantas adventicias para remediar suelos contaminados con hidrocarburos, afirma que estos valores no son factor concluyente de descontaminación. Sin embargo, el número de hojas con clorosis se da como consecuencia del estrés vegetal por el trasplante y el sustrato con plomo (Labra Cardón et al., 2012). Pese a que, en las tres especies estudiadas, hubo considerables cantidades de hojas enfermas y muertas, las plantas, como tales, sobrevivieron hasta el final de la experimentación. Con excepción de las plantas en el suelo de servicio mecánico, que se vieron afectadas notablemente por la acumulación de plomo en su biomasa aérea y radicular, evidenciando un color gris y negro en este suelo. Además, que estos resultados

del seguimiento cinético del desarrollo de las especies adventicias demuestran que son especies con gran capacidad de adaptación afirmando lo mencionado por Salazar y Pignata (2014) en su investigación sobre la capacidad fitoacumuladora de esta planta.

4.5.3.2. Ancho y largo de las hojas

Tabla 28. Seguimiento de las características foliares por tratamiento

Tratamientos	A los 30 días				A los 60 días				A los 90 días				A los 120 días			
	Largo	Desv. Est.	Ancho	Desv. Est.	Largo	Desv. Est.	Ancho	Desv. Est.	Largo	Desv. Est.	Ancho	Desv. Est.	Largo	Desv. Est.	Ancho	Desv. Est.
AA	2.73	0.10	1.48	0.03	3.90	0.53	3.30	1.55	6.08	0.38	3.28	1.50	5.08	0.45	3.65	0.91
AM	2.57	0.59	1.52	0.35	3.92	1.64	3.33	0.37	3.93	0.63	2.72	0.30	4.48	0.50	3.05	0.78
ASM	2.68	0.23	1.68	0.30	3.53	0.20	2.17	0.21	2.92	0.38	1.33	0.63	0.97	0.75	0.38	0.20
AT	2.23	0.21	1.65	0.13	3.88	0.96	1.77	0.93	5.23	0.46	3.13	1.06	6.17	0.95	3.95	1.18
CA	2.37	0.34	1.05	0.15	3.08	0.84	1.40	0.41	4.17	2.04	1.92	0.76	4.23	1.12	2.63	0.28
CM	2.32	0.08	1.00	0.18	2.70	0.38	1.50	0.38	2.25	0.43	0.97	0.50	0.42	0.38	0.17	0.14
CSM	2.88	0.38	1.12	0.28	3.17	0.09	1.63	0.28	2.25	0.43	1.08	0.38	1.02	1.76	0.42	0.72
CT	2.93	0.16	1.15	0.18	3.42	0.60	1.90	0.15	3.07	0.12	1.50	0.00	4.98	0.98	2.75	0.43
TA	1.58	0.24	0.62	0.08	2.88	0.34	0.78	0.21	3.38	0.66	0.70	0.26	3.45	1.00	1.03	0.06
TM	1.52	0.20	0.57	0.16	2.62	0.98	1.20	0.78	1.52	1.13	0.18	0.10	1.17	0.43	0.23	0.06
TSM	1.55	0.33	0.52	0.15	1.98	0.08	0.82	0.28	1.25	1.15	0.67	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00
TT	1.55	0.15	0.55	0.09	2.63	0.12	0.80	0.18	3.32	0.18	1.25	0.25	5.68	0.75	1.78	0.34

Conforme a los resultados de la Tabla N°28, se observa que para el largo en el tratamiento con la aplicación del *Amaranthus quitensis* sobre los 4 tipos de suelos, esta característica en las hojas se incrementa hasta los 120 días normalmente, a excepción del suelo agrícola que empieza a decrecer en los últimos 30 días y el del suelo de servicio mecánico que presenta marchitez y empieza a disminuir sus valores a partir de los 60 días. Al mismo tiempo, en la interacción con el *Chenopodium ambrosioides* se observa que el largo de las hojas del suelo agrícola y testigo son similares y crecen de acuerdo al paso de los días. Sin embargo, en el suelo minero y de servicio mecánico disminuye en sus valores a partir de los 60 días de trasplante. Esto debido a que la especie presentó enfermedades foliares que aceleraron la degradación foliar, además del estrés frente a la contaminación con relave minero e hidrocarburos en el sustrato (Gómez Castellanos, 2008) .

Por su parte, el largo en la especie *Tagetes minuta* presentó valores crecientes en toda la experimentación para el tratamiento sobre suelo agrícola y testigo, no obstante, en el suelo minero y de servicio mecánico los valores decrecen desde los 60 días de experimentación. Como resultado de las plagas, hongos y la cantidad de plomo acumulada en este órgano que provocó la forzada encorvadura de la epidermis de las hojas (Peiretti y Alcalde, 2018; Rojas Martínez et al., 2009).

4.5.4. Medidas biométricas de inflorescencia

Para las medidas biométricas para este órgano se consideraron las características de altura y N° de inflorescencias en cada planta adventicia.

4.5.4.1. *Amaranthus quitensis*

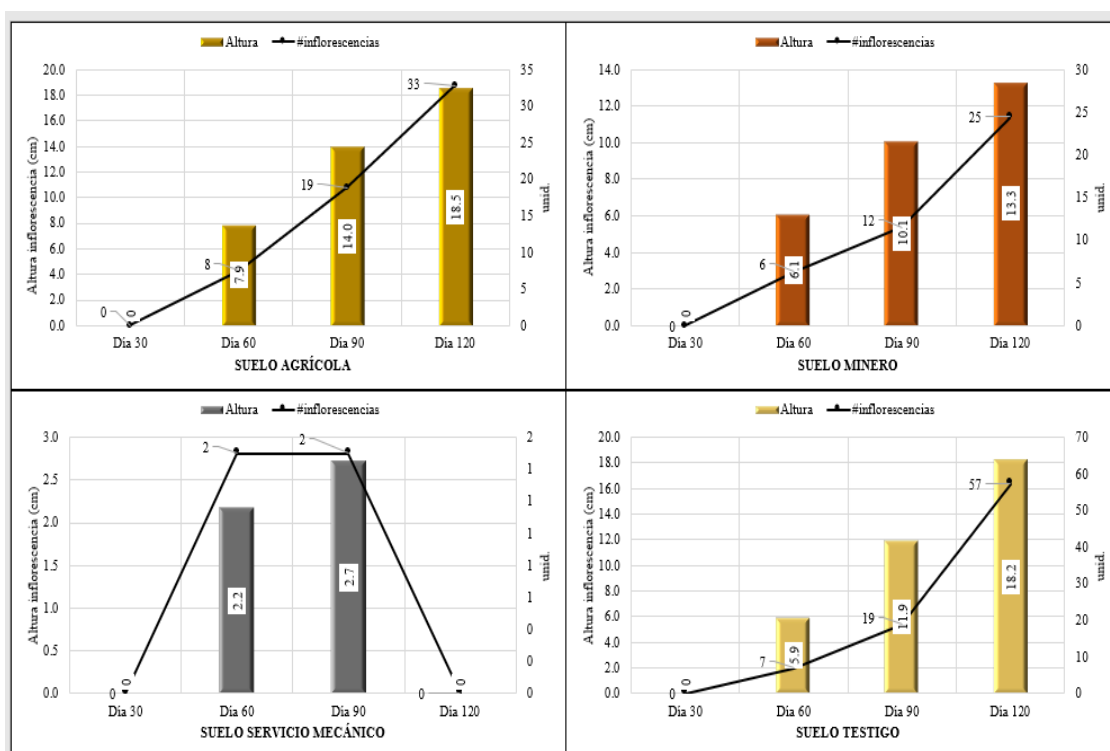


Figura 27. Cantidad y altura de la inflorescencia del *Amaranthus quitensis* en cada tipo de suelo.

Como se observa en la Figura 27 de resultados de inflorescencia, las alturas de inflorescencia en el suelo agrícola y minero son similares a los valores presentados en el suelo testigo. Demostrando un incremento en el número de este órgano conforme al tiempo de crecimiento y desarrollo de cada especie. Contrariamente, se observa que las plantas en el suelo de servicio mecánico obtuvieron valores deficientes en el último mes, como resultado de que la especie *Amaranthus quitensis* solo pudo sobrevivir hasta los 90 días y de allí fue marchitándose y muriendo poco a poco. En el suelo testigo el ataque alcanzó un máximo de 57 inflorescencias, seguido de las plantas del suelo agrícola con 33 unidades, el minero con 25 inflorescencias y finalmente el suelo de servicio mecánico, donde solo se desarrollaron en promedio 2 inflorescencias. Provocando grandes diferencias entre cada tipo de suelo, no obstante, en los suelos de tipo minero, agrícola y testigo los valores fueron ascendentes hasta con los valores de alturas promedio de 18 y 13 cm respectivamente. Sin embargo, estos resultados se encuentran por debajo de los de Loma Sinchiguano

(2017) quien al asociar esta especie con leguminosas obtiene valores de altura de inflorescencia desde 50 cm., pero en condiciones in situ. No obstante, Saavedra Jimenez (2013) hace mención que las panojas alcanzan de 2 a 5 cm de largo en suelos con aplicación de fertilizantes.

4.5.4.2. *Chenopodium ambrosioides*

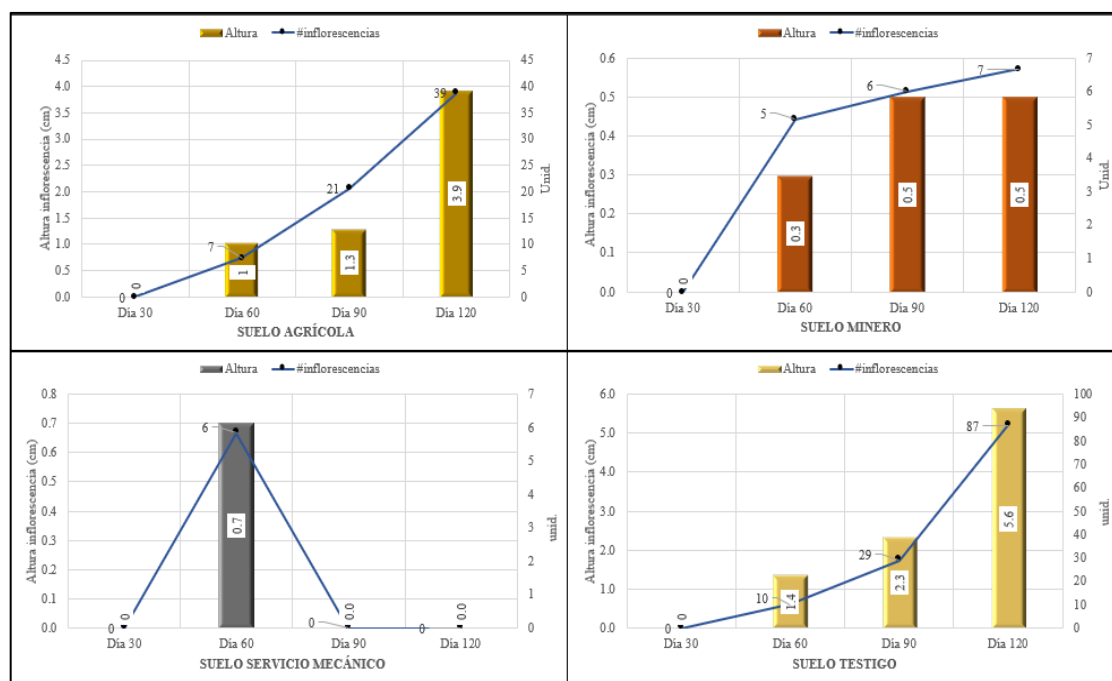


Figura 28. Cantidad y altura de la inflorescencia del *Chenopodium ambrosioides* en cada tipo de suelo.

De acuerdo a los valores registrados para las inflorescencias del paico en la Figura 28, se observa una curva creciente para el N.º de inflorescencias y alturas en el suelo agrícola y testigo, mientras que para el suelo de servicio mecánico solo se puede observar valores únicamente a los 60 días. Por otro lado, el suelo minero mantiene valores estables para el *Chenopodium* a partir de los últimos 60 días. Esto debido a que las plantas llegaron a su madurez tope a los 90 días. El desarrollo físico de la inflorescencia del *Chenopodium ambrosioides* en suelo agrícola no discrepa de los resultados de la investigación realizada por Benigno Vega (2018), pues de igual forma, observó que sus plantas no se vieron afectadas en sus características físicas, ya que obtuvo mayores remociones de plomo y

zinc en este tipo de suelo. Sin embargo, para su suelo con relave minero obtuvo una diferencia de 13 cm en altura con 25% de remoción de los mismos metales.

4.5.4.3. *Tagetes minuta*

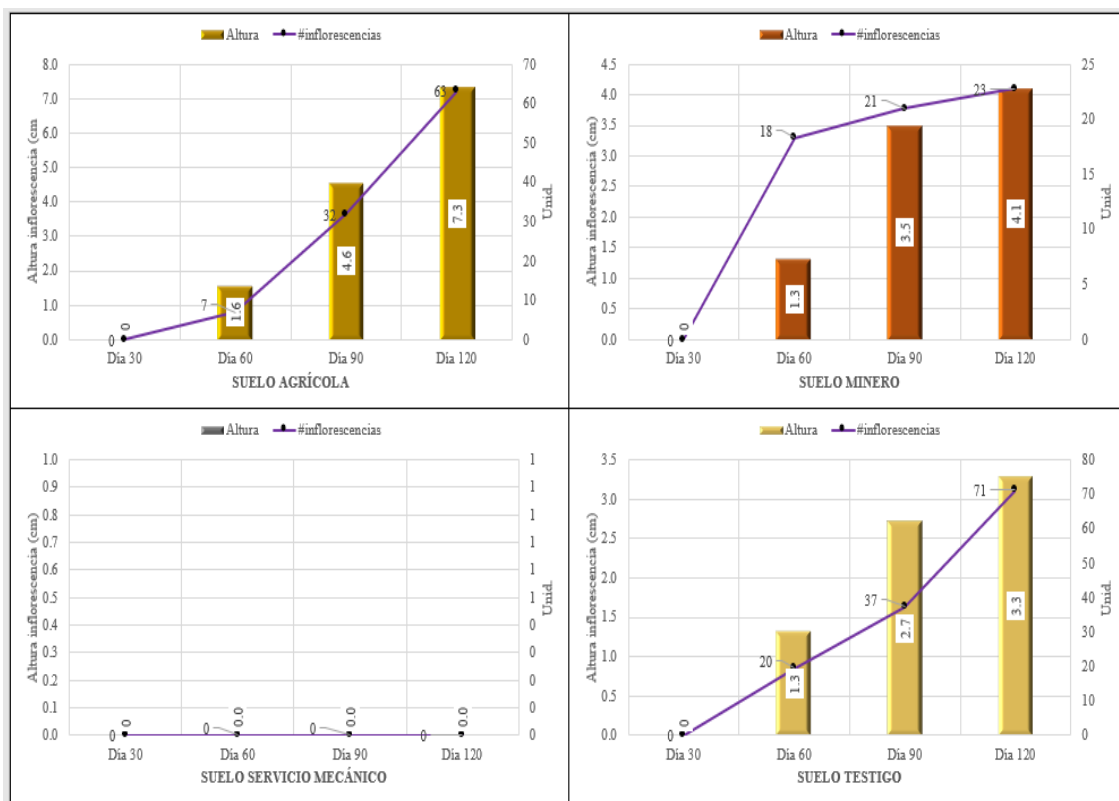


Figura 29. Cantidad y altura de la inflorescencia del *Tagetes minuta* en cada tipo de suelo.

De acuerdo a la Figura 29, la especie *Tagetes minuta* ha desarrollado mayor inflorescencia en el suelo agrícola y testigo con valores de 71 y 63 unidades; seguido de las plantas en el suelo minero con un total de 23 inflorescencias y ninguna en el suelo de servicio mecánico. De la misma manera, se registraron alturas en este órgano con mayor longitud en el suelo agrícola con un valor de 7.3 cm, superando a la altura del suelo testigo donde se registraron solo 3.3 cm de longitud. Además, el suelo minero presentó una altura creciente hasta alcanzar un valor de 4.1 cm en el último seguimiento.

Estos resultados demostraron que el huacatay tiene la capacidad de llegar a su etapa de madurez con normalidad hasta los 120 días tolerando positivamente las

concentraciones de plomo en el suelo agrícola, minero y testigo. Apoyando lo mencionado por Del Carmen Sosa et al. (2016) y su conclusión de que la planta adventicia *Tagetes minuta* L. es una planta resistente que puede crecer en suelos contaminados con plomo.

4.5.5. Evolución total

4.5.5.1. Del *Amaranthus quitensis*

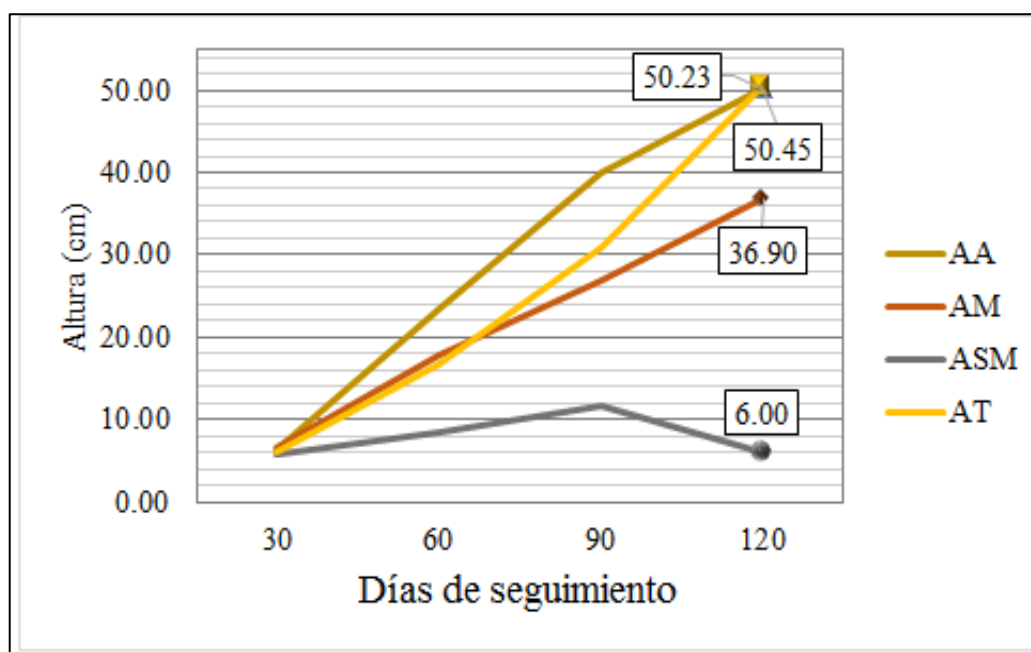


Figura 30. Desarrollo temporal del *Amaranthus quitensis* en cada tipo de suelo.

La Figura 30 muestra la altura total del *Amaranthus quitensis*, considerando que otra metodología para conocer la tolerancia de la planta es a través de su crecimiento y sobrevivencia (Orellana Mendoza, 2017). El crecimiento del *Amaranthus quitensis* en el suelo testigo se consideró como rango para las otras especies (50.23 cm); la cual presentó una buena altura considerando que Bastidas Tibanquiza (2017) al usar esta especie en un suelo que no contenía Pb obtuvo una altura de 71 cm.

Se observó que en el suelo agrícola la especie se desarrolló mejor que en el testigo; todo lo contrario, ocurre en el suelo de servicio mecánico ya que a partir del día 90 llega a decrecer a 6.00 cm. En caso del suelo minero, este llega a crecer hasta 36.90 cm, pero no al nivel del suelo testigo que es de 50.45 cm. Generalmente, se observa que esta especie

llega a tener un crecimiento lento en sus primeras semanas de desarrollo, lo que coincide con la opinión de Mapes Sánchez y Espitia Rangel (2012).

Cabe resaltar que, la capacidad de absorción de las plantas radica en que estas desarrollen gran cantidad de biomasa durante su crecimiento; por lo que llega a ser un indicador importante para evaluar visualmente la tolerancia de la planta con el suelo (Coyago y Bonilla, 2016), y aunque las alturas no llegaron a 1 o 2 m, como lo define Syngenta (2017); se concluye que, el resultado del análisis biométrico expone que el *A. quitensis* posee tolerancia en suelos agrícolas y mineros.

4.5.5.2. Del *Chenopodium ambrosioides*

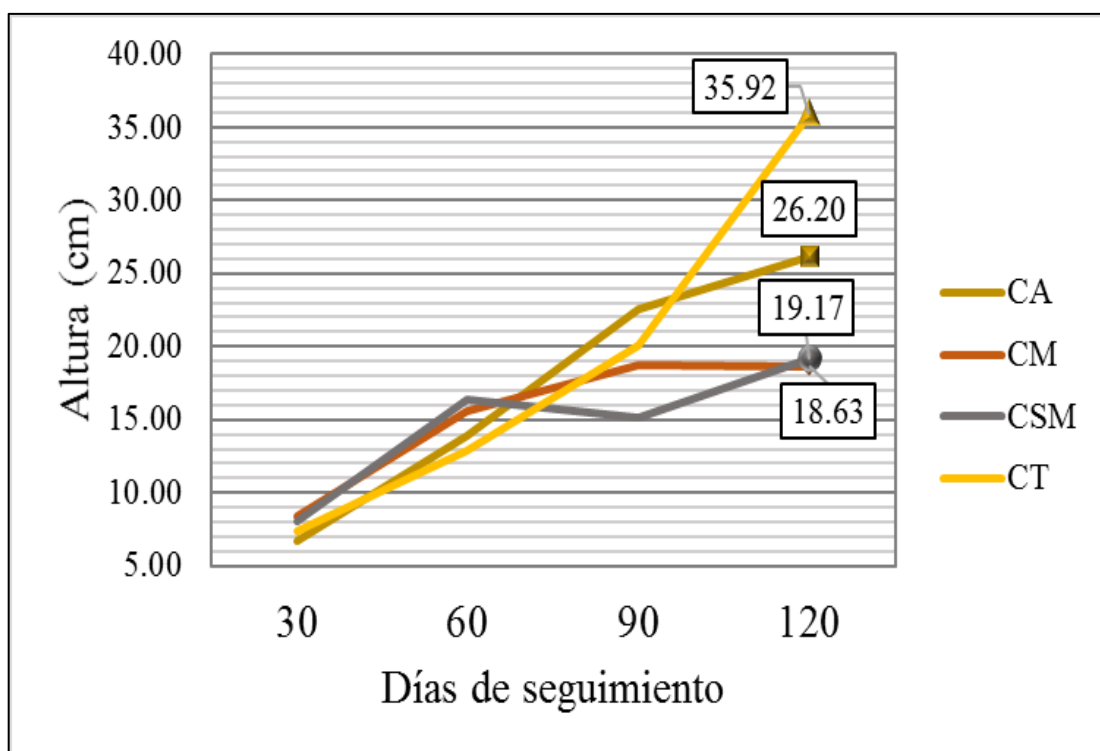


Figura 31. Desarrollo temporal del *Chenopodium ambrosioides* en cada tipo de suelo.

La Figura 31, muestra que ningún suelo con *C. ambrosioides*, llegó al nivel de 35.92 cm de altura del suelo testigo; el que presentó una menor concentración de Pb (126.56 mg/Kg), es el tamaño menor a 40 cm que menciona Gómez (2008) de acuerdo a su experimentación. Asimismo, el siguiente crecimiento mayor se dio en el suelo agrícola con 26.20 cm; pero cuando las concentraciones de Pb fueron altas, como en el caso del suelo

minero (397.63 mg/Kg), su crecimiento se vio comprometido ya que mantuvo una altura de 19.17 cm desde el día 90. Mediante esta curva de crecimiento, se apreció el resultado de los tratamientos dando a conocer que el *C. ambrosioides* crece normalmente en suelos agrícolas y mineros.

Los mayores cambios durante la fase de crecimiento se dieron durante los días 60 y 90; porque la especie va pasando a la edad adulta y esto se acelera por la exposición de Pb a la que están expuestas. También se observó que en el suelo mecánico la especie llegó a desarrollarse hasta 18.63 cm a pesar que durante los días 60 y 90 tuvo un ligero decrecimiento y que la concentración de Pb es menor a las demás (92.95 mg/Kg); esto se debe a que posee en su composición aceites y grasas de vehículos (hidrocarburos), los cuales perturba la actividad microbiana del suelo responsable de los procesos de mineralización de la materia orgánica que a su vez afecta la disponibilidad de los nutrientes requeridos para el crecimiento de las plantas (Acosta et al., 2011); además que, según Barrera Gallegos y Velecela Romero (2015) el aceite de motor usado en el suelo produce infertilidad y muerte, convirtiendo la materia vegetal en inerte.

4.5.5.3. *Del Tagetes minuta*

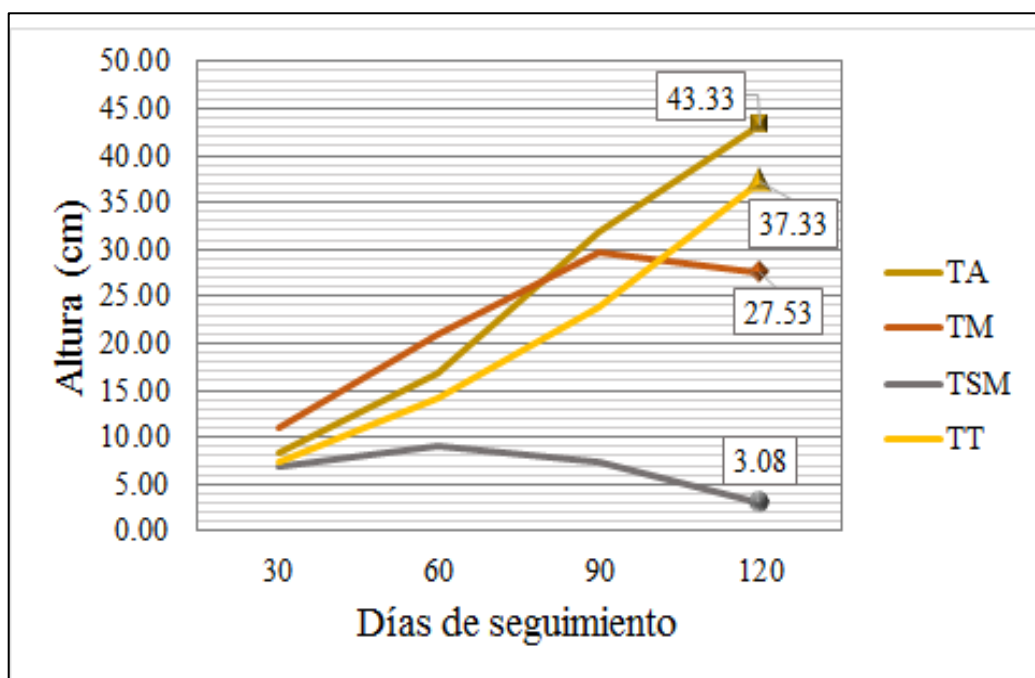


Figura 32. Desarrollo temporal del *Tagetes minuta* en cada tipo de suelo.

La Figura 32, muestra cuanto creció el *Tagetes minuta* durante la etapa experimental, llegando a apreciarse que en el día 90 la especie se había desarrollado correctamente en el suelo agrícola y minero; pero decreció en caso de este último y mantuvo su crecimiento en el agrícola llegando a la altura de 43.33 cm, altura menor a lo señalado por Schiavon et al. (2015) que aclaran que esta especie tiene la capacidad de alcanzar 1 a 2 m de altura.

Por otro parte, el resultado del decrecimiento del *Tagetes minuta* concuerda con lo descrito por Sharma y Dubey (2005), al mencionar que altos niveles de Pb desaceleraría el crecimiento de la planta; ya que la concentración de Pb del suelo minero fue de 397.63 mg/Kg. Mientras que para el suelo de servicio mecánico la especie comenzó a decrecer a partir de día 60 llegando a ser su altura final 3.08 cm, la altura más baja con respecto a los otros tratamientos; esto se debe por la composición que presenta el suelo y la falta de luz UV debido al color del suelo (Acosta et al., 2011). También se pudo observar que los niveles de salinidad se incrementaron para esas fechas, teniendo en cuenta que la salinización afecta el crecimiento del cultivo al aumentar el potencial osmótico de la solución del suelo (Singh, 2015). Se puede definir que, esta especie presenta un buen desarrollo en los tipos de suelo agrícola y minero.

4.6. Comparación de plomo con el pH y CE del suelo post tratamiento

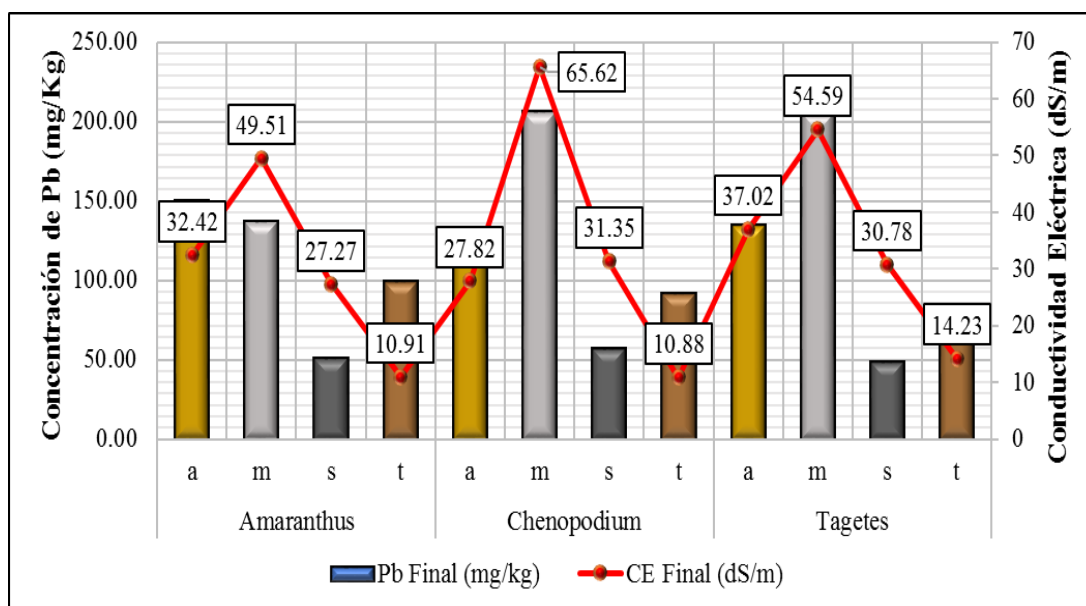


Figura 33. Comparación de la concentración de Pb y CE de cada especie vegetal.

La Figura 33 muestra que las relaciones de estas variables son directamente proporcionales, ya que cuando la concentración de Pb del suelo agrícola de la especie *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* es de 140.78, 132.18 y 134.40 mg/Kg respectivamente su CE es de 32.42, 27.82 y 37.02 dS/m; de la misma manera con el suelo agrícola puesto que sus concentraciones son de 136.75, 206.05 y 205.51 mg/Kg por especie su CE es de 49.51, 65.62 y 54.59 dS/m, comprobando así la relación directamente proporcional. Además, se presentó un aumento de la CE a medida que se reducía la concentración de Pb, caso similar se encontró en las investigaciones realizadas por Callirgos (2014); donde el incremento de la CE favoreció a la a la disponibilidad de cationes metálicos del suelo incrementando el desplazamiento del Pb. Sin embargo, en la investigación realizada por Díaz Dávila (2017) la CE disminuyó después del de tratamiento aplicado.

Por otra parte, estudios realizados por Julieta Salazar (2014) mostraron que la CE de los suelos superficiales que estudiaron no se relacionaron con la concentración de Pb en suelo; mientras que estudios realizados por Larios Bayona (2014) menciona que la

salinidad contribuye en la disponibilidad de absorción de los metales como el Pb. En caso del suelo de servicio mecánico la conductividad fue mayor a la concentración de Pb, esto se asemeja a la investigación de Huaquisto Cáceres (2014); ya que menciona que en suelos contaminados con aceites y grasas la CE tiende a incrementarse sustancialmente a baja contaminación de Pb.

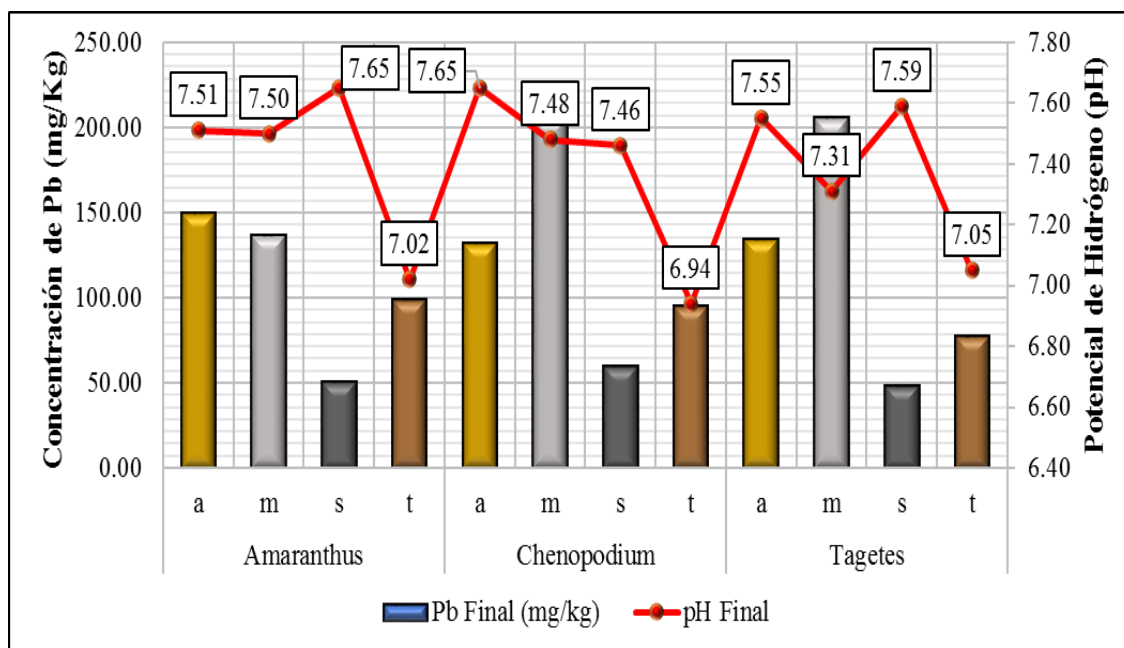


Figura 34. Comparación de la concentración de Pb y pH de cada especie vegetal.

En la Figura 34 se muestra que los menores valores de pH que se obtuvo fue en los suelos testigo, que contienen menor concentración de Pb (126.56 mg/Kg), de las especies *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* con 7.02, 6.94 y 7.05 respectivamente. Este parámetro del suelo está estrechamente relacionado con la absorción de metales pesados y su solubilidad (Prieto, González, Román, y García, 2009); además Bernal et al. (2007) menciona que el Pb es un metal que tiende a aumentar el pH en el suelo, pero los resultados que se obtuvieron muestran que en los suelos agrícola (317.18 mg/Kg) y minero (397.63 mg/Kg), donde había mayor concentración de Pb, no se llegó a disminuir el pH aun si la concentración había disminuido; por lo que se enfatiza que la cantidad de Pb inicial que tenía probablemente haya sido removida mayormente en el día 60; donde el pH tiende a ser moderadamente alcalino y se observa la reducción de la

misma. Asimismo, Mejía Domínguez (2011) menciona que el plomo en condiciones alcalinas precipita como hidroxilo, fosfatos o carbonatos promoviendo la formación de complejos orgánicos estables de Pb.

Según García Vargas (2006), la absorción de Pb como Pb metal en el suelo sigue la relación de Langmuir, incrementándose en función al incremento del pH. Sin embargo, Callirgos (2014) menciona que la absorción de Pb es pasiva y que se reduce al aumentar el pH. Por su parte, Blaylock et al. (1997) mostró que si el suelo presentaba un pH entre 5.5 y 7.5 la solubilidad del Pb era controlada por el fosfato o precipitados de carbonato por lo que poco Pb está disponible para las plantas aun si estas tuvieran en su genética la capacidad de acumular.

No obstante, los resultados que se obtuvieron en los suelos de servicio mecánico muestran que el pH es alcalino con valores de 7.65, 7.46 y 7.59 aplicando las especies *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* respectivamente como tratamiento; todo lo contrario al estudio realizado por Acosta et al. (2011); los cuales concluyeron que la presencia de aceites y grasas en el suelo disminuye el nivel de pH. Por otro lado, la investigación que realizó Huaquisto Cáceres (2014) sobre el comportamiento del pH en suelos con aceites y grasas de motor resultó menor que sus muestras contaminadas dando una relación inversa.

4.7. Determinación de los factores de traslocación, bioacumulación y bioconcentración de las plantas

Tabla 29. Valores de los factores por tratamiento.

Tratamiento	FT	FBA	FBR	FBCT
AA	1.75	0.09	0.05	0.14
AM	1.79	0.10	0.06	0.16
ASM	0.62	0.09	0.14	0.22
AT	7.83	0.19	0.02	0.22
CA	2.72	0.13	0.05	0.17
CM	0.49	0.03	0.06	0.08
CSM	0.50	0.15	0.29	0.44
CT	2.36	0.27	0.12	0.39
TA	1.65	0.10	0.06	0.15
TM	1.10	0.05	0.05	0.10
TSM	0.51	0.09	0.18	0.27
TT	2.42	0.12	0.05	0.16

La Tabla N°29 define el significado del valor obtenido en función a los factores determinados; donde se observa que el FT del *Chenopodium ambrosioides* es mayor en el suelo agrícola y testigo, indicando que son especies de tendencia fitoacumuladora en parte aérea, esto podría deberse a que el plomo se trasladó eficazmente hacia los órganos aéreos mediante las estomas y cutícula de la epidermis de la planta y porque en algunas especies este proceso se adapta mejor con el metal (Mejía Dominguez, 2011). Por otra parte, con esta misma especie, se obtiene una mejor eficiencia en el suelo de servicio mecánico de acuerdo al factor de FBCT mayor respecto a los demás tratamientos. Esta especie también es estabilizadora en el suelo minero y de servicio mecánico; es decir que sus raíces absorben más que en la parte aérea en estos sustratos; estos resultados son probablemente debido a que el Pb no se translocó fácilmente dentro de los tejidos vegetales debido a su toxicidad, según señala los hallazgos de (Liu et al., 2003). Al mismo tiempo, el *Tagetes minuta* en el suelo minero demuestra ser tolerante de acuerdo al FBCT, caso contrario a los resultados obtenidos por el estudio realizado por Benigno Vega (2018)

quién aplicó la misma especie para la remoción de Pb en relaves mineros, mostrando ser una especie excluyente. Además, las plantas con los factores de bioconcentración más altos (FBC) y los factores de translocación más bajos (FT) tienen el mayor potencial de fitoestabilización (Kachout et al., 2012), y al tener el *Chenopodium ambrosioides* 0.08 de FBCT en el suelo minero se le clasifica como excluyente.

De la misma manera se calculó los factores para el *Amaranthus quitensis*, donde el FT resultó tener mayor absorción en la parte aérea que radicular en la mayoría de suelos, a excepción del suelo de servicio mecánico que fue estabilizador; este último podría atribuirse a la inmovilización de Pb en las raíces y por lo tanto, a la restricción del movimiento ascendente (Ho, Ang, y Lee, 2008).

Asimismo, en el FBA y FBR para esta especie y la anterior se obtuvieron valores inferiores a 1, por lo mismo que las concentraciones en la parte aérea y radicular no fueron lo suficientemente significativas para considerarlas hiperacumuladoras en ambas partes, sin embargo, al comparar ambos factores, se observa valores de FBA superiores al FBR; por lo que, para el amaranto, se comprueba la tendencia de acumulación del metal en la parte aérea a diferencia de las plantas del suelo de servicio mecánico, donde la tendencia es fitoestabilizadora, es decir, que en esta zona se inmovilizó el metal durante el proceso de crecimiento (Bolan, Park, Robinson, Naidu, y Huh, 2011); lo mismo que concuerda con los valores de FT respectivos de cada planta mayores a 1, comprobando que el *Amaranthus quitensis* tiene la tendencia a acumular plomo en su parte aérea y tendencia fitoestabilizadora en el tercer suelo, este último probablemente por el mecanismo de inmovilización del metal en la matriz del suelo que redujo la biodisponibilidad extraíble (Ferrera Cerrato, Rojas Avelizapa, Poggi Varaldo, Alarcón, y Cañizares Villanueva, 2006). Y para el *Chenopodium ambrosioides*, ocurren mecanismos similares, solo que, a diferencia de los valores obtenidos con la primera especie, esta segunda planta tiende a comportarse como fitoextractora en el suelo agrícola y el suelo testigo, puesto que tiende a absorber y translocar eficazmente el plomo en su biomasa vegetal por encima del suelo;

y con una tendencia fitoestabilizadora en el suelo del taller mecánico y minero, porque la planta, en el proceso exuda radicales que contribuyen a la precipitación del plomo y reduce su biodisponibilidad quedando retenida en la matriz del suelo (Sangabriel et al., 2006). A pesar de ello, considerando los valores del FBCT, casi todas las plantas demostraron ser tolerantes. Caso similar se vio en los estudios realizados por Leon Menacho (2017) donde mostró que sus especies eran también tolerantes y fitoestabilizadoras.

Finalmente, evaluando los factores en el *Tagetes minuta*, se obtuvieron valores de FT mayores a 1 en el sustrato agrícola, minero y testigo, indicando junto a sus valores de FBA mayores a los de FBR, que esta planta posee la tendencia a acumular el plomo más en sus órganos de biomasa aérea (hojas, tallo e inflorescencia); todo lo contrario sucede con los factores resultantes de FT, FBA y FBR del suelo de servicio mecánico, donde el huacatay demuestra mejor afinidad de acumulación del mismo metal en su zona radicular con tendencia fitoestabilizadora del mismo metal. Resultados que según Sas-Nowosielska et al. (2004) en situaciones de descontaminación, la eliminación de la vegetación contaminada sería económicamente más efectiva que la eliminación del suelo contaminado.

Respecto a los valores de FBCT, se evidenció tolerante en los 4 tipos de suelo, apoyando la opinión de Mendoza Martell (2014) quien considera que una planta es acumuladora-tolerante cuando es capaz de sobrevivir a un suelo con niveles altos de metales, acumulándolo en su estructura vegetal. Así también, los resultados obtenidos, coinciden con el estudio realizado por Julieta Salazar (2014) quien obtuvo en sus resultados una considerable contribución por parte del tallo del *Tagetes minuta* ya que si bien este no fue el órgano que presentó mayores concentraciones de Pb, en términos absolutos, mostró ser el principal destino de la acumulación de plomo por la planta; además, menciona que los elevados factores de translocación en plantas del suelo testigo pueden indicar un proceso natural presente en esta especie, lo que le permite movilizar

este metal no esencial, caso contrario si el proceso se inhibe, indica que se alcanzaron las concentraciones de saturación/toxicidad para este metal en las plantas.

4.8. Comparación de plomo con biomasa vegetal

De acuerdo al peso obtenido antes y después del tratamiento, y la concentración de plomo inicial y final; a continuación, se describe la relación:

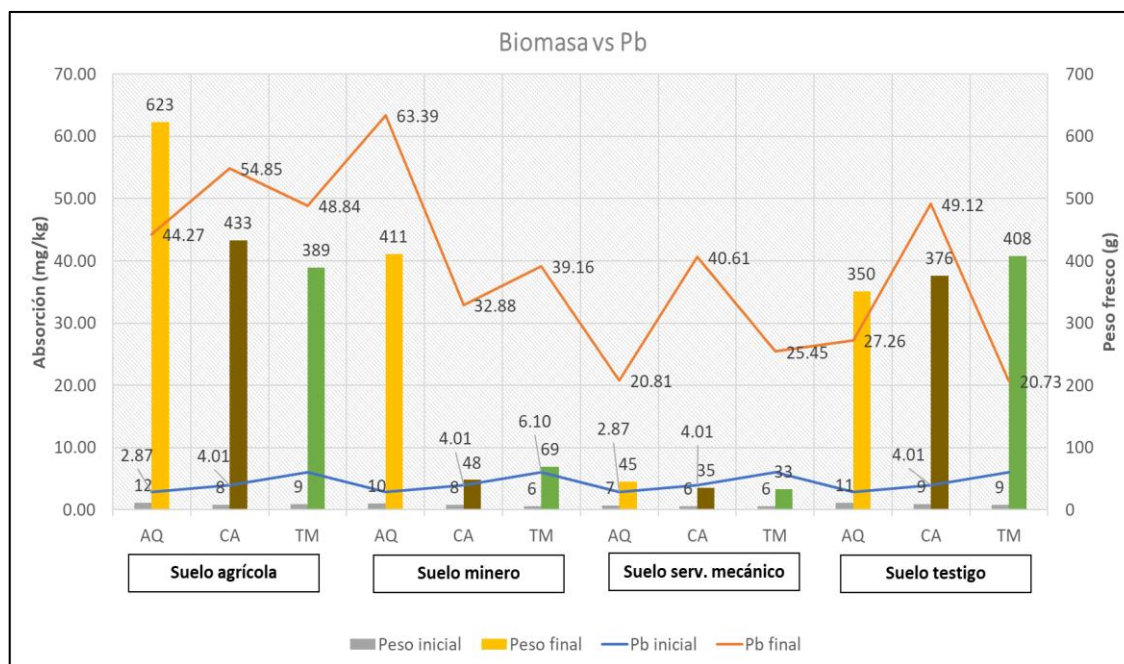


Figura 35. Comparación de plomo vs biomasa vegetal.

De acuerdo a la Figura 35, se puede observar que la concentración de Pb no necesariamente se comporta directamente en proporción al peso fresco de cada planta. En el suelo agrícola el *Chenopodium ambrosioides* fue la especie que más concentró plomo, pero el *Amaranthus quitensis* obtuvo mayor biomasa. Seguidamente, en el suelo minero, el que obtuvo mayor peso y concentración de Pb fue el amaranto.

Asimismo, en el suelo de servicio mecánico el *Chenopodium* presentó mayor valor de concentración final, pero el ataque fue el de mayor peso. Finalmente, en el suelo testigo, se registraron valores máximos de concentración del metal en el paico y mayor peso de la planta del huacatay. Sin embargo, aunque en biomasa predomine el *Amaranthus quitensis*, con el *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* se evidenciaron mayores

concentraciones de plomo en suelo agrícola, y el *Amaranthus* se desarrolló mejor con acumulación en el suelo minero.

4.9. Evaluación y análisis estadístico de la capacidad de acumulación

4.9.1. Evaluación de remoción de plomo en el suelo

Tabla 30. Remoción de Pb de acuerdo a las concentraciones pre y post tratamiento de los suelos.

Tipo de suelo	Tipo de planta	Pb (mg/kg)		Remoción	
		Inicial	Final	(mg/kg)	(%)
Agrícola	<i>Amaranthus quitensis</i>	317.18	149.78	167.40	52.78
	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	317.18	132.18	185.00	58.33
	<i>Tagetes minuta</i>	317.18	134.40	182.78	57.63
Minero	<i>Amaranthus quitensis</i>	397.63	136.75	260.88	65.61
	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	397.63	206.05	191.58	48.18
	<i>Tagetes minuta</i>	397.63	205.51	192.12	48.32
Servicio mecánico	<i>Amaranthus quitensis</i>	92.95	50.51	42.44	45.66
	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	92.95	56.77	36.18	38.92
	<i>Tagetes minuta</i>	92.95	48.43	44.52	47.90
Testigo	<i>Amaranthus quitensis</i>	126.56	98.99	27.57	21.79
	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	126.56	91.84	34.72	27.43
	<i>Tagetes minuta</i>	126.56	77.16	49.40	39.04

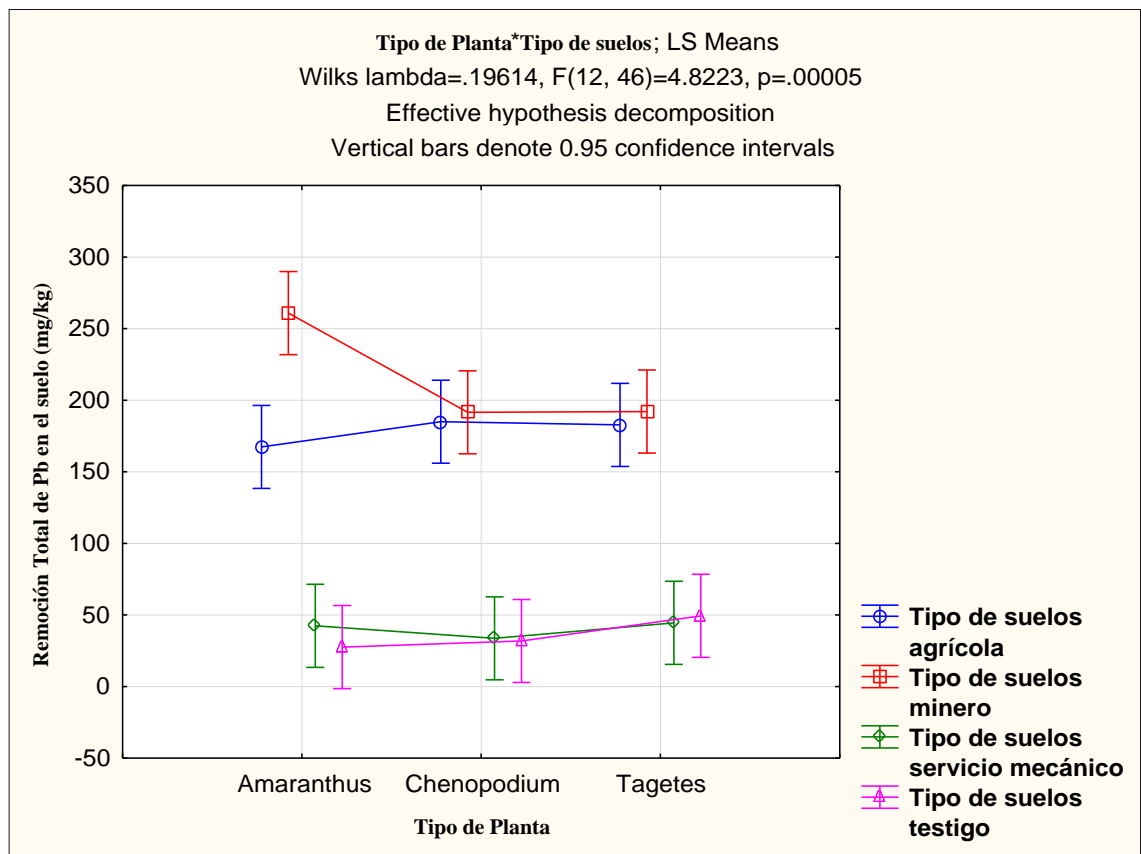


Figura 36. Remoción total de Pb (mg/Kg).

La Figura 36 presenta la remoción total de Pb de los 4 suelos con cada una de las especies adventicias, de acuerdo a las tablas estadísticas del Anexo N°14 se obtuvo un valor $p < 0.5$, demostrando significancia estadística entre la interacción del tipo de suelo y el tipo de planta. En caso del suelo agrícola se llegó a remover más con el *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* lo que resulto en concentraciones cercanas a 200 mg/Kg. En caso del suelo minero la planta que tuvo mayor absorción fue el *Amaranthus quitensis*, superando en cierta medida al *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta*; porque según describe la investigación de Trujillo Blanco (2013), el *Chenopodium* crece cerca de los relaves mineros; dando a conocer que por su genética presentan tolerancia en este tipo de suelo.

No obstante, en el suelo de servicio mecánico la remoción fue menor a las demás en los tres tipos de plantas; puesto que la presencia del aceite altera los procesos de intercambio en los ecosistemas (Fong Silva, Quiñonez Bolaños, y Tejada Tovar, 2017). Las

especies que llegaron a absorber el Pb y a tolerar las características de este suelo (presencia de hidrocarburos) fue el *Amaranthus quitensis* y el *Tagetes minuta*; por lo que podría incluirse dentro de las especies capaces de descontaminar suelos con hidrocarburos, como: *Zea mays L.*, *Panicum maximum Jacq.*, *Paspalum virgatum L.*, *Echinochloa polystachya H.B.K.*, *Sorghum vulgare L.*, *Phaseolus vulgaris L* (Ferrera Cerrato et al., 2006).

Todas las especies superaron el estándar considerablemente; sin embargo, en el suelo de servicio mecánico no hay mucha diferencia, esto se debe a que este suelo contenía grasa y aceite lo que provocó que la especie no se desarrollara como las demás y por ende su proceso de absorción se viera ligeramente afectado ya que se ve en los resultados que si logró absorber Pb.

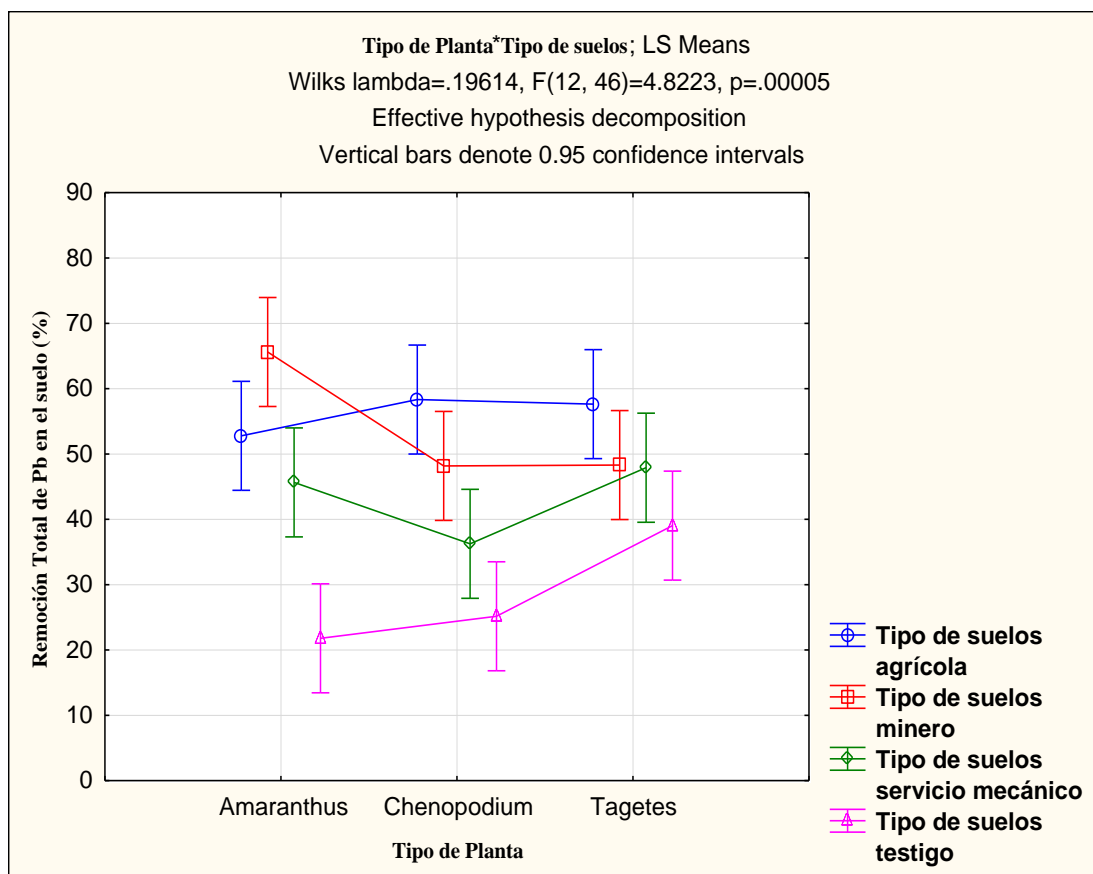


Figura 37. Remoción total de Pb (%).

La Figura 37 presenta el porcentaje (%) total de remoción en el suelo, donde se evalúa que todos los suelos llegaron a ser removidos superando el estándar planteado (suelo testigo); siendo el suelo minero donde se obtuvo una mayor remoción de 65% con el *Amaranthus quitensis*, en el suelo agrícola con el *Chenopodium ambrosioides* con un 59% de remoción de Pb y en el suelo de servicio mecánico se removió un 49% con el *Tagetes minuta*. No obstante, aunque todas las especies lograron remover el Pb en los diferentes tipos de suelo siempre hay una especie en particular que resalta en cada suelo y esto se debe que durante el proceso de experimentación estas especies comenzaron a tener más afinidad y tolerancia. Trujillo Blanco (2013) apela lo siguiente, un suelo que contiene aceite residual mezclado con el suelo reduce las propiedades físico mecánicas del suelo arcilloso de baja plasticidad; existiendo una correlación inversa de las características físico mecánicas, de plasticidad, densidad seca máxima, contenido de humedad, permeabilidad, cohesión y resistencia a compresión simple, con el contenido de aceite residual.

4.9.2. Evaluación de absorción de plomo en la planta

Tabla 31. Absorción de Pb de acuerdo a las concentraciones pre y post tratamiento de las plantas.

Tipo de suelo	Tipo de planta	Pb (mg/kg)		Absorción (mg/kg)
		Inicial	Final	
Agrícola	Amaranthus quitensis	2.87	44.27	41.40
	Chenopodium ambrosioides	4.01	54.85	50.84
	Tagetes minuta	6.10	48.84	42.74
Minero	Amaranthus quitensis	2.87	63.39	60.53
	Chenopodium ambrosioides	4.01	32.88	28.87
	Tagetes minuta	6.10	39.16	33.07
Servicio mecánico	Amaranthus quitensis	2.87	20.81	17.95
	Chenopodium ambrosioides	4.01	40.61	36.60
	Tagetes minuta	6.10	25.45	19.35
Testigo	Amaranthus quitensis	2.87	27.26	24.40
	Chenopodium ambrosioides	4.01	49.12	32.21
	Tagetes minuta	6.10	20.73	14.63

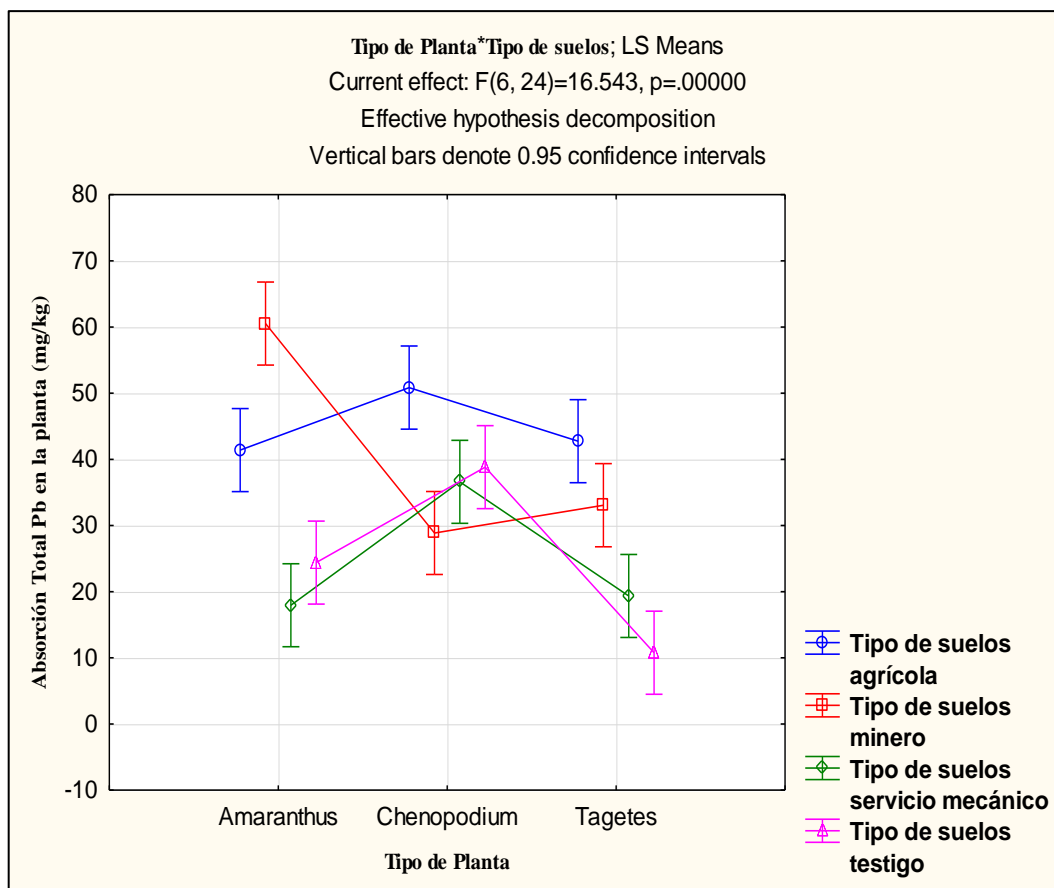


Figura 38. Absorción de Pb (mg/kg).

Conforme a los resultados presentados en la Figura 38 de absorción de plomo y el análisis estadístico descrito en el Anexo N°14, se obtuvo un p-value inferior a 0.5, indicando que si existe diferencia significativa entre las medias de absorción de todos los tratamientos. Por otro lado, se evidencia que la especie *Amaranthus quitensis* absorbió mayor cantidad de plomo en el suelo minero con 60.53 mg/kg, continuando con un segundo valor mayor de absorción de 41.40 mg/kg en el suelo agrícola y menor absorción de plomo en el suelo testigo con 24.40 mg/kg y minero con 17.95 mg/kg. Paralelamente, la especie *Chenopodium ambrosioides* obtuvo mayor absorción en el suelo agrícola y testigo con 50.84 mg/kg y 38.82 mg/kg y valores menores de absorción en la interacción con los suelos de servicio mecánico y minero con 36.60 mg/kg y 28.87 mg/kg respectivamente. Finalmente, la tercera especie, obtuvo mayor cantidad de absorción en el suelo agrícola con un valor de 42.74 mg/kg y minero con un valor de 33.07 mg/kg, seguido del suelo de servicio mecánico y testigo con resultados de 19.35 mg/kg y 14.63 mg/kg.

Según Evgeny (2001) todavía no se han explotado todas las potencialidades de fitorremediación en suelos con la especie del amaranto, sin embargo, en las investigaciones que se han realizado se ha visto una buena respuesta y efectividad como planta fitoacumuladora de metales. Asimismo, los resultados presentados con la interacción del *Amaranthus*, concuerdan con el estudio de Mejía y Herrera Ramírez (2012), quienes usaron tres especies de la familia del amaranto sobre suelos contaminados con plaguicidas y obtuvieron absorción por cada planta entre 24 y 27 plaguicidas con mayor cantidad de absorción en la parte aérea que radicular. También concuerda con otro estudio realizado por Opeolu et al. (2005) usando *Amaranthus cruentus* con/sin EDTA sobre suelos con plomo, donde concluye que su mayor concentración fue de 68.3 ppm con EDTA y 52.8 ppm en un tratamiento solo con plomo, por lo que no encontró cambios significativos en el crecimiento de la planta. Así como la investigación de Bonilla Valencia (2013) que obtuvo 42.92 % de absorción con la especie *Amaranthus hybridus*. Sin embargo, investigaciones como la de Kos et al. (2003) obtuvieron 14.32 mg/kg usando *Amaranthus sp.* y Ramírez Sánchez (2017) usando *Amaranthus dubius* obtuvo como resultados concentraciones de absorción menores a 10 mg/kg en un sustrato con 600 mg/kg, discrepando con los resultados por el uso de distintas especies.

Respecto al *Chenopodium ambrosioides*, un estudio realizado por Benigno Vega (2018) obtuvo una absorción de 398.65 mg/kg de plomo, resultado mayor al del presente estudio. Y también, Wen-hui Zhang et al. (2012) menciona que sus resultados de absorción fueron de 30 a 40% con dicha especie, evidenciando que tiene capacidad de acumular metales, en base microbiológica, por la presencia de bacterias resistentes en la parte radicular que aportan en el crecimiento y eficiencia sobre suelos con presencia de plomo.

Por otra parte, conforme a los resultados del *Tagetes minuta*, el estudio de Salazar y Pignata (2014) opinan que esta especie tiene potencial fitoacumulador por sus datos de absorción de 380.5 mg/kg de un suelo con 1600 mg/kg. Lo mismo que coincide con el estudio de Del Carmen Sosa et al. (2016) que registraron un valor máximo de absorción de

41.42 mg/kg de Pb en dicha planta adventicia. Los resultados del huacatay también concuerdan con la experimentación de Miranda Pazcel (2017) quien estudió la absorción del *Tagetes* y registró un valor máximo de 71 mg/kg, demostrando que el *Tagetes* es capaz de fitorremediar suelos con plomo con una efectividad propia de la especie. No obstante, Salazar et al. (2016) solo obtuvieron 12.25 mg/kg de plomo absorbido en la planta de un suelo con 374 mg/kg de Pb inicial.

De forma general, los resultados obtenidos de absorción indican cierta tolerancia de las mencionadas especies para sobrevivir en suelos con plomo, lo que posiblemente para otras plantas puede ser tóxico, lo mismo que desde un punto de vista genético, es fundamental en la interacción del genotipo y su medio (Macnair, 2002).

4.9.3. Evaluación de concentraciones de plomo por tratamiento

4.9.3.1. Comparación de las concentraciones antes y después del tratamiento

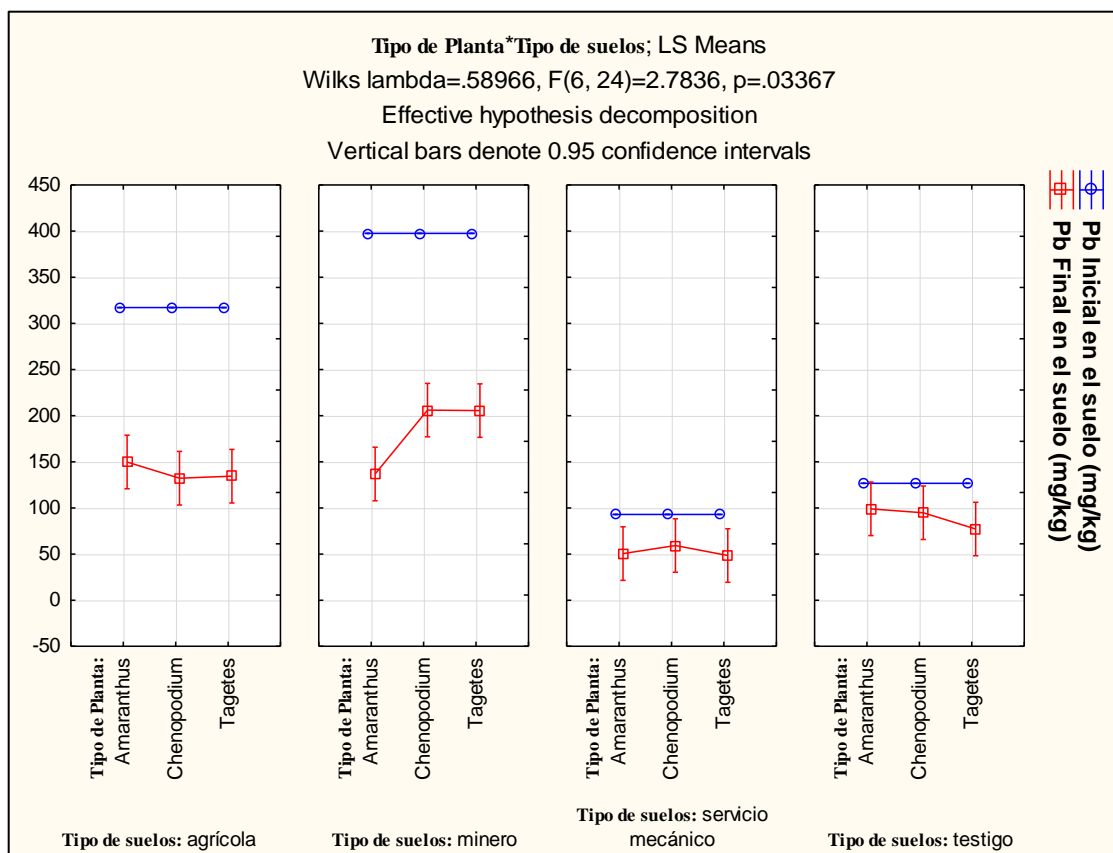


Figura 39. Comparación de las concentraciones de Pb en el suelo antes y después del tratamiento.

La Figura 39 muestra la comparación de Pb inicial y final en el suelo, donde se concluye que si llegó a existir remoción de Pb en todos los tipos de suelos evaluados; de acuerdo al t-student para muestras independientes y el ANOVA mostrados en el Anexo 14 los datos presentaron una diferencia entre las medias y un nivel de significancia considerable, dando credibilidad al tratamiento aplicado. Siendo los que presentaron mayor concentración inicial los que se llegaron a ser removidos en mayor cantidad, para el caso del suelo de servicio mecánico no se logró obtener una remoción significativa por los compuestos que contenía (aceites y grasas). Además, se puede observar que en el suelo testigo, que tuvo una menor concentración de Pb a diferencia del resto tampoco hay una remoción significativa, por lo que podemos concluir en este aspecto que a una mayor concentración de Pb la planta se va adaptando y se logra una mayor remoción, esto convierte a estas especies en una gran opción para proyectos relacionados remediación de suelo. En el suelo de servicio mecánico, Trujillo Blanco (2013) menciona que la contaminación por aceite Diesel aumentó la respiración microbiana, mientras que la gasolina tenía poco efecto sobre este parámetro, especialmente en el suelo arenoso. La grafica muestra que a una mayor concentración inicial, mayor concentración final, esto se ajusta a lo que experimenta Mendoza Martell (2014) con el *Tagetes minuta*; donde sus resultados indicaron una tendencia general de aumento en la extracción de Pb a medida que aumentaban las concentraciones de plomo en el suelo (hasta los 600 mg kg⁻¹ PS, ya que se observó un fuerte decaimiento para el nivel más elevado).

4.9.3.2. Plomo final en el suelo

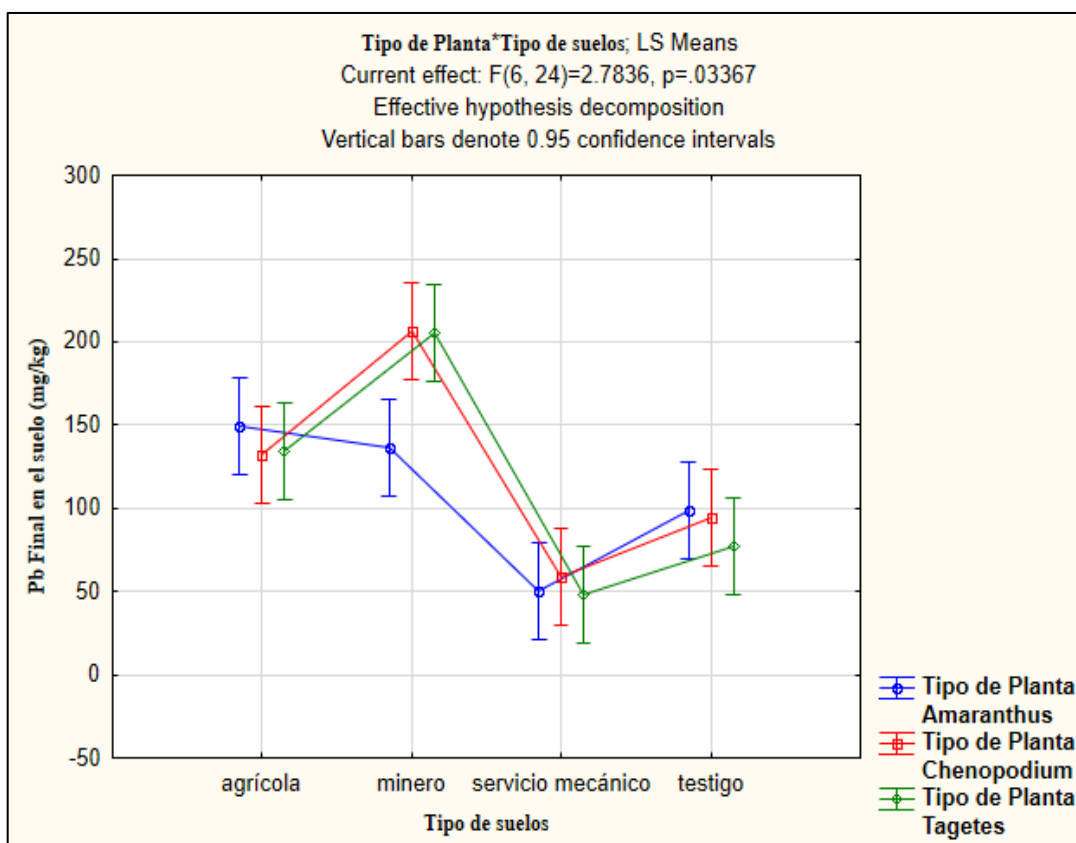


Figura 40. Concentración de la concentración de Pb final (mg/kg) en cada tipo de suelo.

Conforme a los resultados presentados en la figura 40, se observa la concentración final de plomo en cada tipo de suelo y el análisis de varianza aleatorio a 95% de confianza proporciona como resultado un p value < 0.05 (ver Anexo N°14), lo que es indicador de que si existe significancia entre la interacción del tipo de suelo y tipo de planta respecto a las concentraciones de plomo después del tratamiento. Además, se observa que en el suelo agrícola aplicando el tratamiento con las tres especies mencionadas, se obtuvo una menor concentración de plomo final suelo con la especie del *Chenopodium ambrosioides* con un valor de 132.18 mg/kg. A diferencia del tratamiento en el suelo minero, donde se obtuvo menor cantidad de plomo gracias a la especie *Amaranthus quitensis* con 136.75 mg/kg.

Por otro lado, la planta que más redujo la concentración final del metal en el suelo de servicio mecánico fue el *Tagetes minuta* con un valor de 48.43 mg/kg. Finalmente, de

forma similar se evidencia que en el suelo testigo, con la especie *Tagetes minuta* también se obtuvo menor concentración de 77.16 mg/kg de plomo al finalizar el tratamiento. Demostrando que el huacatay provocó cambios significativos de concentración de Pb en los suelos de servicio mecánico y testigo. Mientras que el paico y huacatay lo hicieron considerablemente en el suelo agrícola; y el ataco en el suelo minero.

Otros estudios presentan valores mayores de remoción, como el de Paiva Prado (2015), quien obtuvo mayor extracción con la especie *A. spinosus* con un valor de 400 mg/kg de un suelo con 600 mg/kg de Pb. Asimismo, Ortiz-Cano et al. (2009) obtuvo una remoción de 39% en su sustrato de experimentación con 300 mg/kg de plomo aplicando la especie *A. hybridus*, perteneciente a la misma familia amarantácea. De la misma forma, comparando los resultados de remoción con otras investigaciones usando a la especie del *Chenopodium ambrosioides*, se tiene el estudio de Benigno Vega (2018), donde obtuvo una mayor remoción en un sustrato con 100% de relave minero con 331.96 mg/kg de Pb concentración final y el de Wen-hui Zhang et al. (2012) quienes obtuvieron concentraciones de aprox. 60% de Pb respecto a su concentración inicial antes del tratamiento.

Posteriormente, los resultados presentados por el huacatay discrepan del valor obtenido de 361.75 mg/kg por Salazar et al. (2016) como cantidad de Pb final en sus suelos. Sin embargo, proporcionalmente son similares a los estudios de Salazar y Pignata (2014) que registraron concentraciones post de 1219.5 mg/kg y al de Miranda Pazcel (2017) que obtuvo 57 % de Pb final.

Estos cambios en la concentración de plomo después del tratamiento se deba a los cambios fisiológicos de las plantas, así como el perfil genético que permite que este tipo de especies se adapten fácilmente a condiciones ambientales extremas, lo mismo que permite que presenten tolerancia al metal incorporándolo en sus tejidos y permitiendo su acumulación de acuerdo al umbral de cada planta (Miranda Pazcel, 2017).

4.9.3.2.1. Comparación con normativa nacional e internacional

Una vez obtenidos los resultados, se realizó una comparación de las concentraciones de plomo con la normativa nacional ECA para Suelo D.S. 011-2017-MINAM y otras normas internacionales de otros países como México, Alemania, Suecia, Noruega, España, Canadá, Ecuador y Argentina (ver complemento en el Anexo N°13), los cuales denominan los respectivos límites descritos en la Tabla N°32.

Tabla 32. Comparación de las concentraciones de Pb en el suelo con la norma nacional e internacional

Tratamientos	Resultados		Norma Nacional	Norma Internacional								
	Inicial	Final		México	Alemania	Suecia	Noruega	España	Canadá	Ecuador	Argentina	
AA	317.18	149.78	70	400	70	82	60	50	70	100	375	
CA	317.18	132.18	70	400	70	82	60	50	70	100	375	
TA	317.18	134.40	70	400	70	82	60	50	70	100	375	
AM	397.63	136.75	800	800	70	82	60	-	600	100	1000	
CM	397.63	206.05	800	800	70	82	60	-	600	100	1000	
TM	397.63	205.51	800	800	70	82	60	-	600	100	1000	
ASM	92.95	50.51	800	800	70	82	60	-	600	100	1000	
CSM	92.95	56.77	800	800	70	82	60	-	600	100	1000	
TSM	92.95	48.43	800	800	70	82	60	-	600	100	1000	
AT	126.56	98.99	70	400	70	82	60	50	70	100	375	
CT	126.56	91.84	70	400	70	82	60	50	70	100	375	
TT	126.56	77.16	70	400	70	82	60	50	70	100	375	

A continuación, la comparación gráfica de los resultados de Pb con las normas mencionadas:

- Para suelo agrícola

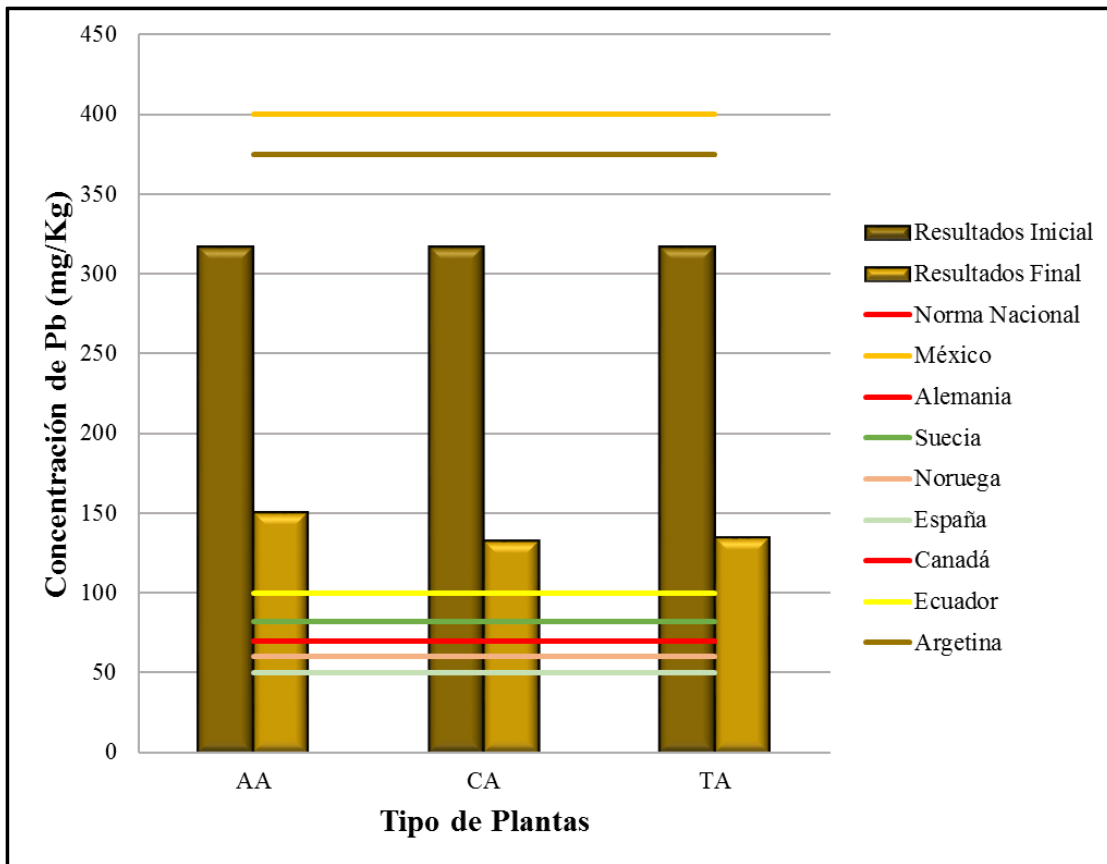


Figura 41. Comparación de Pb final del suelo agrícola con la norma nacional e internacional.

La Figura 41 muestra los resultados de concentración inicial y final de Pb en el suelo agrícola en base al Estándar de Calidad Ambiental (ECA, D.S. 011-2017-MINAM) y las normas internacionales, se observa la reducción de concentración de Pb inicial; sin embargo, ambas concentraciones exceden el ECA y las otras normativas internacionales, considerando que Alemania y Canadá manejan el mismo límite que Perú. Las normas con las que si cumplieron fueron la de México y Argentina cuyos límites son 400 y 375 mg/Kg respectivamente. A pesar de que la concentración final de Pb no cumplió con el límite se acercó al estándar que establece Ecuador, 100 mg/Kg. También, se ve que España y Noruega son más estrictos en cuanto al tema de contaminación de suelos a diferencia de México y Argentina.

- Para suelo minero

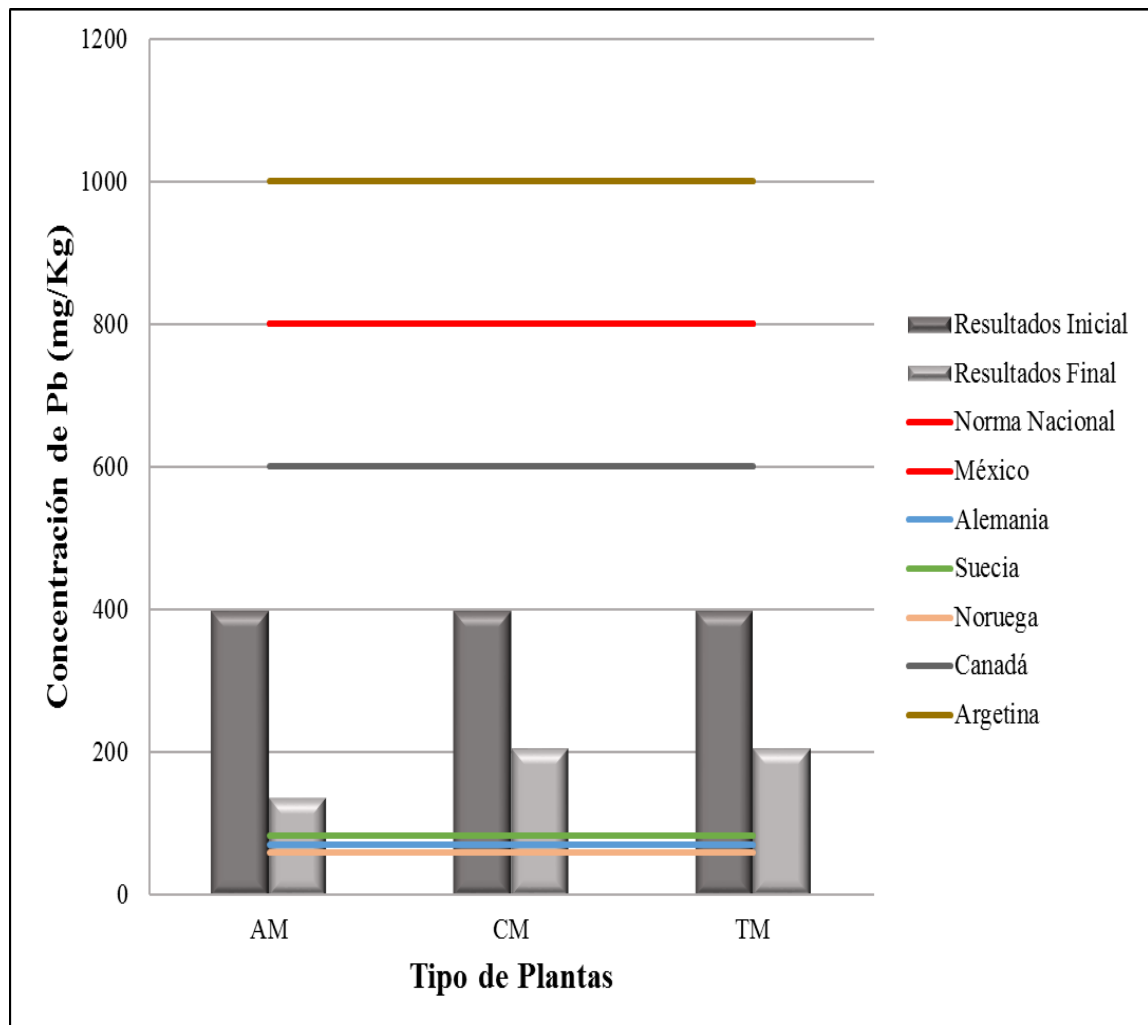


Figura 42. Comparación de Pb final del suelo minero con la norma nacional e internacional.

La verificación del cumplimiento de los estándares nacionales e internacionales se observa en la Figura 42, donde la concentración inicial de Pb (397.63 mg/Kg) cumple con lo estipulado por Argentina y México (1000 y 800 mg/Kg) y por la normativa peruana; que establece un límite de 800 mg/Kg para suelos industriales. Para el caso de este suelo la especie trasplantada *Amaranthus quitensis*, había llegado a minimizar mayor el Pb en comparación a las otras especies, y llegando a estar más cerca de cumplir con la norma ecuatoriana; siendo la relación de remoción *Chenopodium ambrosioides*>*Tagetes minuta*>*Amaranthus quitensis*.

- Para suelo de servicio mecánico

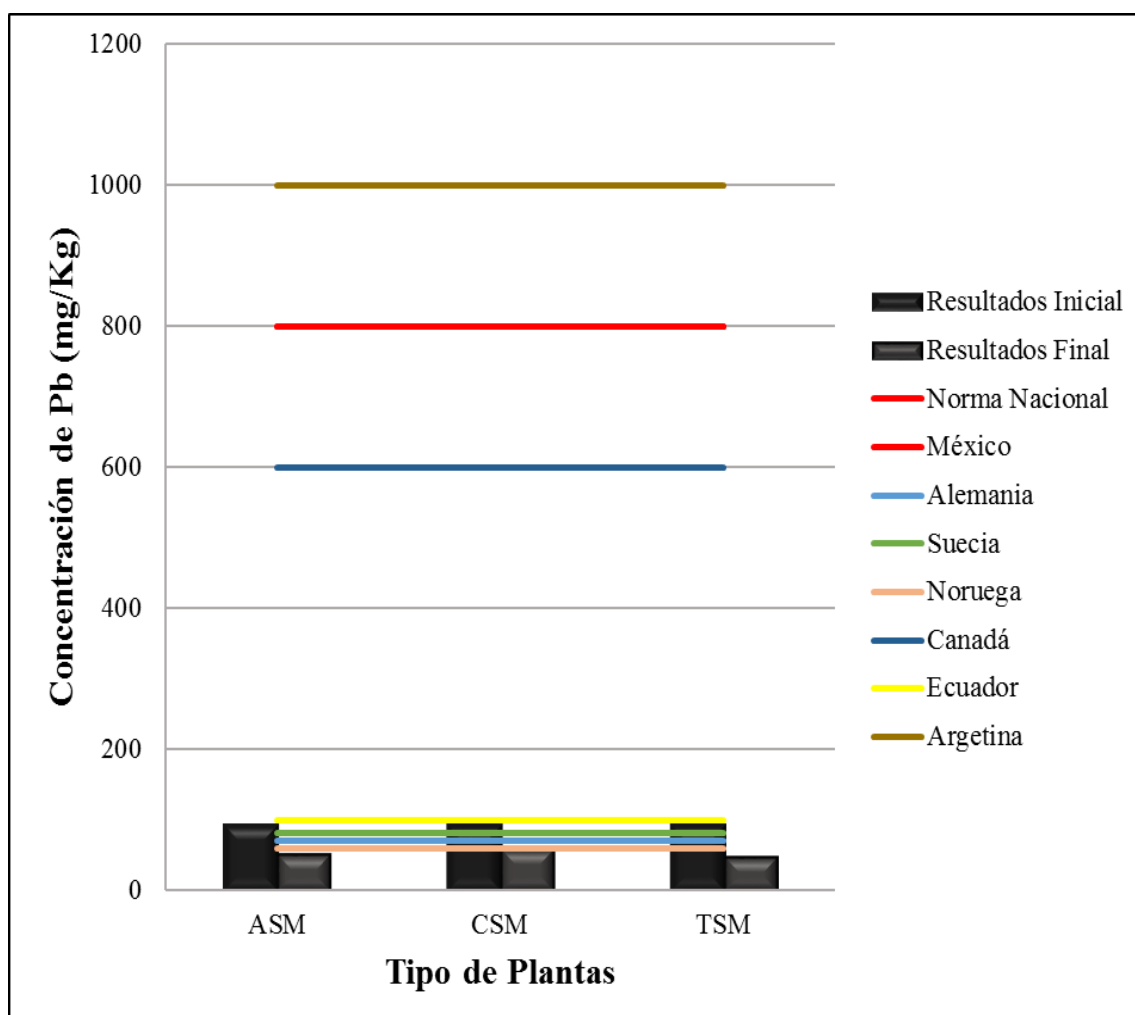


Figura 43. Comparación de Pb final del suelo de servicio mecánico con la norma nacional e internacional.

La Figura 43 muestra que las concentraciones iniciales de Pb (92.95 mg/Kg) no sobrepasa los estándares internacionales (México, Argentina y Ecuador) y nacional; sin embargo, la concentración es alta según los estándares de Noruega, Alemania y Suecia. Si bien es cierto que la concentración inicial estaba dentro del estándar peruano y que la concentración final también cumple con la norma peruana, la diferencia radica en que esta última si llega a cumplir con todas las normas internacionales y nacional; teniendo en cuenta que la norma más exigente lo tiene Alemania con 70 mg/Kg y que los resultados de concentración final fue de 50.51, 56.77 y 48.43 mg/Kg para las especies *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* respectivamente.

- Para suelo testigo

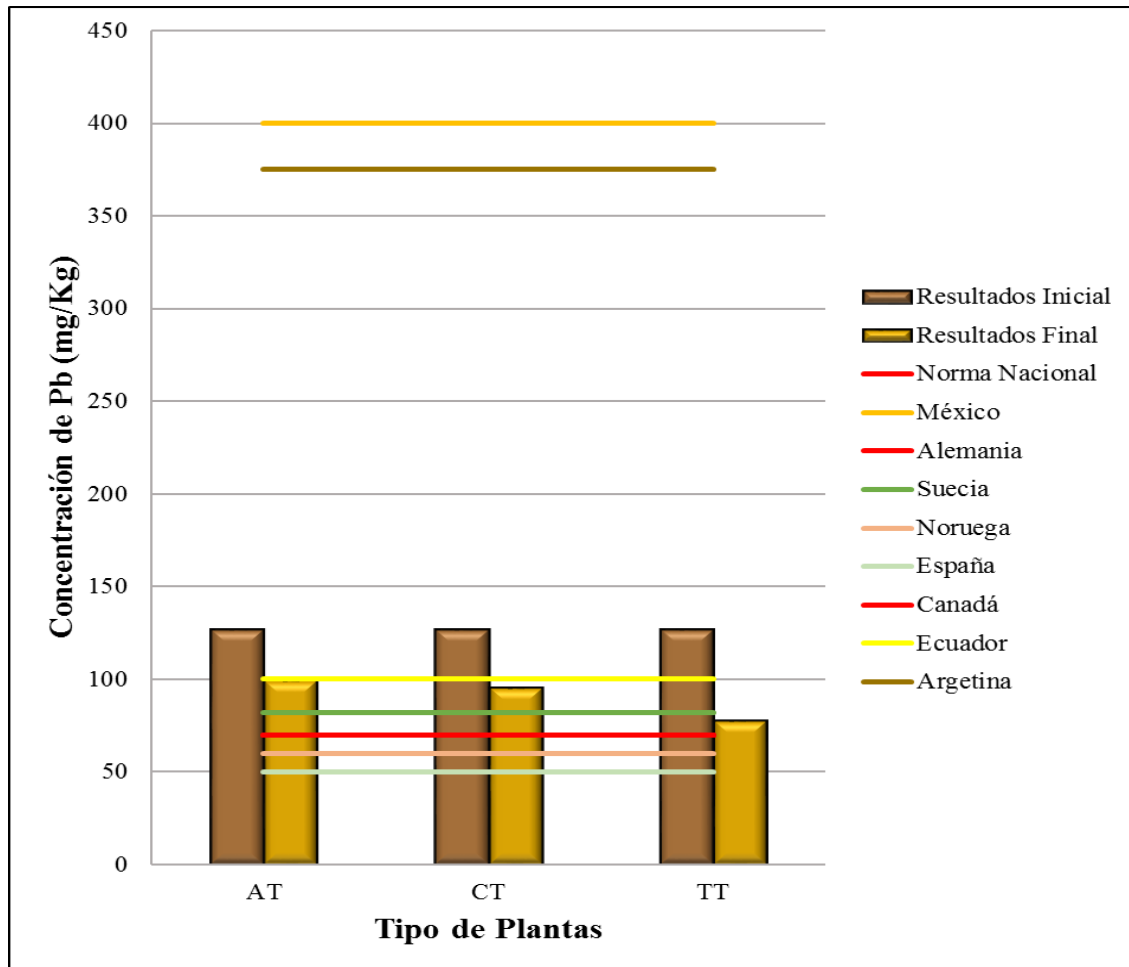


Figura 44. Comparación de Pb final del suelo testigo con la norma nacional e internacional.

Para el caso del suelo testigo (Figura 44) las concentraciones iniciales de Pb sobrepasaban la normativa de Suecia, Alemania, Noruega, Ecuador, España; pero no la de México, Argentina y Perú cuyos rangos a considerar será de 800, 1000 y 800 mg/Kg correspondientemente. Mientras que, las concentraciones finales de Pb si llegaron a reducirse por lo que se encontraron dentro de lo determinado por Ecuador, Suecia, Alemania, Noruega y España que instituyeron límites de 100, 82, 70, 60 y 50 mg/Kg respectivamente. También, se puede observar que estos países presentan normas más estrictas a la peruana; considerando que se aplicó el estándar para suelos agrícolas. Por

lo que se observa el *Tagetes minuta* está más cerca de cumplir con el estándar peruano, alemán y canadiense (70mg/Kg).

4.9.3.3. Plomo final en las plantas

4.9.3.3.1. Concentración por órganos

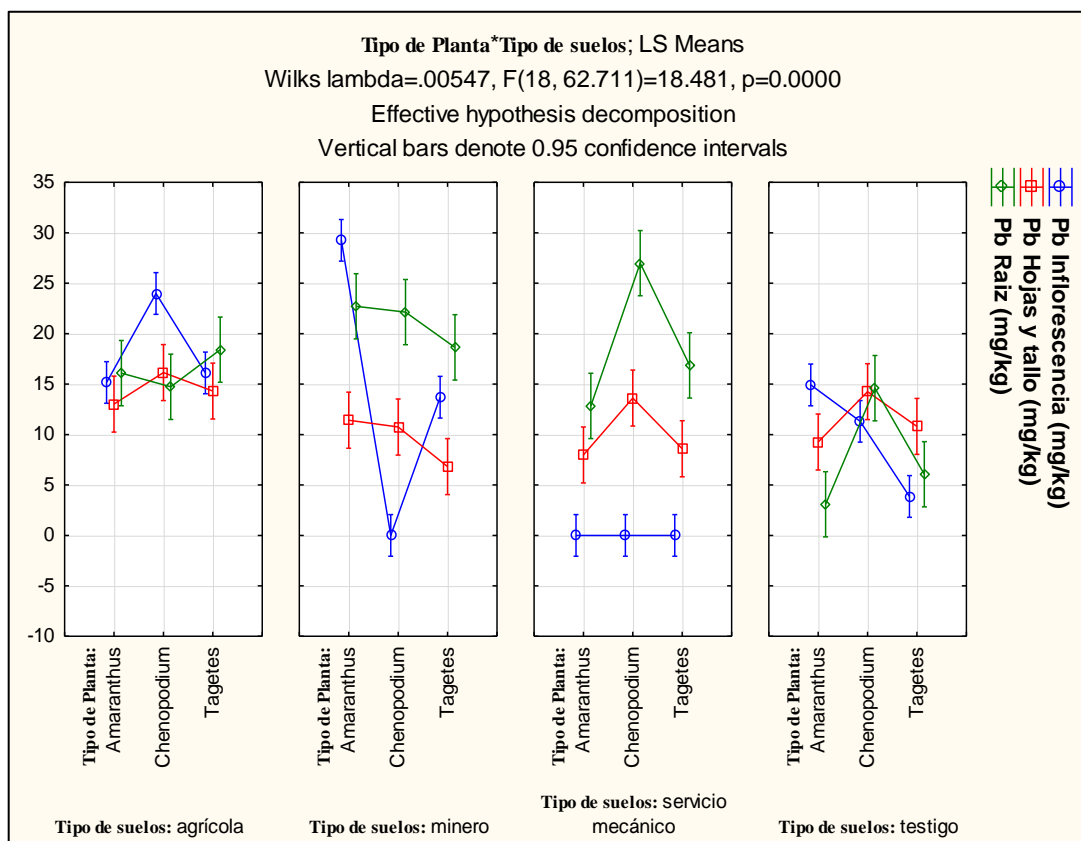


Figura 45. Concentraciones de Pb por órgano vegetal.

De acuerdo a los resultados de Pb absorbidos por cada órgano de las plantas (Figura 45), se obtuvo un valor estadístico significativo para la raíz y la inflorescencia de las diferentes especies por presentar valores de p menores a 0.05; mientras que para el órgano de tallo-hojas no hubo diferencia significativa entre las medias de concentraciones en este órgano vegetal (Ver tablas en el Anexo N°14). De acuerdo a lo mostrado en la Figura 45 se observa que la inflorescencia de las plantas desarrolladas en el suelo de servicio mecánico no contiene Pb, esto se debe a que no llegaron a desarrollarse hasta la etapa de florecimiento a diferencia de las otras especies. Para el caso del suelo agrícola, el órgano de la planta donde se acumuló más plomo fue la inflorescencia del *Chenopodium*

ambrosioides con 23.98 mg/kg; mientras que en las otras dos especies el órgano que mayor acumuló fue la raíz seguido por las hojas y tallo, todo lo contrario a lo que menciona Sharma y Dubey (2005) donde reportaron que el contenido de Pb en varios órganos de la planta tiende representarse por el siguiente orden: raíz > hojas > tallo > inflorescencia > semilla. En el minero solo el *Amaranthus quitensis* presentó la mayor concentración de Pb a diferencia de los otros órganos y especies, seguido por la raíz y finalmente por las hojas y tallo; caso similar se presentó con el *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* en la concentración de raíz y de hojas y tallo, porque en inflorescencia el paico no acumuló Pb porque no llegó a florecer; estos últimos coinciden con Mejía Domínguez (2011) al indicar que el Pb se acumula principalmente en la raíz que en las estructuras reproductivas de la planta. Con respecto a cómo las especies han ido absorbiendo plomo en sus órganos en diferentes concentraciones, Rascio y Navari-Izzo (2011) manifiestan que, se debe a que el Pb pasa por la vía del xilema de la planta desde la raíz hasta alcanzar el tallo y hojas con la ayuda de ácidos orgánicos que faciliten su transporte. Por otro lado, en el suelo testigo el órgano que mayor acumuló Pb fue el ataco en su inflorescencia con 15.16 mg/kg, después estuvo el *Chenopodium ambrosioides* en su raíz, tallo y hojas con 14.25 y 14.60 mg/kg respectivamente, las menores cantidades de plomo se encontró en la raíz del ataco y huacatay; esto puede deberse a que el Pb es un metal que por lo normal es fuertemente retenido por el suelo ocasionando que exista una baja fijación de plomo en la planta (Torres Saavedra, 2014). En consideración a estos últimos resultados (suelo testigo), se puede demostrar que las especies adventicias si lograron acumular Pb en sus órganos, siendo unas mayores a otras, esto gracias a que el metal se acumuló en las raíces y hojas mediante los estomas y la cutícula de la epidermis y rizodermis (Mendoza Martell, 2014).

4.9.3.3.2. Concentración parte radicular

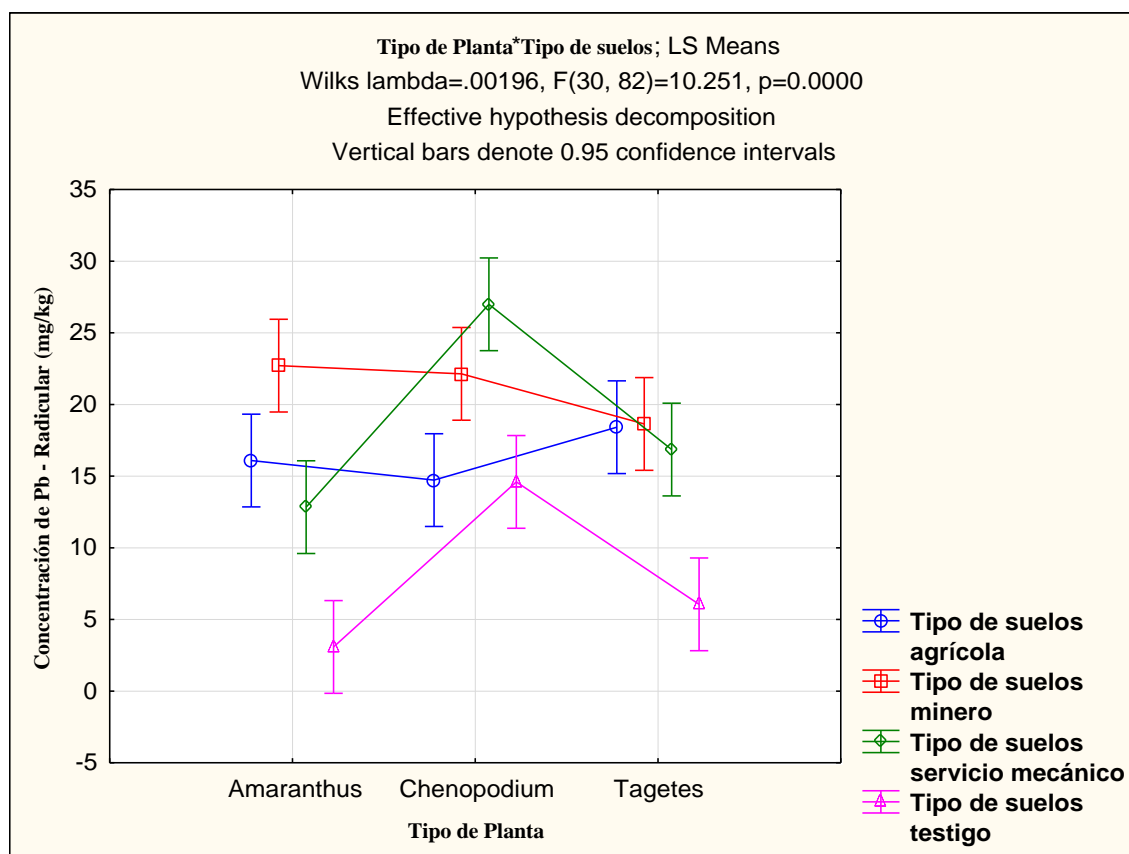


Figura 46. Concentración de plomo en la parte radicular.

Los resultados de la Figura 46 y la descripción estadística obtenida del análisis de varianza del Anexo N°14 muestran también un p value menor a 0.5 a un nivel de confianza del 95%, demostrando diferencia significativa de la cantidad de plomo en la biomasa radicular de cada una de las especies ya mencionadas con la interacción de cada uno de los suelos. Puesto que, la concentración radicular es mayor en el suelo de servicio mecánico utilizando la especie *Chenopodium ambrosioides*, seguida del suelo minero, pero con la especie *Amaranthus quitensis*. Cabe resaltar que todos los valores obtenidos superaron al estándar (suelo testigo) que se aplicó como referencia. También, se observó que para el suelo agrícola las concentraciones de Pb en las tres especies utilizadas no variaron significativamente; por lo que se puede concluir que para este tipo de suelo las especies actuaron similar durante el proceso de absorción. Según Julieta Salazar (2014), aplicando el *Tagetes minuta*, observo que la concentración de Pb en suelo produce un incremento en el contenido de este metal en todos los órganos vegetales; demostrándose

que existe un mecanismo de acumulación y translocación del contaminante en la planta, presenta también una mayor concentración de Pb en la raíz. Siguiendo con el tema de las especies, éstas tienen la capacidad de adaptación, supervivencia y acumulación tanto del contaminante como de los nutrientes del suelo, las mismas plantas liberan enzimas que oxidan a los contaminantes estimulándolos a que sean degradados, acumulados en la misma planta o eliminados del suelo que ha sido afectado por la actividad humana (Ferrera Cerrato et al., 2006).

4.9.3.3. Concentración parte aérea

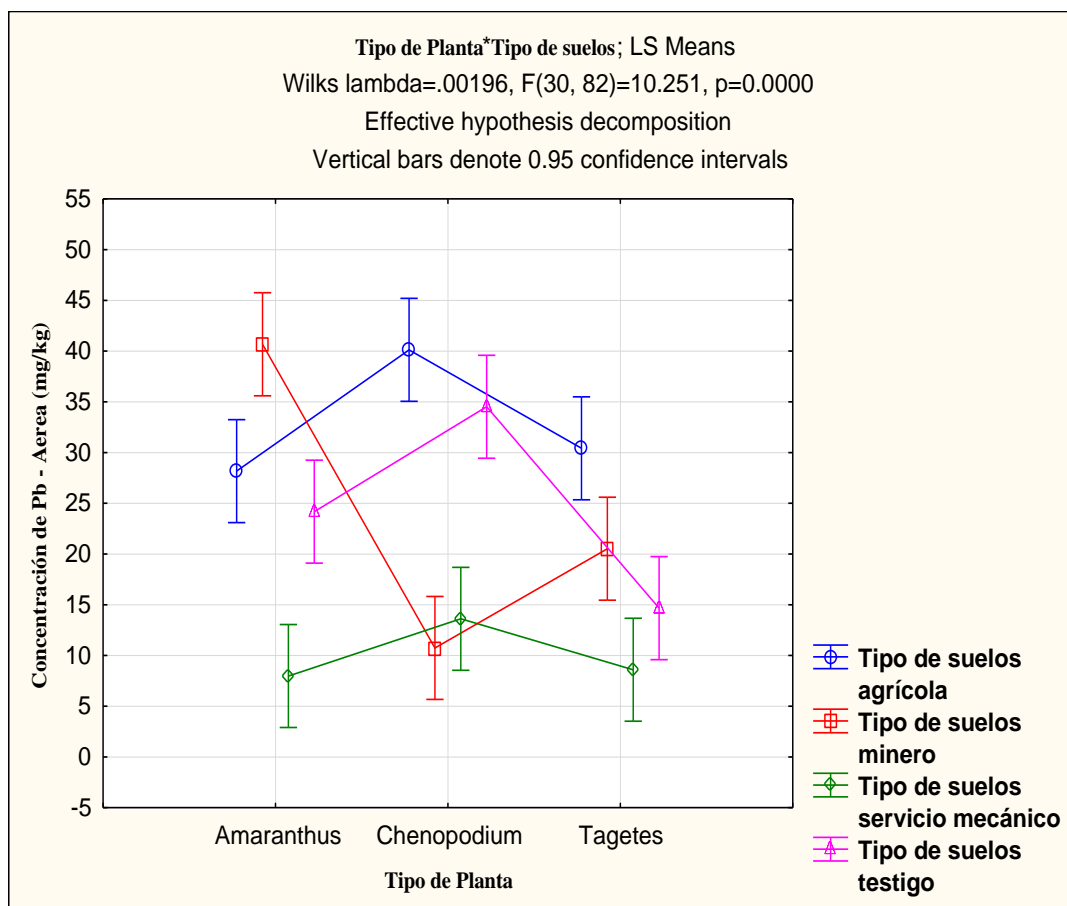


Figura 47. Concentración de plomo en la parte aérea.

La Figura 47 muestra los resultados del metal obtenidos de la biomasa aérea de cada una de las especies. De acuerdo al análisis de varianza descrito en la tabla del Anexo N°14 se obtuvo un p inferior a 0.05, es decir, que se comprobó que si existe significancia entre las concentraciones de plomo en la parte aérea de las plantas desarrolladas en los

diferentes tipos de suelos. Tomando en cuenta este fundamento, la especie que presento un mayor nivel de concentración de Pb aérea (hojas, tallo e inflorescencia) fue el *Amaranthus quitensis* con un valor mayor de 40 mg/K g aplicado en el suelo minero.

Según Ortiz Cano et al. (2009), aplicando la especie en suelo minero, concluyó que la edad de la planta (*Amaranthus*) es una causa sobresaliente que se debe tener en cuenta durante el tratamiento de extracción del Pb del suelo en el momento que se utilizó *Amaranthus hybridus* en combinación con micorrizas para aumentar su disponibilidad de Pb de las plantas. Seguidamente el *Chenopodium ambrosioides* y el *Tagetes minuta* tuvieron un valor cercano a 40 mg/Kg y 32 mg/Kg respectivamente en el suelo agrícola. Sin embargo, en el suelo de servicio mecánico ninguna de las especies supero el estándar establecido llegando a darse el valor máximo en la especie *Chenopodium ambrosioides* con 14 mg/Kg de Pb, esto contradice a lo que señala León Ochoa (2013); ya que su investigación señala que la acumulación de las especies disminuye cuando hay altas concentraciones de Pb en el suelo.

Con respecto a los suelos agrícolas, la investigación realizada por De la Cruz Avilez (2018); señaló que la cantidad de Pb acumulado en el *Tagetes minuta* está relacionado proporcionalmente con el manejo de fertilizantes, en el cual se encontró que concentraciones de Pb más altos que las convencionales. Con forme a los resultados, Trujillo Blanco (2013) expone que el efecto sobre los microorganismos presentes en el suelo; donde se encontró que los hidrocarburos (aceites y grasas) inhiben la biomasa microbiana, el mayor efecto negativo se observa en los suelos arenosos por la contaminación con gasolina.

4.9.3.3.4. Concentración total en las plantas

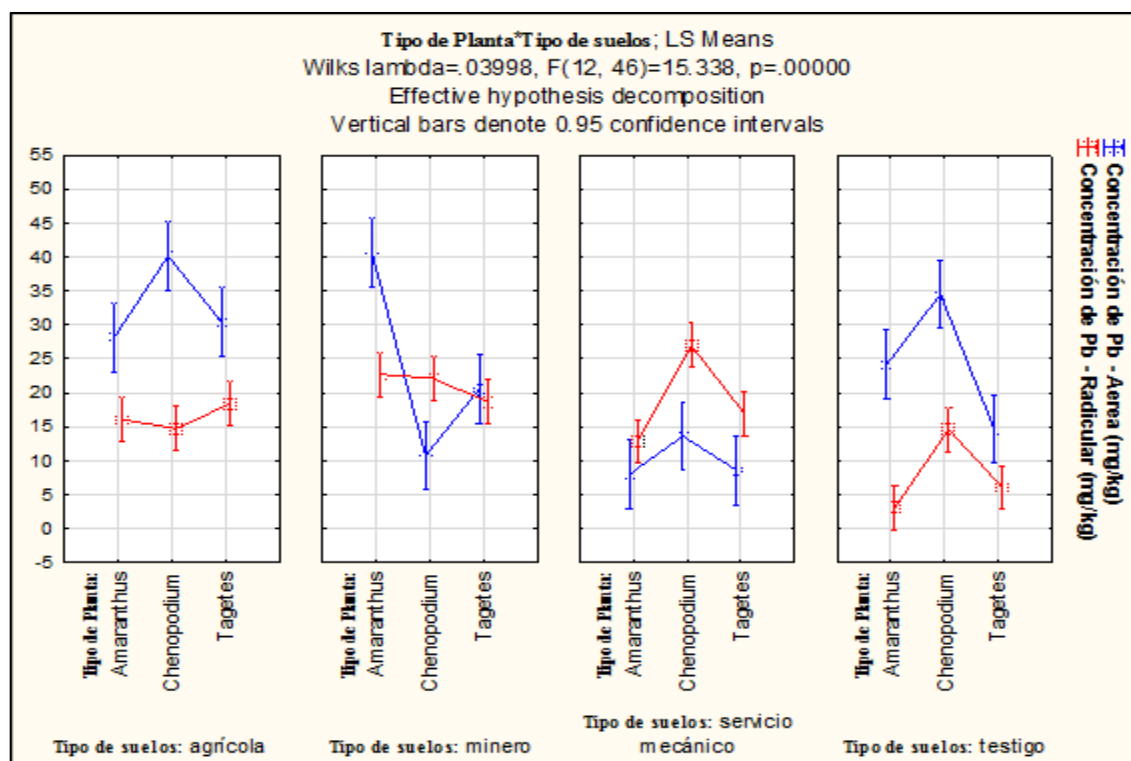


Figura 48. Comparación de las concentraciones de plomo aérea y radicular en cada especie vegetal.

En la Figura 48, se muestra el estadístico aplicado (Factorial Aleatorio), presenciando que si existe cambio significativo en las muestras y diferencia en las medias ($p < 0.05$) según el t-student para muestras independientes presentadas en el Anexo 14. Para el suelo agrícola hay una mayor concentración en la parte aérea con la especie *Chenopodium ambrosioides* con 40 mg/Kg de Pb, para el suelo minero el *Amaranthus quitensis* tuvo una mayor concentración en la parte aérea con 40 mg/Kg; pero en la parte radicular se destacó el *Chenopodium ambrosioides* con 23 mg/Kg aproximadamente. Cabe rescatar que, algunas plantas poseen la característica de liberar enzimas específicas o cofactores enzimáticos que propician que un contaminante orgánico recalcitrante sea transformado o degradado (fitotransformación / fitodegradación) (Ferrera Cerrato et al., 2006).

Según los estudios de Jara Peña et al. (2014), las especies que crecieron en suelos que contenían 100% de relave de minas acumularon mayor Pb en su raíz; asimismo Kachout et al. (2012), descubrieron que la acumulación era más alta en las raíces que en los brotes para todos los metales pesados examinados (Cu, Pb, Ni y Zn). No obstante la investigación que realizó Leon Menacho (2017) aplicando 3 especies alto a suelos contaminados por metal pesados mostró que las especies que aplicaba acumulaban más Pb en la parte radicular que en la aérea.

Por otro lado, todas las especies fueron mejor en la parte radicular en el suelo de servicio mecánico siendo la que mayor el *Chenopodium ambrosioides*; esto concuerda con Kabata-Pendias y Pendias (2001), que menciona que en algunas plantas el Pb tiende a acumularse en la raíz siendo mínima su presencia en otras partes de su órgano. Cabe mencionar que las concentraciones radiculares obtenidas de todas las especies y en todos los suelos utilizados, superó el estándar que era los valores presentados en el suelo testigo; mientras que las especies *Amaranthus quitensis* y *Tagetes minuta* superaron el límite en el suelo agrícola y minero, y para el *Chenopodium ambrosioides* solo en el agrícola. Tener en cuenta que, estudio realizado por Mendoza Martell (2014), indicaron que después de cruzar la membrana, los contaminantes son distribuidos a través de toda la planta, los contaminantes que se acumulan por las raíces, se trasladan hacia las hojas; cabe resaltar que por su parte investigaciones utilizando el quelante EDTA contribuyó a que las especies aplicadas acumularan el Pb en la parte aérea.

4.10. Resumen de remoción de plomo en los diferentes tipos de suelos

En la Tabla N°33 se describe de forma resumida, los resultados de remoción en cada tipo de suelo sometidos al tratamiento de cada especie:

Tabla 33. Cuadro resumen de la cantidad removida de plomo en cada tipo de sustrato por especie.

Tipo de Planta	Suelo (mg/kg)			
	Agrícola	Minero	Servicio Mecánico	Testigo
<i>Amaranthus quitensis</i>	167.40	260.88	42.44	27.57
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	185.00	191.58	36.18	34.72
<i>Tagetes minuta</i>	182.78	192.12	44.52	49.40

Por lo cual se observa que la mayor remoción se dio con la especie del *Amaranthus quitensis* sobre suelo minero con un resultado de 260 mg/kg de Pb, valor que representa el 65.6% de disminución de la cantidad del metal.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- Las tres especies poseen la capacidad de acumular plomo en sus tejidos, sin embargo, la mejor eficiencia se obtuvo con el *Chenopodium ambrosioides* sobre el suelo de servicio mecánico (40.61 mg/kg de 93 mg/kg). Por otro lado, quien demostró mayor absorción de plomo fue el *Amaranthus quitensis* en el suelo minero y agrícola con valores de 60.53 mg/kg y 44.27 mg/kg respectivamente. Por su parte, el *Chenopodium ambrosioides* acumuló mayor plomo en el suelo tipo agrícola con 54.85 mg/kg y testigo con 49.12 mg/kg, y el *Tagetes minuta* en el suelo agrícola y minero con concentraciones de 48.84 mg/kg y 39.16 mg/kg de plomo.
- El *Amaranthus quitensis* presentó mayores valores de absorción en el suelo minero y agrícola con concentraciones de 60.53 mg/kg y 41.40 mg/kg respectivamente, seguido de las absorciones menores en el suelo testigo con 24.20 mg/kg y servicio mecánico con 17.95 mg/kg. La segunda especie, el *Chenopodium ambrosioides* presentó valores de absorción de 50.84 mg/kg, 38.82 mg/kg, 36.60 mg/kg y 28.87 mg/kg ordinalmente del suelo agrícola, testigo, servicio mecánico y minero respectivamente. Al mismo tiempo, la especie *Tagetes minuta* presentó los valores mayores en el suelo agrícola con 42.74 mg/kg y en el suelo minero con 33.07 mg/kg; y sus menores valores de absorción de las plantas del suelo de servicio mecánico con 19.35 mg/kg y 14.63 mg/kg del testigo.

Además, la mayor absorción del metal en la parte aérea se dio con la especie *Amaranthus quitensis* y *Chenopodium ambrosioides* con un valor de 40.68 mg/kg sobre el suelo minero y 40.12 mg/kg en suelo agrícola, respectivamente, ambas concentraciones superiores de las obtenidas en el suelo testigo (24.18 mg/kg y

34.52 mg/kg); sin embargo, la especie *Amaranthus quitensis* solo acumuló 7.98 mg/kg de plomo en suelo de servicio mecánico. Por otro lado, la especie con mayor remoción en sus raíces fue el *Chenopodium ambrosioides* del suelo de uso de servicio mecánico con 26.99 mg/kg y con valores menores se presentó el *Amaranthus quitensis* en el mismo sustrato con 12.84 mg/kg, superando las concentraciones en raíces de las mismas especies crecidas en el suelo testigo (14.60 mg/kg y 3.09 mg/kg).

- Con la evaluación de factores se obtuvo que, el *Amaranthus quitensis* tanto en el suelo agrícola y minero llegó a translocar el Pb a la parte aérea, clasificándose como acumuladora y tolerante al igual que el suelo testigo; mientras que para el suelo de servicio mecánico estabilizó el Pb en sus raíces resultando ser tolerante. En caso del *Chenopodium ambrosioides*, las raíces estabilizaron al Pb en el suelo minero y de servicio mecánico, y se translocó a la parte aérea en el suelo agrícola y testigo denominándola tolerante; sin embargo, el FBCT define que la especie es excluyente en suelo minero. El mismo FBCT se concluye para el *Tagetes minuta* en suelo minero; cabe resaltar que el Pb tuvo mayor concentración en la parte aérea en la mayoría de los suelos, por lo que se clasifica como especie acumuladora. Sin embargo, respecto a las concentraciones de acumulación planta-suelo, se obtuvo mejor capacidad de acumulación total con la segunda especie en el suelo de servicio mecánico, por su valor de FBCT de 0.44. Por lo tanto, las tres especies, en su mayoría, se clasifican como plantas con tendencias fitoextractoras por sus concentraciones de plomo mayores en su biomasa aérea que radicular, a excepción del suelo de servicio mecánico; siendo el *Chenopodium ambrosioides* el que representó mayor acumulación en el suelo de servicio mecánico.
- Respecto al seguimiento cinético de las plantas, de forma general, tanto el *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta*

evidenciaron un crecimiento y desarrollo morfológico favorable hasta el tercer mes de experimentación de todos los tratamientos, excepto en el sustrato del suelo de servicio mecánico, donde empezaron a perder biomasa, debilitarse y marchitarse entre los 30 y 60 días de seguimiento. En la parte aérea el ataque mostró un desarrollo ascendente para todos los tipos de suelo. De la misma forma, el paico mostró un crecimiento favorable, sin embargo, tuvo un decrecimiento significativo en el suelo de servicio mecánico a partir de los 60 días de experimentación. Por su parte, el *Tagetes minuta* presentó un desarrollo normal en todos los suelos hasta el final de la etapa de experimentación, a excepción del servicio minero donde empezó a disminuir sus valores desde el día 90 y en el suelo de servicio mecánico durante los dos últimos meses. En la parte radicular, el *Amaranthus quitensis* tuvo una mayor altura y extensión en el suelo minero con valores de 16.78 cm y 18.23 cm, mientras que en el suelo de servicio mecánico la extensión disminuyó de 4 cm a 1.87 cm. El *Chenopodium ambrosioides* tuvo una mayor altura en el suelo minero (12.92 cm) y una mayor extensión en el suelo agrícola (12.18 cm) y menores valores de estas características en el suelo de servicio mecánico con una altura de 6.37 cm y 4.15 cm extensión. Para el caso del *Tagetes minuta*, tuvo una altura radicular significativa en el suelo agrícola desarrollándose de 7.15 m a 12.40 cm, asimismo la extensión de la raíz resultó ser mayor en este sustrato con 14.37 cm; evidenciando que la segunda y especie presentaron mejor desarrollo para la raíz sobre todos los suelos.

- La remoción del plomo es más significativa en el suelo minero, utilizando *Amaranthus quitensis* se evidenció una remoción del 65.61% y con el paico una remoción de 48.18%; más del doble que se obtuvo en el suelo testigo, que fue de 21.79%. También, en el suelo agrícola el *Chenopodium ambrosioides* llegó a remover 58.33% de Pb inicial a diferencia del *Amaranthus quitensis* que presentó

un valor de 52.78%, estas concentraciones superaron a lo que se obtuvo en el suelo testigo (27.43%). Por otro lado, el *Tagetes minuta* tuvo una mejor afinidad en los suelos de servicio mecánico llegando a remover 47.90% de Pb presente en el sustrato; sin embargo, su mayor remoción fue en el suelo agrícola con 57.63% de Pb, cabe expresar que superaron el % de remoción del suelo testigo. Lo mismo que evidenció un valor estadístico significativo entre la absorción de las especies con la concentración de plomo en los suelos.

- En cuanto a los factores físicos, no se observaron diferencias significativas antes y después del tratamiento para textura; no obstante, el color del suelo agrícola y minero cambio de rojo y gris a marrón y de negro rojizo a gris oscuro en el tratamiento de servicio mecánico, indicado la efectividad del tratamiento aplicado. Por otra parte, respecto a los factores químicos, la conductividad eléctrica en los diferentes tipos de suelo; aplicando el *Amaranthus quitensis*, *Chenopodium ambrosioides* y *Tagetes minuta* se obtuvo un incremento después del tratamiento, clasificándolos entre suelos ligero a altamente salinos, variando durante los 60 y 90 días; a diferencia el suelo testigo se clasificó como moderadamente salinos. Destacando el mayor valor de conductividad para el suelo minero. En caso del pH, las mayores variaciones en los tratamientos (incluyendo el suelo testigo) surgieron a los 60 días después de haber trasplantado las especies; a partir de esa fecha en las tres plantas el suelo minero aumentó progresivamente su alcalinidad; y finalmente en el suelo agrícola, al igual que el testigo, el parámetro incrementó su valor en el día 90 manteniendo valores casi estables hasta el final del proceso de fitoacumulación.

5.2. Recomendaciones

- Realizar estudios de una sola especie y un solo tipo de suelo a mayores concentraciones de las estudiadas aplicando enmiendas orgánicas para evaluar su mejoría.

- Estudiar el proceso de fitoacumulación con las 3 especies mencionadas en el presente estudio, a partir del tiempo de germinación o utilizando semillas.
- Realizar más investigaciones con más especies nativas del Perú para que puedan ser utilizadas como alternativas de remoción de metales tanto en aguas como en suelos.
- Se propone realizar más investigaciones con el *Amaranthus quitensis* y *Chenopodium ambrosioides* para evaluar remociones polimetálicas en otros tipos de suelos, ya sea As, Hg, Cd y otros; para así poder proponerlos dentro proyectos de plan de cierre en relaves mineros como plantas de revegetación y/o remediación de metales en el suelo.
- Efectuar más investigaciones de fitoacumulación en suelos contaminados considerando diferentes escenarios climáticos, para conocer la tolerancia y adaptación de dichas especies.

REFERENCIAS

- Abanto Aguirre, M. A. (2016). *Fuentes fosfatadas en dos suelos en la concentración de cadmio foliar en maíz bajo condiciones de invernadero*. Retrieved from <http://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/1949/F04-A23-T.pdf?sequence=4&isAllowed=y>
- Abanto Miranda, H. A. (2009). *Efecto de dos temperaturas y dos tiempos de secado en la humedad y la aceptación del sabor y olor del polvo de hojas de huacatay (Tagetes minuta)*. Universidad Nacional de Trujillo. Retrieved from <http://cip-trujillo.org/ovcipcddl/uploads/biblioteca/abstract/T005846.pdf>
- Abdullahi, M. S., Sabir, M., Öztürk, M., & Mermut, A. R. (2015). Soil contamination, Remediation and Plants. In K. Hakeem, M. Sabir, M. Ozturk, & A. Murmet (Eds.), *Soil Remediation and Plants* (Academic P, pp. 525–546). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00018-8>
- Acosta de la Luz, L. (2003). Principios agroclimáticos básicos para la producción de plantas medicinales. *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 1(1028–4796), 10. Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1028-47962003000100008
- Acosta, Y., Zauahre, M. El, Reyes, N., García, H., Morales, C., y Revilla, A. (2011). Metales pesados en un suelo afectado con aceite proveniente de motores de combustión interna. *Multiciencias*, 11, 26–34.
- Agulló Brotons, C., Guilló Recuerda, A., Villar García, J. L., Vicente Cabiedes, A., Rico Lastres, P., y Ríos Ruiz, S. (2009). Catálogo de las especies adventicias y ruderales del Campus de San Vicente del Raspeig, Universidad de Alicante. *Bouteloua*, 6(XI), 87–100. Retrieved from https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/25603/1/2009_Agullo_etal_Bouteloua.pdf

- Alloway, B. J. (2012). *Heavy Metals in Soils*. Retrieved from <http://www.springer.com/gp/book/9789401045865>
- Alternativa Ecológica. (2011). Retrieved from Cultivo de Tagetes minuta (huacatay) website: <http://ecosiembra.blogspot.com/2011/08/cultivo-de-huacatay.html>
- Argentel Martínez, L., Garatuza Payán, J., Yépez González, E., & De los Santos Villalobos, S. (2016). Evaluación de la tolerancia de variedades mexicanas de trigo a la salinidad, a través de indicadores fisiológicos, bioquímicos y agronómicos, cultivadas en cuba en condiciones de campo. *Cultivos Tropicales*, 37(1), 91–101. Retrieved from <https://ediciones.inca.edu.cu>
- Astete, J., Cáceres, W., del Carmen Gastañaga, M., Lucero, M., Sabastizagal, I., Oblitas, T., ... Rodríguez, F. (2009). Intoxicación por plomo y otros problemas de salud en niños de poblaciones aledañas a relaves mineros. *Rev Peru Med Exp Salud Publica*, 26(1), 15–19. Retrieved from <http://www.scielo.org.pe/pdf/rins/v26n1/a04v26n1>
- Audet, P., & Charest, C. (2007). Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective. *Environmental Pollution*, 147(1), 231–237. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2006.08.011>
- Azcona-Cruz, M. I., Ramírez-Ayala, R., y Vicente-Flores, G. (2015). Efectos tóxicos del plomo. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*, 20(1), 72–77.
- Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and excluders -strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4), 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
- Barillas Mendez, T., y Echegoyen Villanueva, C. A. (2014). *Identificación de malezas con potencial de resistencia o tolerancia a herbicidas en el cultivo de maíz (Zea mays L.); en el municipio de Santiago Nonualco, departamento de La Paz*. Universidad del

Salvador- Centro América. Retrieved from
<http://ri.ues.edu.sv/id/eprint/7544/1/13101576.pdf>

Barrera Gallegos, L. A., y Velecela Romero, F. A. (2015). *Diagnóstico de la contaminación ambiental causada por aceites usados provenientes del sector automotor y planteamiento de soluciones viables para el Gobierno Autónomo descentralizado del Cantón Azogues*. Universidad Politécnica Salesiana.

Bastidas Tibanquiza, M. (2017). *Evaluación del efecto de tres sistemas de siembra en el rendimiento de dos variedades de Amarantho (Amaranthus quitensis) y (Amaranthus hypochondriacus)*. Universidad Técnica de Ambato.

Bayón Sanz, S. (2015). *Aplicación de la fitorremediación a suelos contaminados por metales pesados*. Universidad Complutense. Retrieved from
<http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/BAYÓN SANZ, SARA.pdf>

Benigno Vega, R. E. (2018). Evaluación de fitoextracción por chenopodium ambrosioides y trifolium repens de zinc y plomo del relave de la planta concentradora de minerales "Santa Rosa de Jangas", año 2017. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.

Bernal, M. P., Clemente, R., Vazquez, S., y Walker, D. (2007). Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar. *Ecosistemas*, 16(2), 67–76.

Blanca Quesada, R. (2019). *Impacto de la minería en el Perú y alternativas de desarrollo*. España.

Blanco, Y., y Leiva, Á. (2007). Las arvenses en el agroecosistema y sus beneficios agroecológicos como hospederas de enemigos naturales. *Cultivos Tropicales*, 28(2), 21–28. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193217731003>

- Blaylock, M. J., Salt, D. E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., ... Raskin, I. (1997). Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil-Applied Chelating Agents. *Environmental Science & Technology*, 31, 860–865. <https://doi.org/10.1021/es960552a>
- Bolan, N. S., Park, J. H., Robinson, B., Naidu, R., & Huh, K. Y. (2011). Phytostabilization: A Green Approach to Contaminant Containment. *Advances in Agronomy*, 112, 145–204. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385538-1.00004-4>
- Bonilla Valencia, S. M. (2013). *Estudio para tratamientos de biorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando el método de fitorremediación*. Universidad Politécnica Salesiana de Quito. Retrieved from <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/4400/6/UPS-ST000985.pdf>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., ... Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2018.01.030>
- Callirgos, C. (2014). *Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la especie Chrysopogon zizanioides mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros*. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Canadian Environmental Quality Guidelines - CCME. (2007). *Canadian Environmental Quality Guidelines Canadian Council of Ministers of the Environment Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health* (p. 6). p. 6. Retrieved from http://www.ccme.ca/publications/ceqg_rcqe.html?category_id=125
- Carpena, R. O., y Bernal, M. P. (2007). Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Asociación Española de Ecología Terrestre*, 16(2), 1–3.
- Chávez Rodríguez, L. (2014). *Fitoremediación con especies nativas en suelos*

- contaminados por plomo*. Universidad Nacional Agraria La Molina. Retrieved from <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2435>
- Chin, L. (2007). *Investigations into lead (pb) accumulation in symphytum officinale L.: A Phytoremediation Study* (Christchurch New Zealand). Retrieved from <https://ir.canterbury.ac.nz/handle/10092/2592>
- Conesa, H. M., Schulin, R., & Nowack, B. (2007). A laboratory study on revegetation and metal uptake in native plant species from neutral mine tailings. *Water, Air, and Soil Pollution*, 183(1–4), 201–212. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9369-1>
- Coyago, E., y Bonilla, S. (2016). Absorción de plomo de suelos altamente contaminados en especies vegetativas usadas para consumo animal y humano. *La Granja*, 23(1), 35–46. <https://doi.org/10.17163/lgr.n23.2016.04>
- Cristaldi, A., Conti, G. O., Jho, E. H., Zuccarello, P., Grasso, A., Copat, C., & Ferrante, M. (2017). Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. *Environmental Technology & Innovation*, 8, 309–326. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2017.08.002>
- Dávila Arévalo, M. J. (2011). *Efecto de la densidad de siembra sobre las características agronómicas y el rendimiento en Tagetes minuta L. cultivado en la zona de Inca Roca-Distrito de Belén - Iquitos*. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Retrieved from http://repositorio.unapiquitos.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/2891/T_631.531D19.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- De la Cruz Avilez, J. J. (2018). *Acumulación de plomo en el cultivo de huacatay Tagetes minuta debido al manejo de fertilizantes en Carapongo – Chosica, 2018*. Universidad César Vallejo.
- Del Carmen Sosa, M., Salazar, M. J., Zygadlo, J. A., & Wannaz, E. D. (2016). Effects of Pb

in *Tagetes minuta* L. (Asteraceae) leaves and its relationship with volatile compounds. *Industrial Crops and Products*, 82, 37–43. <https://doi.org/10.1016/J.INDCROP.2015.12.011>

Delgadillo López, E., Gonzáles Ramirez, C., Prieto García, F., Villagómez Ibarra, J., & Acevedo Sandoval, O. (2011). Phytoremediation: An alternative to eliminate pollution. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14, 597–612. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/tsa/v14n2/v14n2a2.pdf>

Development of generic guideline values (p. 68). (1997). Suecia: Swedish Environmental Protection Agency.

Diario El Peruano. (2018, March 6). Perú es potencia mundial en la producción minera. *Editora Perú*, p. 1. Retrieved from <https://elperuano.pe/noticia-peru-es-potencia-mundial-la-produccion-minera-64481.aspx>

Díaz Dávila, M. Y. (2017). *Capacidad de Acumulación de la ortiga (urtica urens) para la fitorremediación de suelos contaminados con plomo en la Oroya, Junín, 2017*. Universidad César Vallejo. Retrieved from <http://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/UCV/6866/DIAZ-DYM.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Dickinson, N. (2017). Phytoremediation. In B. Thomas, B. G. Murray, & D. J. Murphy (Eds.), *Encyclopedia of Applied Plant Sciences (Second Edition)* (Elsevier, pp. 327–331). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394807-6.00016-2>

Dominguez Cajisol, P. M. (2015). *Plan de Minado a mediano plazo para una explotación superficial con aplicación al proyecto Santa Este de la Unidad Minera Iscaycruz-Compañía Minera los Quenuales*. Universidad Nacional de Piura. Retrieved from <http://repositorio.unp.edu.pe/bitstream/handle/UNP/961/MIN-DOM-CAJ-15.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Espinosa, J. (2015). Color del suelo. In *Curso de Edafología* (p. 6). Retrieved from https://www.academia.edu/12190932/COLOR_DEL_SUELO_Curso_de_Edafología
- European Commission Directorate General for Environmental* (p. 88). (2001). Retrieved from https://ec.europa.eu/environment/waste/studies/compost/landspreading_annexes1.pdf
- Evgeny, O. (2001). Amaranth: Perspective raw material for food-processing and pharmaceutical industry. *Chemistry and Computational Simulation*, 2(5). Retrieved from <http://chem.kstu.ru>
- FAO. (2018). FAO Noticias: Un informe lanza la alarma sobre la contaminación del suelo.
- Farooq, U., Kozinski, J. A., Khan, M. A., & Athar, M. (2010). Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents – A review of the recent literature. *Bioresource Technology*, 101(14), 5043–5053. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.02.030>
- Fernández M., C. E., Ramírez, M., y Rubio R., E. A. (2011). Influencias de un relleno sanitario sobre la composición, abundancia y dispersión diurna de los peces en la Quebrada el Venado, Corregimiento de Córdoba, Municipio de Buenaventura (Valle Del Cauca, Colombia). *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35(135), 213–224.
- Ferrera Cerrato, R., Rojas Avelizapa, N. G., Poggi Varaldo, H. M., Alarcón, A., y Cañizares Villanueva, R. O. (2006). Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 48(2), 179–187.
- FERTILAB. (2000). El color del suelo como indicador de su fertilidad-FERTILAB. Retrieved November 4, 2019, from <https://www.fertilab.com.mx/Sitio/Vista/El-Color-del-Suelo-como-Indicador-de-su-Fertilidad.php>

- Flores F., J. L., & Yeaton H., R. I. (2000). La importancia de la competencia en la organización de las comunidades vegetales en el altiplano mexicano. *Interciencia*, 25(8), 365–371. Retrieved from <https://www.redalyc.org/pdf/339/33905002.pdf>
- Fong Silva, W., Quiñonez Bolaños, E., & Tejada Tovar, C. (2017). Physical-chemical characterization of spent engine oils for its recycling. *Physical-Prospectiva*, 15(2), 135–144. <https://doi.org/10.15665/rp.v15i2.782>
- Galán, E., y Romero, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de La Sociedad Española de Mineralogía*, 10, 13. Retrieved from http://www.ehu.es/sem/macla_pdf/macla10/Macla10_48.pdf
- Gangwar, S., Singh, V. P., Tripathi, D. K., Chauhan, D. K., Prasad, S. M., & Maurya, J. N. (2014). Plant responses to metal stress: the emerging role of plant growth hormones in toxicity alleviation. In *Emerging Technologies and Management of Crop Stress Tolerance* (Vol. 2, pp. 215–248). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800875-1.00010-7>
- Garbisu, C., & Alkorta, I. (2001). Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, 77(3), 229–236. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00108-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00108-5)
- García Vargas, D. (2006). Efectos fisiológicos y compartimentación radicular en plantas de *Zea mays* L. expuestas a la toxicidad por plomo. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Garrido Valero, S. (2006). *Interpretación de análisis de suelos*.
- Ghosh, M., & Singh, S. P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1), 1–18.

- Giardini, G., Torres, G., Oliveira, J., Aparecida, D., Solano, D., & Souza, N. (2018). Allelopathy: the potential of medicinal plants in the control of spontaneous species. *Revista Científica de La Facultad de Ciencias Agrícolas*, 45(1), 78–87. Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0253-57852018000100010
- Gómez Castellanos, J. R. (2008). Epazote (*Chenopodium ambrosioides*). Revisión a sus características morfológicas, actividad farmacológica, y biogénesis de su principal principio activo, ascaridol. *Boletín Latinoamericano y Del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas*, 9(1), 08. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85670103>
- Gonzales Bellido, J. F. (2018). *Estudio de la contaminación de suelos por residuos de hidrocarburos y propuesta de manejo ambiental de los talleres de mecánica automotriz del Distrito de San Juan Jerónimo-Cusco*.
- Gonzales Mendoza, D., & Zapata Pérez, O. (2008). Mechanisms of plant tolerance to potentially toxic elements. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 82, 53–61. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-21282008000100005
- Hassan, A. H., & Ramadan, M. H. (2005). Assessment of sanitary landfill leachate characterizations and its impacts on groundwater at Alexandria. *The Journal of the Egyptian Public Health Association*, 80(1–2), 27–49.
- Ho, W. M., Ang, L. H., & Lee, D. K. (2008). Assessment of Pb uptake, translocation and immobilization in kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) for phytoremediation of sand tailings. *Journal of Environmental Sciences*, 20(11), 1341–1347. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62231-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62231-7)
- Hong, P. K. A., Cai, X., & Cha, Z. (2008). Pressure-assisted chelation extraction of lead from contaminated soil. *Environmental Pollution*, 153(1), 14–21.

<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2007.12.022>

Hoyos Cerna, M., y Guerrero Padilla, A. (2014). Bioacumulación de plomo y cadmio en *Brassica oleracea* subsp. *Capitata* (L.) Metzg. y *Raphanus sativus* L. *Universidad Nacional De Trujillo*, 16(2), 70–82.

Huaquisto Cáceres, S. (2014). *Efecto del aceite residual de la maquinaria pesada en los factores físico mecánicos del suelo*. Universidad Nacional del Altiplano.

Ibarra Martínez, M. V., y Paredes Paredes, E. A. (2013). *Eficacia antibacteriana in vitro de marco (Ambrosia arborescens Mill.) y paico (Chenopodium ambrosioides L.) en una formulación cosmética*. Universidad Politécnica Salesiana de Quito. Retrieved from <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/6007/1/UPS-QT03776.pdf>

INIA. (2004). *Estudios en domesticación y cultivo de especies medicinales y aromáticas nativas*. Retrieved from <http://inia.org.uy>

Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. (2019). Retrieved from Cultivo del Paico website: <http://www.iiap.org.pe/Upload/Publicacion/CDinvestigacion/IIAP/IIAP2/CapituloIII-30.htm>

Iqbal Lone, M., He, Z., Stoffella, P. J., & Yang, X. (2008). Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 9(3), 210–220. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710633>

Jan, A. T., Ali, A., Rizwanul Haq, Q. M., Mermut, A. R., Jan, A. T., Ali, A., & Rizwanul Haq, Q. M. (2015). Phytoremediation. In *soil remediation and plants* (pp. 63–84). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00003-6>

Jara Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Chanco, M., Mariano, M., y Cano, N. (2014). Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados

con metales pesados. *Revista Peruana de Biología*, 21(2), 145–154.
<https://doi.org/10.15381/rpb.v21i2.9817>

Jordán López, A. (2005). *Manual de Edafología*.

Julieta Salazar, M. (2014). *Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. Evaluación de especies nativas en la Provincia de Córdoba*. Universidad Nacional de Córdoba.

Kabata Pendias, A., & Pendias, H. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants* (Third Edit; I. CRC Press, Ed.). Retrieved from www.crcpress.com

Kachout, S. S., Mansoura, A. Ben, Mechergui, R., Leclerc, J. C., Rejeb, M. N., & Ouerghi, Z. (2012). Accumulation of Cu, Pb, Ni and Zn in the halophyte plant *Atriplex* grown on polluted soil. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92(2), 336–342.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.4581>

Kelley, C., Gaither, K. K., Baca Spry, A., & Cruickshank, B. J. (2000). Incorporation of phytoremediation strategies into the introductory chemistry laboratory. *The Chemical Educator*, 5(3), 140–143. <https://doi.org/10.1007/s00897000383a>

Korc, M. M. (2001). *Guías para Plomo de la OMS* (pp. 1–11). pp. 1–11. Lima, Perú: OPS/OMS-CEPIS.

Kos, B., Grčman, H., & Leštan, D. (2003). Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant, Soil and Environment*, 49(12), 548–553.

Labra Cardón, D., Guerrero Zúñiga, L., Rodríguez Tovar, A., Montes Villafán, S., Pérez Jiménez, S., y Rodríguez Dorantes, Á. (2012). Respuesta de crecimiento y tolerancia a metales pesados de *Cyperus elegans* y *Echinochloa polystachya* inoculadas con una rizobacteria aislada de un suelo contaminado con hidrocarburos derivados del petróleo. *Rev. Int. Contam. Ambie*, 28(1), 7–16.

- Larios Bayona, M. (2014). *Niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los suelos de la ribera de la cuenca del Río Turia*. Universidad de Lleida.
- Lastra Valdés, H., & Ponce de León, H. (2001). *Bidens Pilosa Linné*. *Revista Cubana Plant Med*, (1), 28–33. Retrieved from http://bvs.sld.cu/revistas/pla/vol6_1_01/pla07101.pdf
- Leon Menacho, V. A. (2017). *Capacidad fitorremediadora de especies altoandinas para suelos contaminados por metales pesados procedentes de la Compañía Minera Lincuna SAC, en condiciones de invernadero, 2015-2016*. Universidad Nacional Santiago Antúñez de Mayolo. Retrieved from http://repositorio.unasam.edu.pe/bitstream/handle/UNASAM/1900/T033_72513051_T.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- León Ochoa, S. A. (2013). *Evaluación del potencial fitorremediador de dos especies vegetales Paspalum millegrana L. y Bidens pilosa L. para remediar suelos contaminados por hidrocarburos provenientes de la Lavadora y Lubricadora “Marifer”, Cantón-Zamora*. Universidad Nacional de Loja.
- Ley de Gestión Ambiental del Ecuador. (2014). *Norma Técnica de Suelo*. República del Ecuador: Libro VI Anexo 2.
- Ley N° 24.051 (p. 91). (1993). Argentina: Información Legislativa.
- Lian, M. H., Sol, L. N., Hu, X. M., & Espiga, J. X. (2014). Effect of soil pH on phytoremediation of *Sedum alfredii* Hance in Cd and Zn contaminated soil. *Chinese Journal of Ecology*, 33(11), 3068–3074.
- Liphadzi, M., & Kirkham, M. (2005). Phytoremediation of soil contaminated with heavy metals: a technology for rehabilitation of the environment. *South African Journal of Botany*, 71(1), 24–37. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30145-9](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30145-9)
- Liu, J., Li, K., Xu, J., Zhang, Z., Ma, T., Lu, X., ... Zhu, Q. (2003). Lead toxicity, uptake, and

translocation in different rice cultivars. *Plant Science*, 165(4), 793–802.
[https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(03\)00273-5](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(03)00273-5)

Loma Sinchiguano, R. M. (2017). *Evaluación del rendimiento del Amaranto (Amaranthus quitensis) en asociación con leguminosas*. Universidad Técnica de Ambato. Retrieved from [http://repositorio.uta.edu.ec/bitstream/123456789/26422/1/Tesis-179 Ingeniería Agronómica -CD 529.pdf](http://repositorio.uta.edu.ec/bitstream/123456789/26422/1/Tesis-179%20Ingenier%C3%ADa%20Agron%C3%B3mica%20-%20CD%20529.pdf)

Lopez Minaya, D. (2015). *Efecto de la salinidad del agua y la textura del suelo en el cultivo de rúcula (Eureca sativa mill)*. Universidad Nacional Agraria La Molina.

López Pino, P. R. (2011). *Fitorremediación de los suelos de Mayoc, San Mateo, Huarochirí - Lima*. Universidad Nacional de Ingeniería. Retrieved from http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/1588/1/lopez_pr.pdf

López Vega, M. E., y Santos Herrero, R. (2017). La recirculación de lixiviados de rellenos sanitarios en biodigestores a escala de laboratorio. *Tecnología Química*, 37(3), 433–444.

Macnair, M. R. (2002). Within and between population genetic variation for zinc accumulation in *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist*, 155(1), 59–66.
<https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00445.x>

Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M. K., Lahori, A. H., Wang, Q., ... Zhang, Z. (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 111–121.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2015.12.023>

Mapes Sánchez, E., y Espitia Rangel, E. (2012). *Recopilación y análisis de la información de las especies del género Amaranthus cultivadas y sus posibles parientes silvestres en México*. Retrieved from

https://www.biodiversidad.gob.mx/genes/centrosOrigen/Amaranthus/1er_Informe/Primer informe Amaranthus.pdf

Maqueda Galvez, A. P. (2003). Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. Universidad de las Américas Puebla. Retrieved from http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/mbt/maqueda_g_ap/

Márquez-Benavides, L., y Sánchez-Yáñez, J. M. (2014). Evaluación del índice de contaminación de lixiviados de relleno sanitario y efecto fitotóxico en la germinación y plántula de *Phaseolus vulgaris* L. *Journal of the Selva Andina Research Society*, 5(1), 13–23.

McGrath, S. P., & Zhao, F.-J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 14(3), 277–282. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(03\)00060-0](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(03)00060-0)

McLaughlin, M. J. (2016). Heavy metals in agriculture with a focus on Cd. University of Adelaide.

Medina, K., y Montano, Y. (2014). *Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el Juncus arcticus Willd. y Cortaderia rudiusscula Stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental Minero Alianza - Ancash 2013*. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.

Meers, E. (2005). *Phytoextraction of heavy metals from contaminated dredged sediments*. Ghent University. Retrieved from <https://biblio.ugent.be/publication/470695>

Mejía Domínguez, C. M. (2011). Metales pesados en suelos y plantas: Contaminación y fitotoxicidad. Retrieved November 11, 2019, from <https://es.scribd.com/doc/204360496/METALES-PESADOS-EN-SUELOS-Y-PLANTAS-CONTAMINACION-Y-FITOTOXICIDAD>

- Mejía, L. R., y Herrera Ramírez, A. (2012). *Utilización de plantas de Amarantho como alternativa de fitorremediación en suelos contaminados con plaguicidas organoclorados en la Comunidad La Tejana, Municipio El Viejo, Departamento de Chinandega en el periodo 2007-2009*. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua. Retrieved from <http://repositorio.unan.edu.ni/4927/1/93537.pdf>
- Mena Nieves, M. A. (2009). *Estándares de gestión medio ambiental en talleres de mecánica automotriz*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Méndez García, E. F. (2009). *El cultivo de Marigold (Tagetes erecta L.) en el Perú: presente y futuro*. Universidad Agraria La Molina.
- Mendoza Martell, N. (2014). *Acumulación de metales pesados en Beta Vulgaris L. y Lolium Perenne L. de suelos de Cuemanco*. Universidad Nacional Autónoma de México. Retrieved from https://www.zaragoza.unam.mx/portal/wp-content/Portal2015/Licenciaturas/biologia/tesis/tesis_martell_mendoza.pdf
- Millán, R., Carpena, R., Schmid, T., Moreno, E., Peñalosa, J., Gamarra, R., y Esteban, E. (2007). Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas*, 16(2), 56–66. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.16-2.00>
- MINAM, D. G. de C. A. (2014). Guía para el muestreo de suelos. In *Ministerio del Ambiente* (p. 72). Retrieved from <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2018/07/GUIA-PARA-EL-MUESTREO-DE-SUELO.pdf>
- Ministerio de Agricultura y Riego [MINAGRI]. (2017). *Programa Presupuestal Multisectorial 0089: “Reducción de la Degradación de los suelos agrarios” ANEXO 2*.
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2016). *Memoria Anual*. Lima.
- Miranda Pazcel, E. M. (2017). *Variabilidad intraespecífica de Tagetes minuta L. en la*

acumulación de Plomo: Comparación de poblaciones con diferente historial de exposición. Universidad Nacional de Córdoba. Retrieved from [https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/5542/Tesina Miranda Pazcel E.M. - JR.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/5542/Tesina_Miranda_Pazcel_E.M._JR.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Morales Aquino, M. E. (2018). *Evaluación del impacto ambiental generado por el manejo de residuos peligrosos en los talleres de mecánica automotriz del distrito de Amarilis, Huánuco, octubre - diciembre 2017.* Universidad de Huánuco.

Navonne T., G., Zonta, L., & Gamboa, I. (2014). Phytotherapy Mbyá-Guaraní in the control of intestinal parasitoses. An exploratory study with *Chenopodium ambrosioides* L. var. *anthelminticum* in five communities in Misiones, Argentina. *Polibotánica*, 1(37), 151. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-27682014000100008&script=sci_arttext&lng=pt

Niño Carvajal, L. X., Ramón Valencia, J. A., y Ramón Valencia, J. L. (2016). Contaminación fisicoquímica de acuíferos por los lixiviados generados del relleno sanitario El Carrasco, de Bucaramanga. *Producción + Limpia*, 11(1), 66–74.

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. (2007, March 2). *Diario Oficial*, p. 69.

Olivares, E., y Peña, E. (2009). Bioconcentración de elementos minerales en *Amaranthus Dubius* (bledo, pira), creciendo silvestre en cultivos del Estado Miranda, Venezuela, y utilizado en alimentación. *Interciencia*, 34(9), 604–611.

Oliveros Borrayo, M. A. (2016). *Determinación del rendimiento y caracterización fisicoquímica del aceite esencial del epazote (Chenopodium ambrosioides L.) obtenido de las plantas cosechadas en diferentes etapas de desarrollo a nivel laboratorio.*

Opeolu, B. O., Bamgbose, O., Arowolo, T. A., & Kadiri, S. J. (2005). Phytoremediation of lead contaminated soil using *Amaranthus cruentus*. *AgEcon SEARCH*, 57–63.

- Orellana Mendoza, E. (2017). Tolerancia y acumulación del plomo en *Baccharis Pentlandii* Dc según tratamiento de sustratos con relaves mineros. *Prospectiva Universitaria*, 9(1), 46. <https://doi.org/10.26490/uncp.1990-7044.2012.1.292>
- Orrono, D. I. (2002). *Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género Pelargonium: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad*. Universidad de Buenos Aires. Retrieved from <http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/doctorado/2011orronodanielaines.pdf>
- Ortiz Cano, H. G., Trejo Calzada, R., Valdez Cepeda, R. D., Arreola Ávila, J. G., Flores Hernández, A., y López Ariza, B. (2009). Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. *Revista Chapingo. Serie Horticultura*, 15(2), 161–168. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/rcsh/v15n2/v15n2a9.pdf>
- Paiva Prado, G. M. (2015). *Fitorremediación de suelos contaminados con plomo utilizando Amaranthus spinosus en Cusco, 2012*. Universidad Católica Santa María. Retrieved from <https://core.ac.uk/download/pdf/54222620.pdf>
- Pari Pilco, G. M., y Yacolca Torres, K. V. (2018). *Afectación de la calidad del suelo por la incorrecta manipulación y almacenamiento de las fracciones de hidrocarburos F1 y F3, en la empresa Bike Tuning, Arequipa*. Universidad Tecnológica del Perú.
- Parida, A. K., & Das, A. B. (2005). Salt tolerance and salinity effects on plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60(3), 324–349. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.06.010>
- Pastor Mogollón, J., Carolina Vera, M., y Martínez, A. (2015). *Efecto de los plaguicidas sobre la calidad química y biológica del suelo en sistemas de producción de hortalizas del semiárido venezolano*. 69–89.

- Peiretti, G., y Alcalde, M. (2018). Enfermedades del amaranto (*Amaranthus* sp.) en el sur de Córdoba, Argentina. *FAV-UNRC Ab Intus*, 1(1), 27–36.
- Pellón Arrechea, A., López Torres, M., Espinosa Lloréns, M. del C., y González Díaz, O. (2015). Propuesta para tratamiento de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos urbanos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 36(2), 3–16.
- Peralta, M., Murillo, Á., Mazón, N., y Rodríguez, D. (2014). *Manual Agrícola de granos andinos*. Retrieved from <http://repositorio.iniap.gob.ec/bitstream/41000/2418/4/iniapscpm69.pdf>
- Pérez Leal, F. (2017). *Fisiología vegetal: Morfogénesis, crecimiento y desarrollo vegetal* (No. 4). Retrieved from <http://repositorio.unu.edu.pe/bitstream/handle/UNU/3201/000026083L.pdf?sequence=7&isAllowed=y>
- Perú Ecológico. (2007). Paico (*Chenopodium ambrosioides*). Retrieved March 20, 2019, from PERÚ ECOLÓGICO website: http://www.peruecologico.com.pe/flo_paico_1.htm
- Pilon Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56(1), 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Prasad MNV. (2004). Phytoremediation of metals in the environment for sustainable development. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 70, 71–98.
- Prieto Méndez, J., González Ramírez, C. A., Román Gutiérrez, A. D., y García Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10, 29–44. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.08.002>
- Quintero Ramirez, A., Valencia González, Y., y Lara Valencia, L. A. (2017). Efecto de los lixiviados de residuos sólidos en un suelo tropical. *Dyna*, 84(203), 283–290.

<https://doi.org/10.15446/dyna.v84n203.63875>

- Ramírez Sánchez, A. (2017). Evaluación del potencial fitorremediativo para el control de la exposición al plomo y otros metales y restauración ambiental en Haina, República Dominicana. *TDR (Tesis Doctorales En Red)*. Retrieved from <https://www.tdx.cat/handle/10803/405948>
- Ramos, W., Vieira, F., Muniz, P., & Araújo, C. (2017). Assessing human health risks and strategies for phytoremediation in soils contaminated with As, Cd, Pb, and Zn by slag disposal. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, 522–530. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2017.06.068>
- Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–181. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Rodríguez Morante, V. N., Carriel Pivaque, L. A., Gavilanes Castillo, M. E., y Guadalupe Echeverría, V. (n.d.). *Procedimiento para disminuir los impactos ambientales en un taller mecánico automotriz*. Ecuador.
- Rodríguez Rey, A., Cuéllar Luna, L., Maldonado Cantillo, G., y Suardiaz Espinosa, M. E. (2016). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas*, 35(3), 251–271.
- Rojas Martínez, R. I., Zavaleta Mejía, E., Lee, I.-M., & Aragón García, A. (2009). Identification of an isolate from group 16SRIII, candidatus phytoplasma pruni in plants and seeds of amaranth (*Amaranthus hypochondriacus* L.) in México. *Agrociencia*, 10.
- Romeh, A. A. (2010). Phytoremediation of water and soil contaminated with imidacloprid pesticide by *Plantago major*, L. *International Journal of Phytoremediation*, 12(2), 188–199.

- Rossi, G., Figliolia, A., Socciarelli, S., & Pennelli, B. (2002). Capability of Brassica napus to accumulate cadmium, zinc and copper from soil. *Acta Biotechnologica*, 22(1–2), 133–140. [https://doi.org/10.1002/1521-3846\(200205\)22:1/2<133::AID-ABIO133>3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/1521-3846(200205)22:1/2<133::AID-ABIO133>3.0.CO;2-3)
- Saavedra Jimenez, S. F. (2013). *Respuesta del Amaranto (Amaranthus caudatus L.) a la fertilización foliar complementaria con tres bioestimulantes - San José de Minias, Pichincha*. Universidad Central del Ecuador. Retrieved from <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/2064/1/T-UCE-0004-49.pdf>
- Salas Salmeron, F. K. (2007). *Selección in vitro de plantas tolerantes a plomo (Pb) para su uso en fitorremediación*. Universidad Autónoma Metropolitana. Retrieved from <http://tesiuami.izt.uam.mx/uam/asp/am/presentatesis.php?recno=14183&docs=UAM114183.PDF>
- Salazar, M. J., & Pignata, M. L. (2014). Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation. *Journal of Geochemical Exploration*, 137, 29–36. <https://doi.org/10.1016/J.GEXPLO.2013.11.003>
- Salazar, M. J., Rodriguez, J. H., Cid, C. V., Bernardelli, C. E., Donati, E. R., & Pignata, M. L. (2016). Soil variables that determine lead accumulation in *Bidens pilosa* L. and *Tagetes minuta* L. growing in polluted soils. *Geoderma*, 279, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.011>
- Sangabriel, W., Ferrera Cerrato, R., Trejo Aguilar, D., Mendoza López, M. R., Cruz Sánchez, S., López Ortiz, C., ... Alarcón, A. (2006). Tolerancia y capacidad de fitorremediación de combustóleo en el suelo por seis especies vegetales. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 22(2), 63–73.
- Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M. R., Ishaque, W., Kamran, M. A., Matloob, A., ... Hussain, S. (2017). Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy

- metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 171, 710–721.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.12.116>
- Sas-Nowosielska, A., Kucharski, R., Małkowski, E., Pogrzeba, M., Kuperberg, J. M., & Kryński, K. (2004). Phytoextraction crop disposal - An unsolved problem. *Environmental Pollution*, 128(3), 373–379.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.012>
- Schiavon, D. B. A., Schuch, L. F. D., Faccin, Â., Gonçalves, C. L., Vieira, V. S. C., & Gonçalves, H. P. (2015). Revisão sistemática de *Tagetes minuta* L. (asteraceae): uso popular, composição química e atividade biológica. *Science And Animal Health*, 3(2), 192–208. Retrieved from <https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/veterinaria/article/view/4766/4805>
- Sharma, P., & Dubey, R. S. (2005). Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1), 35–52. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100004>
- Sheng, M., Tang, M., Chen, H., Yang, B., Zhang, F., & Huang, Y. (2008). Influence of arbuscular mycorrhizae on photosynthesis and water status of maize plants under salt stress. *Mycorrhiza*, 18(6–7), 287–296. <https://doi.org/10.1007/s00572-008-0180-7>
- Shukla, V., Shukla, P., & Tiwari, A. (2018). Lead poisoning. *Indian Journal of Medical Specialities*. <https://doi.org/10.1016/J.INJMS.2018.04.003>
- Sierra Villagrana, R. (2006). *Fitorremediación de un suelo contaminado con plomo por actividad industrial*. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Retrieved from <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/271/T15921SIERRA VILLAGRANA%2C RUBEN TESIS.pdf?sequence=1>
- Silva Arroyave, S. M., y Correa Restrepo, F. J. (2009). Análisis de la contaminación del suelo: revisión de la normativa y posibilidades de regulación económica. *Semestre*

Económico, 12(23), 13–34.

- Singh, A. (2015). Soil salinization and waterlogging: A threat to environment and agricultural sustainability. *Ecological Indicators*, 57, 128–130. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.027>
- Spalvins, E., Dubey, B., & Townsend, T. (2008). Impact of electronic waste disposal on lead concentrations in landfill leachate. *Environmental Science & Technology*, 42(19), 7452–7458. <https://doi.org/10.1021/es8009277>
- Steenland, K., & Boffetta, P. (2000). Lead and cancer in humans: Where are we now? *American Journal of Industrial Medicine*, 38(3), 295–299. [https://doi.org/10.1002/1097-0274\(200009\)38:3<295::AID-AJIM8>3.0.CO;2-L](https://doi.org/10.1002/1097-0274(200009)38:3<295::AID-AJIM8>3.0.CO;2-L)
- Suárez, C., Manero, L., Sierra, M. J., Rodríguez-Alonso, J., y Millán, R. (2013). *Huerta del Rey, caracterización edáfica de una zona histórica de la minería del mercurio y estudio de la transferencia del mercurio a "Plantago major."* España.
- Surriya, O., Sarah Saleem, S., Waqar, K., & Gul Kazi, A. (2015). Phytoremediation of Soils. In K. Hakeem, M. Sabir, M. Ozturk, & A. Murmet (Eds.), *Soil Remediation and Plants* (Academic P, pp. 1–36). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00001-2>
- Syngenta. (2017). Control del *Amaranthus* sp.: Usted elige qué cosechar. In *Control del Amaranthus sp.* (p. 12).
- Taxa Villegas, L. J. (2015). *Sistema tradicional de clasificación de tierras utilizado por la comunidad campesina de Laraos - Yauyos*. Universidad Nacional del Centro del Perú. Retrieved from [http://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/UNCP/3512/Taxa Villegas.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/UNCP/3512/Taxa%20Villegas.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Torres Saavedra, A. M. (2014). *Factor de bioconcentración y traslocación de especies altoandinas para suelos contaminados con metales pesados provenientes de la planta*

concentradora de Mesapata, en condiciones de invernadero, 2015 - 2016. Universidad Nacional "Santiago Antúnez de Mayolo."

Trujillo Blanco, K. M. (2013). *Evaluación de la capacidad fitorremediadora de las plantas adaptadas al entorno del relave minero de la planta concentradora Santa Rosa de Jangas.* Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. Retrieved from http://repositorio.unasam.edu.pe/bitstream/handle/UNASAM/2639/T033_42614679_M.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Vik, E. A., Breedveld, G., & Solberg, H. (1999). *Guidelines for the Risk Assessment of Contaminated Sites* (p. 107). p. 107. Retrieved from www.sft.no

Vilomet, J. D., Veron, A., Ambrosi, J. P., Moustier, S., Bottero, J. Y., & Chatelet-Snidaro, L. (2003). *Isotopic Tracing of Landfill Leachates and Pollutant Lead Mobility in Soil and Groundwater.* <https://doi.org/10.1021/ES010245R>

Vysloužilová, M., Tlustoš, P., & Száková, J. (2003). Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *PLANT SOIL ENVIRON*, 49(12), 542–547. Retrieved from <https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/52952.pdf>

Wang, H., Zhang, H., & Cai, G. (2011). An application of phytoremediation to river pollution remediation. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 1904 – 1907.

Wang, L., Ji, B., Hu, Y., Liu, R., & Sun, W. (2017). A review on in situ phytoremediation of mine tailings. *Chemosphere*, 184, 594–600. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.06.025>

Wu, Y., Li, Y., Zheng, C., Zhang, Y., & Sun, Z. (2013). Organic amendment application influence soil organism abundance in saline alkali soil. *European Journal of Soil Biology*, 54, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.10.006>

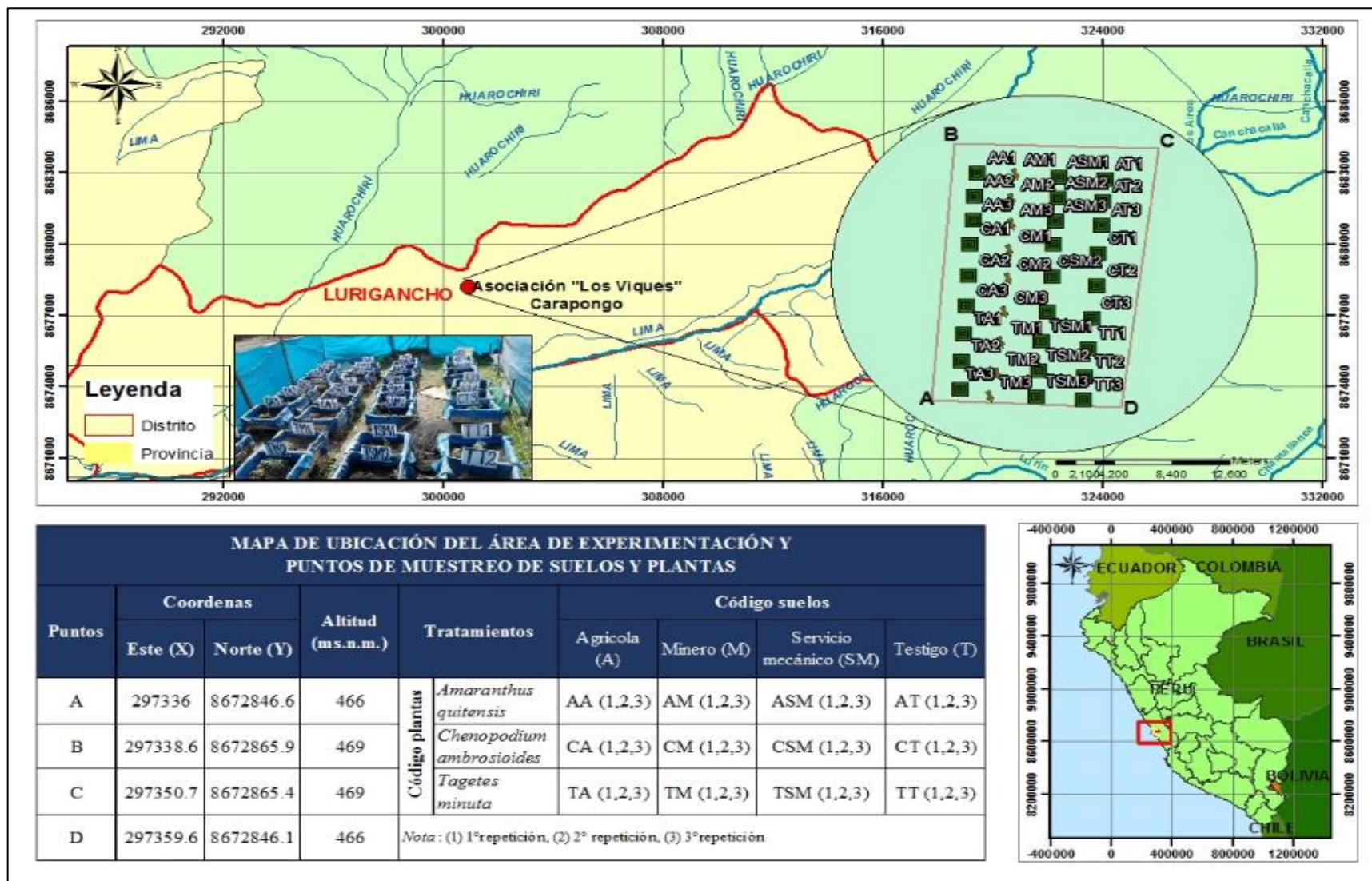
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368(2–3), 456–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>
- Yucra, S., Gasco, M., Rubio, J., y Gonzales, G. F. (2008). Exposición ocupacional a plomo y pesticidas órganofosforados: efecto sobre la salud reproductiva masculina. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica*, 25(4), 394–402.
- Zegarra, J., Soto, C., y Metternich, M. (2010). *Resumen Ambiental Nacional*.
- Zhang, Weihua, Cai, Y., Tu, C., & Ma, L. Q. (2002). Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. *Science of The Total Environment*, 300(1–3), 167–177. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00165-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00165-1)
- Zhang, Wen-hui, Huang, Z., He, L., & Sheng, X. (2012). Assessment of bacterial communities and characterization of lead-resistant bacteria in the rhizosphere soils of metal-tolerant *Chenopodium ambrosioides* grown on lead–zinc mine tailings. *Chemosphere*, 87(10), 1171–1178. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2012.02.036>
- Zhao, F. J., Hamon, R. E., Lombi, E., McLaughlin, M. J., & McGrath, S. P. (2002). Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Journal of Experimental Botany*, 53(368), 535–543. <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.368.535>
- Zuñiga Moreno, M. E. (2017). *Efecto de los bioles utilizando tres fuentes de nitrógeno en el desarrollo del cultivo de Amaranto (Amaranthus quitensis H.B.K. y Amaranthus hypochondriacus L.)*. Universidad Técnica de Ambato. Retrieved from <http://repositorio.uta.edu.ec/bitstream//Tesis-177 Ingenieria Agronomica-CD 526.pdf>

ANEXOS

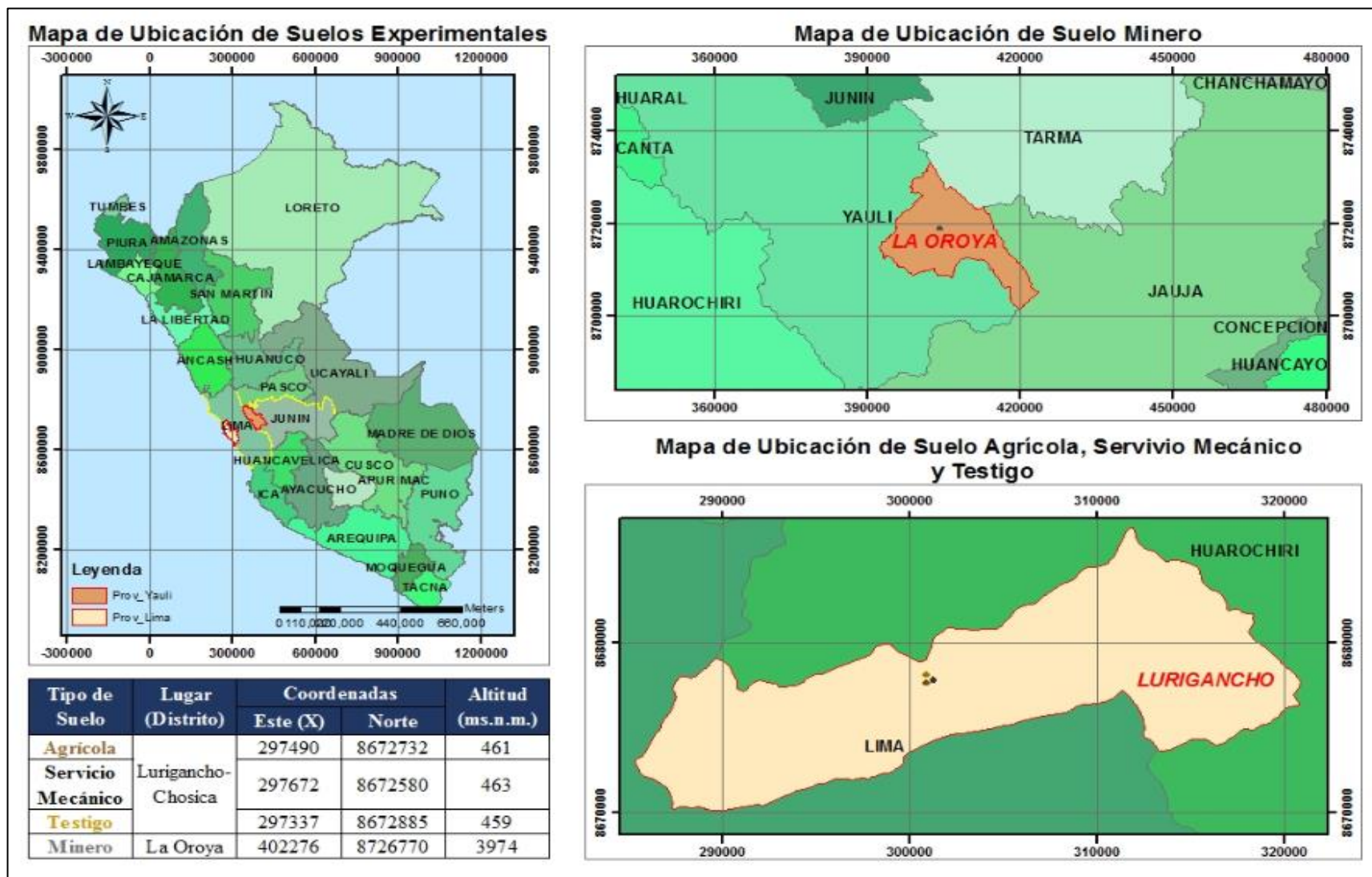
Anexo N°1: Matriz de consistencia

Problema	Objetivos	Variables	Dimensiones	Metodología
¿Las especies <i>Amaranthus quitensis</i> , <i>Chenopodium ambrosioides</i> y <i>Tagetes minuta</i> tienen la capacidad de acumular y remover plomo en suelos de uso agrícola, minero y servicio mecánico?	<p>Objetivo general: Evaluar la capacidad de acumulación de plomo de las plantas adventicias de especies <i>Amaranthus quitensis</i>, <i>Chenopodium ambrosioides</i> y <i>Tagetes minuta</i> en suelos de uso agrícola, minero y servicio mecánico.</p> <p>Objetivos específicos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cuantificar la absorción de plomo de cada especie vegetativa en su parte aérea y radicular de cada tratamiento empleando el diseño factorial aleatorio. • Analizar el tipo de absorción de plomo por cada especie mediante el factor de traslocación, bioacumulación aérea, bioacumulación radicular y bioconcentración total; así como la cuantificación en la biomasa aérea y radicular. • Determinar el comportamiento cinético en el desarrollo de cada especie en función al tiempo. • Determinar la remoción de plomo en cada tipo de suelo mediante las concentraciones antes y después del tratamiento utilizando el diseño factorial aleatorio. • Determinar los parámetros de textura, color, pH y conductividad eléctrica como indicadores secundarios del tratamiento aplicado. 	<p>Variable independiente:</p> <p>Capacidad de acumulación del <i>Amaranthus quitensis</i>, <i>Chenopodium ambrosioides</i> y <i>Tagetes minuta</i>.</p>	<p>Concentración de Pb en la parte aérea, radicular y total</p> <p>Absorción total (AT) de Pb</p> <p>Características biométricas</p> <p>Biomasa</p> <p>Factor de traslocación (FT), factor de bioacumulación aérea (FBA), factor de bioacumulación radicular (FBR) y factor de bioconcentración total (FBCT)</p>	<p>Espectrometría de absorción atómica / Espectrofotómetro</p> <p>Modelo matemático</p> <p>Observación visual y biométrica</p> <p>Pesaje</p> <p>Modelo matemático</p>
		<p>Variable dependiente:</p> <p>Concentración de Pb en cada tipo de suelo: Agrícola, minero, servicio mecánico y testigo</p>	<p>Concentración de Pb</p> <p>Remoción total (RT) de Pb</p>	<p>Espectrometría de absorción atómica / Espectrofotómetro</p> <p>Modelo matemático</p>
		<p>Parámetros fisicoquímicos: textura, color, conductividad eléctrica (CE) y pH</p>	<p>Hidrometría, tabla Munsell, conductivimetría y potenciometría</p>	

Anexo N°2: Mapa de ubicación del área de experimentación y puntos de muestreo de suelos y plantas



Anexo N°3: Mapa de ubicación de los diferentes tipos de suelo para el tratamiento



Anexo N°4: Formato de etiqueta a pedido de laboratorio (suelos y tejidos vegetales)

FICHA DE MONITOREO	
Nombre del Proyecto	Capacidad de acumulación de plomo de las especies adventicias <i>Amaranthus quitensis</i> , <i>Chenopodium ambrosioides</i> y <i>Tagetes minuta</i> en diferentes tipos de suelos.
Fecha	
Hora	
Código	
Lugar de Procedencia	Departamento:
	Distrito:
	Provincia:
Monitorista	
Celular	
Parámetros	

Anexo N°5: Fórmulas del método analítico de CE del suelo

FÓRMULAS PARA DETERMINAR CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

La CE a 25°C utiliza los datos de temperatura y conductividad del extracto para calcular la conductividad del suelo con la siguiente fórmula:

$$CE_{25} = CE_t * Ft$$

Donde:

CE_{25} = Conductividad en extracto a 25°C

CE_t = Conductividad en extracto a otra temperatura

Ft = Factor de temperatura

La temperatura debe corregirse a 25°C, con un factor de temperatura de la siguiente tabla:

Tabla 34. Factores de temperatura para corrección del procedimiento de análisis de CE.

°C	ft	°C	ft	°C	ft
3.0	1.709	22.2	1.060	29.4	0.918
4.0	1.66	22.4	1.055	29.6	0.914
5.0	1.613	22.6	1.051	29.8	0.911
6.0	1.569	22.8	1.047	30.0	0.907
7.0	1.528	23.0	1.043	30.2	0.904
8.0	1.488	23.2	1.038	30.4	0.901
9.0	1.448	23.4	1.034	30.6	0.987
10.0	1.411	23.6	1.029	30.8	0.894
11.0	1.375	23.8	1.025	31.0	0.890
12.0	1.341	24.0	1.02	31.2	0.887
13.0	1.309	24.2	1.016	31.4	0.884
14.0	1.277	24.4	1.012	31.6	0.88
15.0	1.247	24.6	1.008	31.8	0.877
16.0	1.218	24.8	1.004	32.0	0.873
17.0	1.189	25.0	1.000	32.2	0.870
18.0	1.136	25.2	0.996	32.4	0.867
18.2	1.157	25.4	0.992	32.6	0.864
18.4	1.152	25.6	0.998	32.8	0.861
18.6	1.147	25.8	0.983	33.0	0.858
18.8	1.142	26.0	0.979	34.0	0.846
19.0	1.136	26.2	0.975	35.0	0.829
19.2	1.131	26.4	0.975	36.0	0.815
19.4	1.127	26.6	0.967	37.0	0.801
19.6	1.122	26.8	0.964	38.0	0.788
19.8	1.117	27.0	0.960	39.0	0.775
20.0	1.112	27.2	0.956	40.0	0.763
20.2	1.107	27.4	0.953	41.0	0.750
20.4	1.102	27.6	0.95	42.0	0.739
20.6	1.097	27.8	0.947	43.0	0.727
20.8	1.092	28.0	0.943	44.0	0.716
21.0	1.087	28.2	0.940	45.0	0.705
21.2	1.082	28.4	0.936	46.0	0.694
21.4	1.078	28.6	0.932	47.0	0.683
21.6	1.073	28.8	0.929		
21.8	1.068	29.0	0.925		
22.0	1.064	29.2	0.921		

Anexo N°6: Fórmulas del método analítico de textura

FÓRMULAS PARA DETERMINAR TEXTURA DEL SUELO

Para hallar las lecturas corregidas A y B, se realiza una sumatoria del valor de densidad (g/lt) más el factor de temperatura de acuerdo al siguiente cuadro:

Tabla 35. Factores de corrección para textura.

Temperatura (°C)	Factor de corrección
14	-1.46
15	-1.22
16	-0.98
17	-0.27
18	0.44
19.44	0
20	0.18
21	0.54
22	0.89
23	1.25
24	1.61
25	2.01
26	2.41
27	3.31
28	4.2

Los cálculos de arena, arcilla y limo en % se calculan con las siguientes fórmulas:

$$\% \text{ arena} = 100 - \frac{(A * 100) - 100}{m}$$

$$\% \text{ arcilla} = \frac{B * 100}{m}$$

$$\% \text{ limo} = 100 - (\% \text{ arena} + \% \text{ arcilla})$$

Donde:

m = muestra de suelo (g)

A = 1ra lectura corregida

B = 2da lectura corregida

Luego se procede a la caracterización de la textura con el siguiente diagrama triangular:

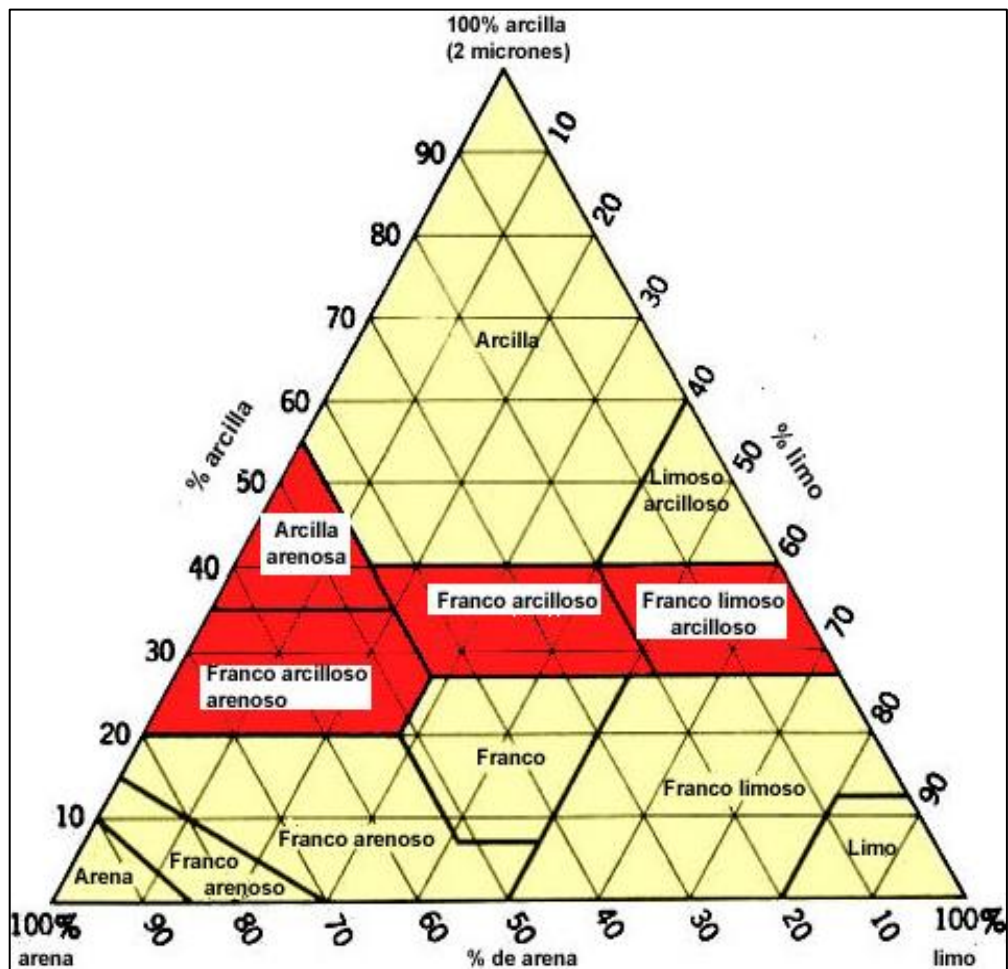
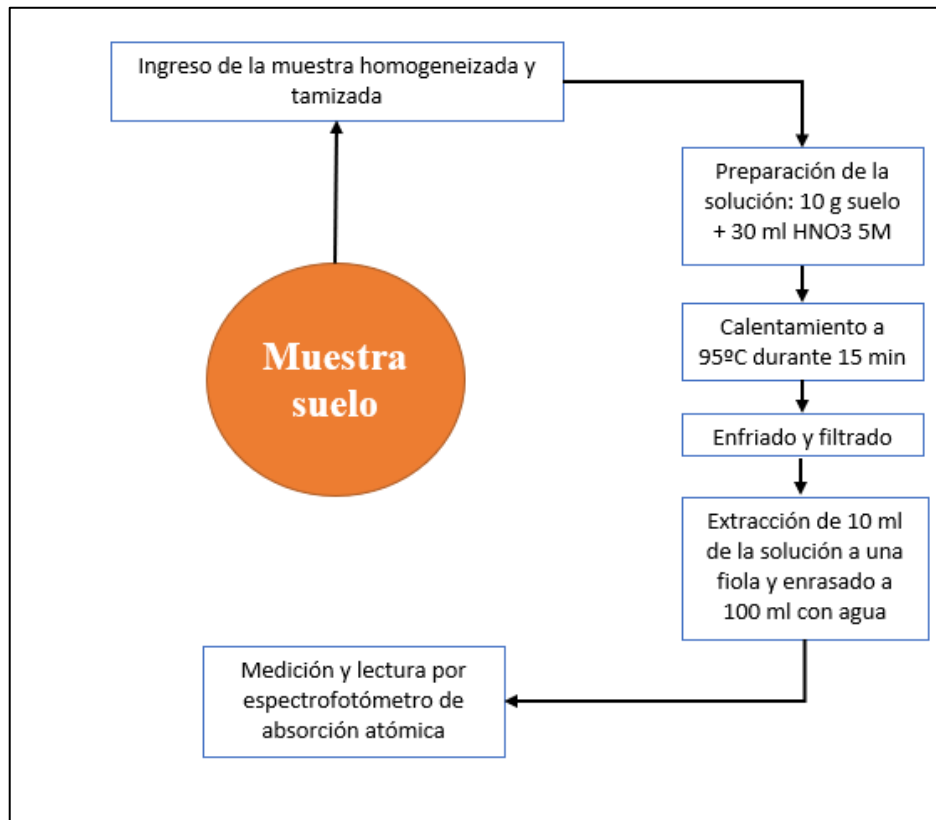
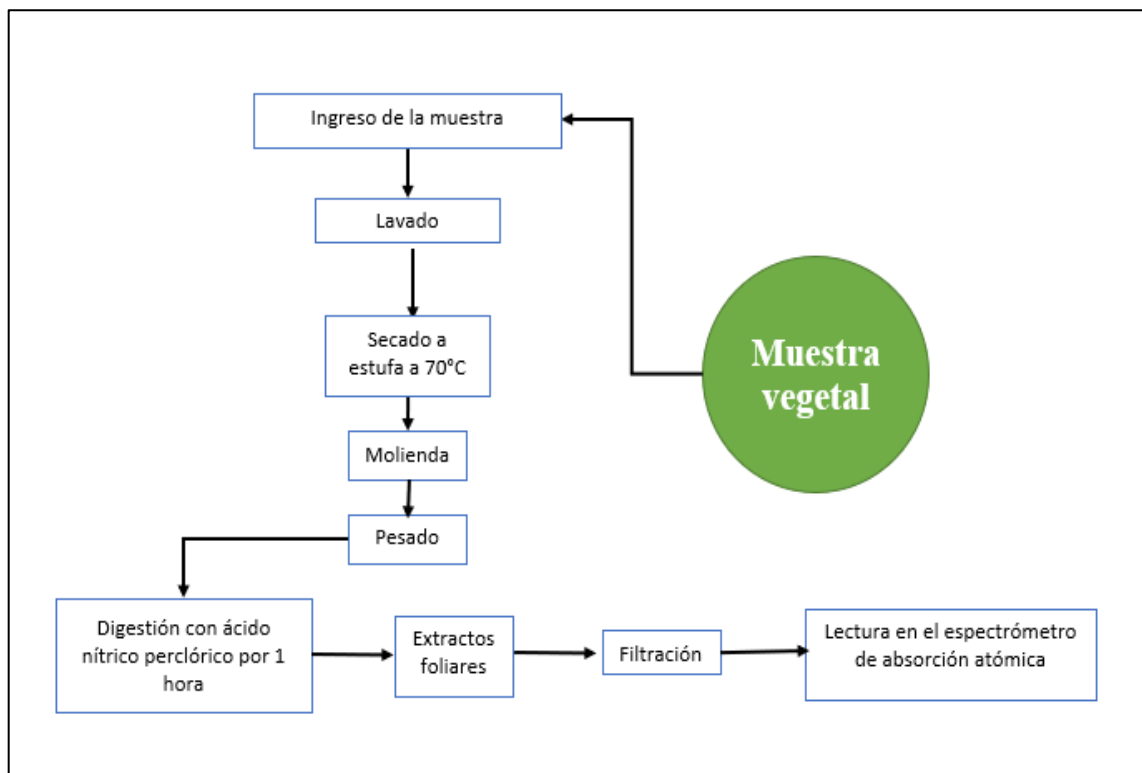


Figura 49. Triángulo de textura

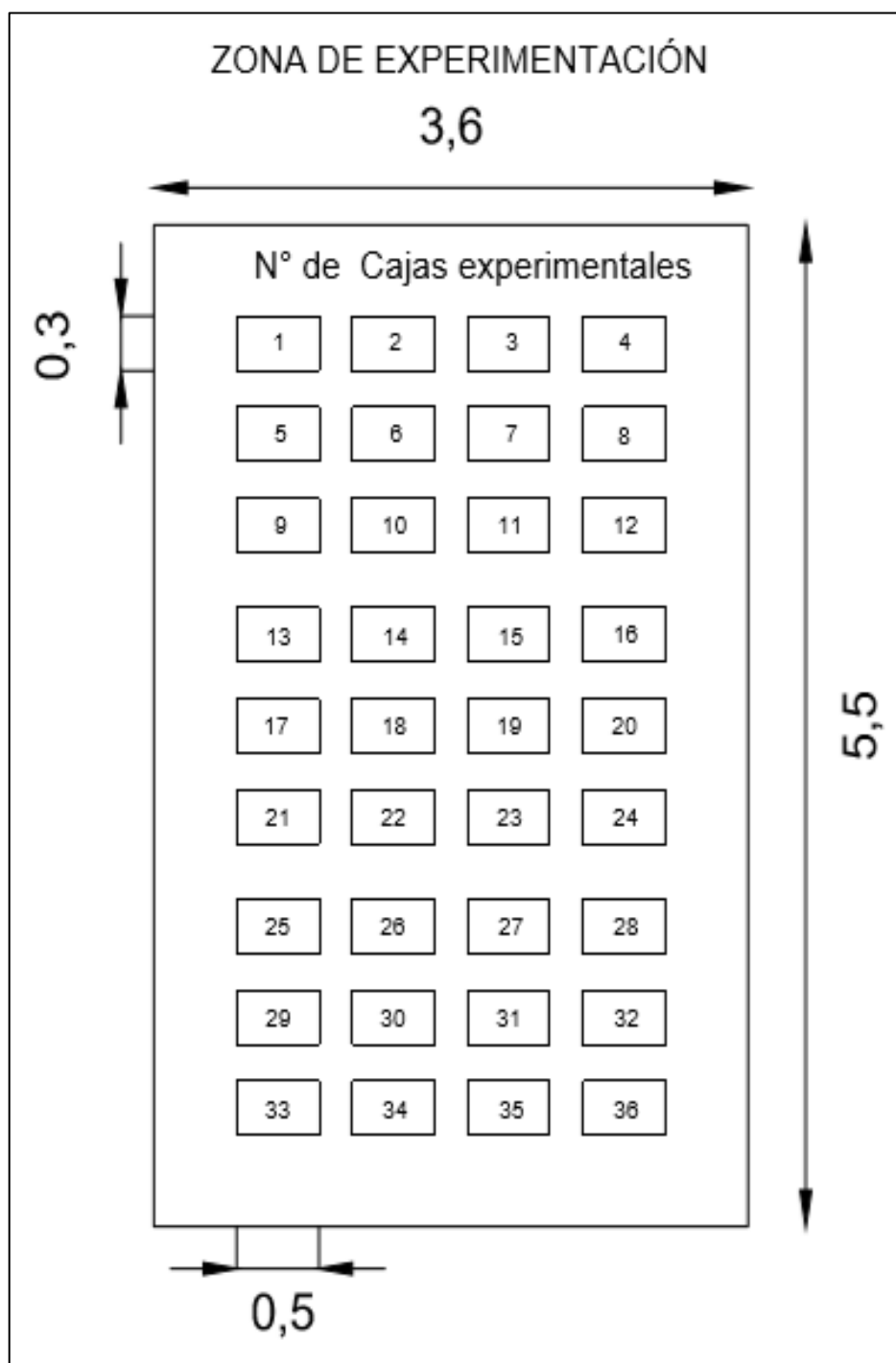
Anexo N°7: Diagrama del procedimiento de análisis de Pb por EAA en suelo



Anexo N°8: Diagrama del procedimiento de análisis de Pb por EAA en tejido vegetal



Anexo N°11: Esquema de numeración de cajas experimentales



Anexo N°12: Esquema de codificación de cajas experimentales

		TIPOS DE SUELO			
		Suelo agrícola	Suelo minero	Suelo servicio mecánico	Suelo testigo
ESPECIES VEGETATIVAS	Amaranthus quitensis	AA1	AM1	ASM1	AT1
		AA2	AM2	ASM2	AT2
		AA3	AM3	ASM3	AT3
	Chenopodium quitensis	CA1	CM1	CSM1	CT1
		CA2	CM2	CSM2	CT2
		CA3	CM3	CSM3	CT3
	Tagetes minuta	TA1	TM1	TSM1	TT1
		TA2	TM2	TSM2	TT2
		TA3	TM3	TSM3	TT3

Anexo N°13: Estándares internacionales de plomo

Tabla 36. Límites normalizados para Pb en diferentes países.

Límites Máximos de Pb en suelos; según normas internacionales			
País	Tipo de Suelo	Pb (mg/Kg)	Cita
México	Agrícola	400	<i>("NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004," 2007)</i>
	Industrial	800	
Alemania	Arcilloso	100	<i>(European Commission, 2001)</i>
	Limoso	70	
	Arenoso	40	
Suecia	General	82	<i>(Development of generic guideline values, 1997)</i>
Noruega	General	60	<i>(Vik, Breedveld, y Solberg, 1999)</i>
España	Agrícola	50	<i>(Kabata Pendias y Pendias, 2001)</i>
	Agrícola	70	
Canadá	Residencial	140	<i>(Canadian Environmental Quality Guidelines - CCME, 2007)</i>
	Comercial	260	
	Industrial	600	
Ecuador	General	100	<i>(Ley de Gestión Ambiental del Ecuador, 2014)</i>
	Agrícola	375	
Argentina	Comercial	500	<i>(Ley N° 24.051, 1993)</i>
	Industrial	1000	

Anexo N°14: Tablas estadísticas

- Remoción de plomo en el suelo

Univariate Tests of Significance for Remoción Total de Pb en el suelo (%) (DCA)

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	74702.52	1	74702.52	1524.602	0.000000
Tipo de plantas	248.18	2	124.09	2.533	0.100482
Tipo de suelos	4291.06	3	1430.35	29.192	0.000000
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	1139.65	6	189.94	3.877	0.007591
Error	1175.95	24	49.00		

TUKEY: Unequal N HSD; Variable: Pb Final en el suelo (mg/kg) (DCA) Marked differences are significant at $p < .05000$

Tipo de Planta	{1} M=138.79	{2} M=182.77	{3} M=52.729	{4} M=90.287
agrícola {1}		0.011667	0.000166	0.004878
minero {2}	0.011667		0.000165	0.000165
servicio mecánico {3}	0.000166	0.000165		0.037785
testigo {4}	0.004878	0.000165	0.037785	

- Absorción de plomo en las plantas

Univariate Tests of Significance for Absorción Total Pb en la planta (mg/kg) (DCA)

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	41073.37	1	41073.37	1479.554	0.000000
Tipo de plantas	1002.27	2	501.13	18.052	0.000016
Tipo de suelos	3079.09	3	1026.36	36.972	0.000000
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	2755.49	6	459.25	16.543	0.000000
Error	666.26	24	27.76		

TUKEY: Unequal N HSD; Variable: Pb Hojas y tallo (mg/kg) (DCA) Marked differences are significant at $p < .05000$

Tipo de Planta	{1} M=10.418	{2} M=13.688	{3} M=10.135
Amaranthus {1}		0.036471	0.972605
Chenopodium {2}	0.036471		0.021517
Tagetes {3}	0.972605	0.021517	

TUKEY: Unequal N HSD; Variable: Pb Inflorescencia (mg/kg) (DCA) Marked differences are significant at $p < .05000$

Tipo de Planta	{1} M=18.418	{2}M=14.318	{3} M=0.0000	{4} M=10.030
agrícola {1}		0.633135	0.000194	0.088099
minero {2}	0.633135		0.001271	0.599350
servicio mecánico {3}	0.000194	0.001271		0.030201
testigo {4}	0.088099	0.599350	0.030201	

TUKEY: Unequal N HSD; Variable: Pb Raiz (mg/kg) (DCA) Marked differences are significant at $p < .05000$

Tipo de Planta	{1} M=16.411	{2}M=21.163	{3} M=18.894	{4} M=7.9144
agrícola {1}		0.185328	0.703618	0.004404
minero {2}	0.185328		0.757596	0.000173
servicio mecánico {3}	0.703618	0.757596		0.000359
testigo {4}	0.004404	0.000173	0.000359	

- Concentración de plomo final en el suelo

Univariate Tests of Significance for Pb Final en el suelo (mg/kg) (DCA)

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	485609.200	1	485609.200	819.306	0.000000
Tipo de plantas	1183.500	2	591.800	0.998	0.383257
Tipo de suelos	86774.800	3	28924.900	48.801	0.000000
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	9899.100	6	1649.800	2.784	0.033673
Error	14225.000	24	592.700		

- Comparación de concentraciones de plomo antes y después del tratamiento

T-test for Independent Samples (DCA) Pb inicial en el suelo (mg/kg) vs Pb final en el suelo (mg/kg). Note: Variables were treated as independent samples

Group 1 vs. Group 2	Mean Group 1	Mean Group 2	t-value	df	p	Valid N Group 1	Valid N Group 2	Std. Dev. Group 1	Std. Dev. Group 2	F-ratio	p Variance
Pb inicial en el suelo (mg/kg) vs Pb final en el suelo (mg/kg)	233.5800	116.1428	4.8862	76	0.00004	36	36	129.4144	56.58935	5.229928	0.00004

- Concentración de plomo final en la raíz

Univariate Tests of Significance for Pb Raíz (mg/kg) (DCA)

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	9326.731	1	9326.731	1265.499	0.000000
Tipo de plantas	233.020	2	116.510	15.809	0.000042
Tipo de suelos	904.917	3	301.639	40.928	0.000000
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	350.303	6	58.384	7.922	0.000088
Error	176.880	24	7.370		

- Concentración de plomo final en las hojas y tallo

Univariate Tests of Significance for Pb Hojas y tallo (mg/kg) (DCA)

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	4689.739	1	4689.739	864.2383	0.000000
Tipo de plantas	93.552	2	46.776	8.6200	0.001509
Tipo de suelos	129.191	3	43.064	7.9359	0.000756
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	54.814	6	9.136	1.6835	0.168322
Error	130.235	24	5.426		

- Concentración de plomo final en la inflorescencia

Univariate Tests of Significance for Pb Inflorescencia (mg/kg) (DCA)

Sigma-restricted parameterization

Effective hypothesis decomposition

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	4115.009	1	4115.009	1370.692	0.000000
Tipo de plantas	309.791	2	154.895	51.595	0.000000
Tipo de suelos	1688.319	3	562.773	187.457	0.000000
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	1307.164	6	217.861	72.568	0.000000
Error	72.051	24	3.002		

- Concentración de plomo aérea

Univariate Tests of Significance for Concentración de Pb aérea (mg/Kg) (DCA)

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	18799.15	1	18799.15	1036.310	0.000000
Tipo de plantas	334.20	2	167.10	9.211	0.001075
Tipo de suelos	2416.89	3	805.63	44.411	0.000000
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	1954.28	6	325.71	17.955	0.000000
Error	435.37	24	18.14		

- Concentración de plomo radicular

Univariate Tests of Significance for Concentración de Pb radicular (mg/Kg) (DCA)

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercep	9326.731	1	9326.731	1265.499	0.000000
Tipo de plantas	233.020	2	116.510	15.809	0.000042
Tipo de suelos	904.917	3	301.639	40.928	0.000000
Tipo de plantas vs Tipo de suelo	350.303	6	58.384	7.922	0.000088
Error	176.880	24	7.370		

- Comparación de concentraciones de plomo aérea y radicular

T-test for Independent Samples (DCA) Concentración Pb - Aérea (mg/kg) vs. Concentración de Pb - Radicular (mg/kg)

Note: Variables were treated as independent samples

Group 1 vs. Group 2	Mean Group 1	Mean Group 2	t-value	df	Valid N Group 1	Valid N Group 2	Std. Dev. Group 1	Std. Dev. Group 2	F-ratio	p-values
Concentración Pb - Aérea (mg/kg) vs. Concentración de Pb - Radicular (mg/kg)	22.85167	16.09583	2.906851	70	36	36	12.11933	6.897452	3.087309	0.001240

Anexo N°15: Evidencias fotográficas de la etapa de experimentación

- Preparación del área de experimentación



- Armado de cajas experimentales



- Colocación de sustratos



- Trasplante



- Seguimiento visual y biométrico





- Desarrollo final de plantas y recolección de muestras





- Preparación de muestras para análisis en laboratorio



- Análisis de parámetros fisicoquímicos

