

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA
ESPECIE *Chrysopogon zizanioides* MEDIANTE LA INCORPORACIÓN
DE ENMIENDAS EN RELAVES MINEROS”**

Presentado por:

CRISTINA MIRELLA CALLIRGOS RODRIGUEZ

TESIS PARA OPTAR EL TITULO DE:

INGENIERO AMBIENTAL

2014

DEDICATORIA

A Dios por ser quien me guía,
a mi amada madre Mirella
por su incondicional apoyo

A mi querida hermana Gabriela
por apoyarme siempre.

A mi querida familia, mis tías Edith, Lorenza,
a mis abuelos paternos y maternos,
y a Raúl por estar siempre
a mi lado alentándome.

A la memoria de mi abuelo Benedicto,
quién siempre me incentivó a seguir
adelante y fue mi ejemplo.

AGRADECIMIENTO

Le agradezco a Dios por bendecirme para llegar hasta donde he llegado.

A toda mi familia, en especial a mi madre y hermana, por su apoyo incondicional, preocupación e interés, las cuales siempre colaboraron en la realización y culminación del presente proyecto. A mis amigos y amigas, que siempre me aconsejaron y apoyaron.

A mi patrocinador de tesis, Blgo. Juan Juscamaita Morales, por su valioso apoyo y dedicación, quien con sus conocimientos experiencia y motivación, me orientó en la ejecución de este proyecto.

De igual manera agradecer a mi co-patrocinador el profesor M.Sc. Guillermo Aguirre Yato, al profesor Ever Menacho, por brindarme su asesoramiento y apoyo.

Al Centro de investigación en recursos genéticos y biotecnología vegetal CIRGEBV del laboratorio del Departamento de Biología de la Universidad Nacional Agraria La Molina, por haberme dado la oportunidad de realizar este experimento en sus instalaciones.

A todo el personal técnico que trabaja en el Laboratorio de Biología, por su apoyo y colaboración.

Son muchas las personas que han formado parte de mi vida profesional a las que me encantaría agradecerles su amistad, consejos, apoyo, ánimo. Algunas están aquí conmigo y otras en mis recuerdos y en mi corazón, sin importar en donde estén quiero darles las gracias por formar parte de mí, por todo lo que me han brindado y por todas sus bendiciones.

ÍNDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1 CONCEPTOS GENERALES	3
a. Metal Pesado	3
b. Relave	4
c. Suelo	4
d. Fuentes de metales pesados en el suelo	5
e. Contaminación del suelo	6
f. Lixiviación	7
2.2 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA BIODISPONIBILIDAD DE METALES Y SUS MECANISMOS DE MOVILIZACIÓN EN EL SUELO	7
2.2.1 Factores que influyen en la biodisponibilidad de metales	8
a. Condiciones Redox	8
b. Potencial de Hidrógeno (pH)	8
c. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	10
d. Materia orgánica	12
e. Conductividad Eléctrica (CE)	13
f. Contenido y tipo de arcilla	14
g. Óxidos de hierro, manganeso y aluminio	14
h. Presencia de cationes y aniones en la solución suelo	14
i. Meteorización química y Oxidación de la pirita	15
j. Solución suelo	17
k. Enmienda	17
2.2.2 Mecanismo de movilización de los metales en el suelo	18
a. Rutas para el transporte de elementos traza en el suelo	18
b. Dinámica de los metales pesados en el suelo	18
c. Precipitación	19
d. Complejación y Quelación	19
2.3 EFECTO DE LOS METALES EN EL MEDIO SUELO-PLANTA	20
a. Efecto del cadmio	20
b. Efecto del plomo	22
c. Efecto del cromo	24
d. Efecto del cobre	26
e. Efecto del hierro	27
2.4 EFECTO TÓXICO DE LOS METALES EN LAS PLANTAS	28
a. Efecto Tóxico del Cadmio en las Plantas	28
b. Efecto Tóxico del Plomo en las Plantas	29
c. Efecto Tóxico del Cromo en las Plantas	30
d. Efecto Tóxico del Cobre en las Plantas	31
e. Efecto Tóxico del Hierro en las Plantas	32

2.5	FITORREMEDIACIÓN	33
	a. Fitoacumulación	34
	b. Rizodegradación	34
	c. Fitoextracción	34
	d. Fitodegradación	34
	e. Fitoestabilización	35
	f. Fitovolatilización	35
2.6	ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS EN FITORREMEDIACIÓN	37
2.7	ESPECIE VEGETAL <i>Chrysopogon zizanioides</i> "VETIVER GRASS"	38
	a. Características	38
	b. Antecedentes y Experiencias con la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty "Vetiver Grass".	39
	c. Reproducción de la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty "Vetiver Grass"	40
	d. Bioacumulación de metales pesados en la materia seca radicular y foliar de la especie vegetal <i>Chrysopogon zizanioides</i> .	40
2.8	ABSORCIÓN, BIOACUMULACIÓN, QUELACIÓN Y TRANSLOCACIÓN DE METALES PESADOS EN PLANTAS	41
	a. Acumulación de los metales en la rizósfera	41
	b. Absorción de los metales en la rizósfera	42
	c. Quelación	43
	d. Translocación de los metales desde la raíz al resto de la planta	44
	e. Absorción de los metales en el tejido foliar	44
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	45
3.1	UBICACIÓN	45
3.2	CONDICIONES METEOROLÓGICAS	45
3.3	MATERIALES	46
	a. Material Vegetal	46
	b. Material Contaminante	47
	c. Material Inorgánico: Lodo Bentonítico	48
	d. Compost	49
	e. Fertilizante Orgánico	49
	f. Suelo Orgánico	50
	g. Hidrogel	52
	h. Otros Materiales	52
3.4	DESCRIPCIÓN DEL EXPERIMENTO	53
	a. Sembrado y tratamiento de los esquejes de especies vegetales	53
	b. Riego	53
	c. Diseño Experimental	54
	d. Ensayo de Agua Lixiviada	54
	e. Población y Muestra	54
3.5	TRATAMIENTOS	55
3.6	MÉTODO	58
3.7	PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE DATOS	61

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES	62
4.1 EFECTO DE LA INCORPORACION DE ENMIENDAS EN EL Ph, CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE) Y CIC DEL SUELO	62
a. Variación del pH en el suelo	63
b. Variación de la capacidad de intercambio catiónico en el suelo	64
c. Variación de la conductividad eléctrica en el suelo	66
4.2 EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS Y VETIVER GRASS EN EL SISTEMA SUELO- PLANTA-LIXIVIADO.	67
a. Variación de la concentración de cadmio en el suelo, vetiver grass y lixiviados	68
b. Variación de la concentración de plomo en el suelo, vetiver grass y lixiviados	72
c. Variación de la concentración de cromo en el suelo, vetiver grass y lixiviados	77
d. Variación de la concentración de cobre en el suelo, vetiver grass y lixiviados	81
e. Variación de la concentración de hierro en el suelo, vetiver grass y lixiviados	85
4.3 EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS EN LA VARIACIÓN DEL CRECIMIENTO DEL VETIVER GRASS.	89
a. Variación del crecimiento del vetiver grass	89
b. Diámetro a la altura del cuello	90
c. Porcentaje de supervivencia del vetiver grass	90
4.4 CANTIDAD Y PORCENTAJE DE Cd, Pb, Cr, Cu y Fe MOVILIZADO	91
4.5 COMPARACIÓN DE CONCENTRACIONES CON UMBRALES EN SUELO y PLANTA	98
V. CONCLUSIONES	103
VI. RECOMENDACIONES	104
VII.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
VIII. ANEXOS	118

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Fuentes naturales de metales pesados en el suelo	5
Cuadro 2: Principales fuentes antropogénicas de metales pesados en suelos europeos	5
Cuadro 3: Clasificación de suelos contaminados	6
Cuadro 4: Movilidad relativa de los metales pesados según el Potencial Redox (Eh) y Potencial de Hidrógeno (pH) del suelo	8
Cuadro 5: Disponibilidad relativa de metales de acuerdo a su forma de retención en el suelo.	11
Cuadro 6: Umbrales de concentración de metales pesados limitantes del crecimiento del vetiver en comparación con las plantas en general	33
Cuadro 7: Ejemplo de pruebas exitosas con plantas	37
Cuadro 8: Clasificación vegetal de la especie <i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty	38
Cuadro 9: Condiciones Meteorológicas durante la evaluación	45
Cuadro 10: Características del vetiver grass	46
Cuadro 11: Características del material contaminante utilizado	47
Cuadro 12: Características del lodo bentonítico	48
Cuadro 13: Características del compost	49
Cuadro 14: Características del Fertilizante Orgánico Utilizado	50
Cuadro 15: Características del suelo utilizado	51
Cuadro 16: Características químicas de agua de riego	53
Cuadro 17: Población y muestra de los materiales utilizados	54
Cuadro 18: Tratamientos aplicados	55
Cuadro 19: Tipos de enmiendas orgánicas e inorgánicas a usar en los tratamientos.	56
Cuadro 20: Características iniciales de los tratamientos con enmiendas	57
Cuadro 21: Metodología de laboratorio en análisis de suelos contaminados	58
Cuadro 22: Métodos aplicados en la caracterización de materia radicular y foliar.	59
Cuadro 23: Métodos aplicados en la caracterización de agua lixiviada.	60
Cuadro 24: Características efíicas de los tratamientos evaluados	62
Cuadro 25: Resultados de cálculo de cantidad inicial de metales en cada tratamiento.	68
Cuadro 26: Balance de masa de Cadmio total	68
Cuadro 27: Balance de masa de Plomo total	72
Cuadro 28: Balance de masa de Cromo total	77
Cuadro 29: Balance de masa de Cobre total	81
Cuadro 30: Balance de masa de Hierro total	85
Cuadro 31: Cantidad de Cadmio movilizado	92
Cuadro 32: Cantidad de Plomo movilizado	93
Cuadro 33: Cantidad de Cromo movilizado	94
Cuadro 34: Cantidad de Cobre movilizado	95
Cuadro 35: Cantidad de Hierro movilizado	96

Cuadro 36: Características iniciales de los tratamientos.....	119
Cuadro 37 Características edáficas de los tratamientos al finalizar la evaluación	134
Cuadro 38: Concentración inicial y final de metales en suelos tratados con enmiendas...	135
Cuadro 39:Resultados de cálculo de cantidad de metales en suelo.....	136
Cuadro 40: Resultados cantidad de metales en suelo.....	137
Cuadro 41:Resultados de concentración de metales en hojas y raíces de vetiver grass....	143
Cuadro 42: Resultados de cálculo de extracción de metales en hojas y raíces de vetiver grass.....	144
Cuadro 43: Resultados de extracción en hojas y raíces de vetiver grass.....	145
Cuadro 44 Resultados de medición del DAC.....	153
Cuadro 45: Resultados de mediciones de longitud de hojas de vetiver grass	156
Cuadro 46:Resultados de cantidad de esquejes vivos y muertos de vetiver grass.....	159
Cuadro 47:Resultados de cantidad de metales (mg) en el lixiviado generado.....	161

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Procesos de fitorremediación que dan lugar a la eliminación de contaminantes en el suelo.....	36
Figura 2: Variación del pH en los diferentes tratamientos aplicados	63
Figura 3: Variación de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) en los diferentes tratamientos aplicados	64
Figura 4: Variación de la conductividad eléctrica (CE) en los diferentes tratamientos aplicados.....	66
Figura 5: Balance de masa de cadmio total en el suelo (mg/muestra).....	69
Figura 6: Balance de masa de cadmio total en materia foliar y radicular (mg).....	70
Figura 7: Balance de masa de Cd (mg) en lixiviados	71
Figura 8: Balance de masa de concentración de plomo total en el suelo (mg)	73
Figura 9: Balance de masa de concentración de plomo total en materia seca foliar y radicular (mg)	75
Figura 10: Balance de masa de Cd (mg) en lixiviados	76
Figura 11: Balance de masa de concentración de cromo total en el suelo (mg)	78
Figura 12: Balance de masa de concentración de cromo total en materia seca foliar y radicular (mg).	79
Figura 13: Balance de masa de Cr (mg) en lixiviados	80
Figura 14: Balance de masa de concentración de cobre total en el suelo (mg).....	82
Figura 15: Balance de masa de concentración de cobre total en materia seca foliar y radicular (mg).	83
Figura 16: Balance de masa de Cu(mg) en lixiviados	84
Figura 17: Balance de masa de concentración de hierro total en el suelo (mg)	86
Figura 18: Balance de masa de concentración de hierro total en materia seca foliar y radicular (mg).	87
Figura 19: Balance de masa de Fe (mg) en lixiviados	88
Figura 20: Longitud de hojas del "vetiver grass"	89
Figura 21: Diámetro a la altura del cuello del "vetiver grass".....	90
Figura 22: Porcentaje de Supervivencia del Vetiver grass.....	90
Figura 23: Porcentaje de Cadmio movilizado	92
Figura 24: Porcentaje de Plomo movilizado	93
Figura 25: Porcentaje de Cromo movilizado.....	94
Figura 26: Porcentaje de Cobre movilizado	95
Figura 27: Porcentaje de Hierro movilizado	97
Figura 28: Concentración de Cadmio (mg/Kg)	98
Figura 29: Concentración de Plomo (mg/Kg)	99
Figura 30: Concentración de Cromo (mg/Kg).....	100
Figura 31: Concentración de Cobre (mg/Kg).....	101
Figura 32: Concentración de Hierro (mg/Kg)	102

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Características de enmiendas al inicio de la evaluación.....	119
Anexo 2: Análisis foliar y radicular de la especie vetiver grass (<i>Chrysopogon zizanioides</i>).....	121
Anexo 3: Caracterización de Relave Minero Artesanal procedente de Ollachea-Puno y Lodo bentonítico	124
Anexo 4: Caracterización del Suelo procedente de la UNALM. Lima-Perú	127
Anexo 5: Caracterización del compost elaborado en el taller de conservación de suelos y agricultura sostenible (CONSAS) de la facultad de agronomía de la UNALM	129
Anexo 6: Caracterización del fertilizante orgánico comercial alopes forte ® producido por NOGA-FER PERU S.A.C.....	131
Anexo 7: Resultados de las características edáficas al finalizar la evaluación	133
Anexo 8: Resultados de concentración de metales en hojas y raíces de vetiver grass	142
Anexo 9: Datos de crecimiento de vetiver grass	152
Anexo 10: Lixiviados.....	160
Anexo 11: Análisis estadísticos.....	163
Anexo 12: Galería Fotográfica	175

RESUMEN

La presente investigación tiene el propósito de evaluar la capacidad fitorremediadora de la especie *Chrysopogon zizanioides* mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros, y evaluar una alternativa económica, simple y natural para recuperar suelos contaminados con relaves ácidos mediante el uso del Vetiver grass, y de esta manera contribuir con descontaminar suelos y aguas subterráneas con presencia de metales pesados producto de las actividades mineras, asegurando la recuperación del suelo para el futuro.

La evaluación se realizó durante un período de 90 días, durante los meses de enero a mayo del 2012, en el Centro de Investigación en Recursos Genéticos y Biotecnología Vegetal CIRGEBV del laboratorio del Departamento de Biología de la Universidad Nacional Agraria La Molina en Lima Perú, bajo condiciones de invernadero, en donde se realizaron cinco tratamientos que incluían enmiendas orgánicas e inorgánicas las cuales incluyeron: compost, fertilizante orgánico, suelo natural, lodo bentonítico e hidrogel; los cuales fueron mezclados junto con el relave minero, adicionando el vetiver grass para evaluar su capacidad fitorremediadora.

Como parte de los objetivos relacionados al presente trabajo de investigación, se realizó la evaluación del efecto en conjunto del Vetiver grass en suelos preparados con enmiendas orgánicas e inorgánicas, sobre la variación del pH, conductividad eléctrica en el suelo; así como, el crecimiento de la especie vegetal y la concentración de Cr, Cu, Cd, Fe, Pb total en el suelo, materia seca radicular, foliar y lixiviados generados.

Al finalizar la evaluación, se determinó que la aplicación de lodos bentoníticos e hidrogel como enmienda, favorece la mayor bioacumulación de Cr en hojas (0.0626mg en T3, 0.0616mg en T4 y 0.0846 mg en T5); Cu en hojas (0.110 mg en T3, 0.1259 mg en T4 y 0.1706 mg en T5) del vetiver grass ; Cd en hojas (0.0626 mg en T3 y 0.0846 mg en T5) y

Fe en hojas (17.0648 mg en T4 y 22.6708 mg en T5). En general el vetiver grass bioacumuló mayor cantidad de Cd, Cu y Cr en hojas en comparación que en raíces.

La concentración de Cadmio, Cobre, Hierro y Plomo en los lixiviados fue reducida mediante la aplicación de las diferentes enmiendas en los tratamientos T2, T3, T4, T5 durante 3 meses de plantación. Los tratamientos más eficientes en la disminución de metales en lixiviados variaron según el tipo de tratamiento, donde en T1 el Cd tuvo 0.1781 mg en lixiviado, reduciéndose hasta 0.0111mg de Cd en T4. Asimismo el Pb en T1 fue 0.1577mg, reduciéndose hasta 0.0019 mg en T4. El Cu en T1 tuvo 2 mg, disminuyendo hasta 0.072 mg de Cu para T3. Además el Fe en T1 con un valor de 1569.4 mg de Fe, disminuyó hasta 8.3455 mg de Fe para T2.

Palabras claves: Fitorremediación, vetiver grass, *Chrysopogon zizanioides*, bioacumulación, metales pesados.

ABSTRACT

This research entitled "Assessing of phytoremediation capacity of the specie *Chrysopogon zizanioides* through the incorporation of amendments in mine tailings" has the purpose of evaluating an economic alternative, simple and natural for recover soils contaminated with acid tailings by the use of vetiver grass, and this way contribute to decontaminate soil and groundwater with heavy metals of mining product, ensuring soil recuperation for the future.

The evaluation was conducted over a period of 90 days during the months of January to May of 2012, at the Center for Research on genetic resources and plant biotechnology CIRGEBV of the Department of Biology in the National University Agraria La Molina in Lima Peru, under greenhouse conditions, where there were five treatments including organic and inorganic amendments which included: compost, organic fertilizer, natural soil, bentonite sludge and hydrogel, which were mixed together with mining tailing, adding the vetiver grass to evaluate its phytoremediation capacity.

It aimed to assess the effect of vetiver grass and amendments on: changes in pH, electrical conductivity in the soil plant species growth, concentration of Cr, Cu, Cd, Fe, Pb total in the soil, root dry matter, leaf dry matter and leachate generated.

After the evaluation , it was determined that application of bentonite slurry and hydrogel as amended, favors a higher bioaccumulation of Cr in sheet (0.0626mg in T3, 0.0616 mg in T4 and 0.0846 mg in T5); Cu in sheets (0.110 mg in T3, 0.1259 mg in T4 and 0.1706 mg in T5) of vetiver gras; Cd in leaves (0.0626 mg in T3 and 0.0846 mg in T5) and Fe in leaves (17.0648 mg in T4 and 22.6708 mg in T5). Overall vetiver grass bioaccumulated Cd, Cu and Cr in leaves than in roots compared .

The concentration of cadmium, copper, iron and lead in the leachate was reduced by the application of different amendments in treatments T2, T3 , T4 , T5 for 3 months of planting . The most efficient treatments in reducing metals in leachate varied by type of treatment , where T1 was 0.1781 mg Cd in leachate , decreasing to 0.0111mg of Cd in T4 . Similarly in the T1 was 0.1577mg Pb, decreasing to 0.0019 mg in T4. The concentration of Cu in T1 was 2 mg, decreasing to 0.072 mg Cu for T3. Furthermore, Fe in T1 with a value of 1569.4 mg Fe, decreased to 8.3455 mg Fe in T2 .

Keywords: Phytoremediation, vetiver grass, *Chrysopogon zizanioides*, bioaccumulate heavy metals.

I. INTRODUCCIÓN

La presente investigación surge ante la búsqueda de una técnica natural, de bajo costo y eficiente de remediación de suelos contaminados con relaves mineros, por lo que se propone la técnica de fitorremediación mediante el uso de la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides* llamada “vetiver grass” debido al potencial para descontaminar suelos con presencia de metales pesados (Truong y Baker, 1998; Roongtanakiat y Chairroj, 2001; mencionados en Nualchavee Roongtanakiatl, 2009).

Los relaves mineros poseen metales pesados que acarrearán la contaminación de los suelos comprometidos en su ubicación, haciendo que éstos se acumulen en los microorganismos, organismos vegetales y animales circulando así en la cadena alimenticia (Chen, 2003), poseen escasez de nutrientes esenciales y niveles tóxicos de metales (principalmente Cu, Zn, Pb y Cd), además de afectar el crecimiento y desarrollo vegetal (Ochoa, 1997).

La especie *Chrysopogon zizanioides* mencionada en la presente investigación cuenta con características que la posicionan como una excelente especie fitorremediadora de suelos contaminados, por lo tanto es importante conocer la capacidad de fitorremediación de esta especie vegetal para considerarla como candidata en el cierre de componentes mineros tales como relaveras, realizando un aporte científico que beneficie en la recuperación de áreas degradadas.

En esta investigación, se seleccionó además del vetiver grass el uso de enmiendas orgánicas e inorgánicas, debido a que éstas mejoran las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de los sustratos ayudando a restituir la actividad microbiana y crear las condiciones físicas y químicas favorables para la sobrevivencia y el desarrollo inicial de las plantas, (Santibáñez, 2005), por éstos motivos es necesaria la presencia de enmiendas.

El objetivo principal de la presente investigación es evaluar la capacidad fitorremediadora de la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides* en relaves mineros mediante la adición de enmiendas orgánicas e inorgánicas, para lo cual se consideran los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar el efecto de incorporación de las enmiendas orgánicas e inorgánicas sobre la variación del pH, conductividad eléctrica y metales pesados: Cr, Cu, Cd, Fe, y Pb total en el suelo contaminado con relave.
- Evaluar el efecto de las enmiendas en la variación del crecimiento de la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides*.
- Evaluar el efecto de las enmiendas sobre la bioacumulación de metales pesados: Cr, Cu, Cd, Fe, y Pb en la materia seca radicular y foliar de la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides*.
- Evaluar el efecto de las enmiendas en la variación de metales pesados Cr, Cu, Cd, Fe y Pb en el agua lixiviada generada.

Teniendo como hipótesis que mediante el uso de la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides* y la adición de enmiendas orgánicas e inorgánicas se incrementaría la fracción biodisponible de los metales en el medio produciéndose la acumulación en los tejidos de las plantas, permitiendo su inmovilización “in situ”.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 CONCEPTOS GENERALES

a. Metal Pesado

El término de metal pesado refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas. Los ejemplos de metales pesados o algunos metaloides, incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros (Lucho, Alvarez, Beltran, 2005).

Junto a ellos hay otros elementos que, aunque son metales ligeros o no metales, se suelen englobar con ellos por orígenes y comportamientos asociados; es este el caso del As, B, Ba y Se. Los metales pesados se clasifican en dos grupos:

- Oligoelementos o micronutrientes. Necesarios en pequeñas cantidades para los organismos, pero tóxicos una vez pasado cierto umbral. Incluyen As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.
- Sin función biológica conocida. Son altamente tóxicos, e incluyen Ba, Cd, Hg, Pb, Sb, Bi.

Se consideran entre los metales pesados elementos como el plomo, el cadmio, el cromo, el mercurio, el zinc, el cobre, la plata, entre otros, los que constituyen un grupo de gran importancia, ya que algunos de ellos son esenciales para las células, pero en altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, organismos del suelo, plantas y animales, incluido el hombre (Spain, 2003).

b. Relave

Los relaves son desechos derivados del procesamiento de los minerales de la industria minera y presentan condiciones físicas y químicas inadecuadas para el establecimiento y desarrollo de plantas y los microorganismos, debido a su fina granulometría, carencia de materia orgánica, macronutrientes y altos contenidos de metales y metaloides (Córdova, 2010).

c. Suelo

El suelo como cuerpo natural compuesto de material mineral y orgánico, diferenciado en horizontes de profundidad variable y distinto al material parental subyacente, por poseer propiedades físicas, composición química y características biológicas diferentes, es considerado como un sistema de tres fases: sólida, líquida y gaseosa (Adams, 1995).

El suelo constituye un recurso natural que desempeña diversas funciones en la superficie de la Tierra, proporcionando un soporte mecánico así como nutrientes para el crecimiento de plantas y micro-organismos. La matriz del suelo está formada por cinco componentes principales: minerales, aire, agua, materia orgánica y organismos vivos. Los materiales minerales son los principales componentes estructurales y constituyen más del 50% del volumen total del suelo (Volke y Velásco, 2002).

Los componentes del suelo varían en proporción, pero en condiciones ideales guardan una relación en base a volumen, de fase sólida 50%, fase no-sólida 50% (fase líquida 25%, fase gaseosa 25%). La fase sólida está compuesta por material orgánico e inorgánico. El material orgánico representa en promedio 12% en volumen. Estos compuestos orgánicos están formados por materia orgánica viva (organismos del suelo, incluyendo raíces de plantas) y materia orgánica muerta (residuos y humus). El material inorgánico representa 38% en volumen. Este material está distribuido en partículas de diferentes tamaños con propiedades físicas y físico-químicas variables.

La fase líquida es conocida como la solución del suelo, está constituida por el agua y los electrolitos disueltos. Su cantidad y calidad depende de factores variables y representa la fuente directa de nutrimentos para las plantas (Adams, 1995).

d. Fuentes de metales pesados en el suelo

Se habla de origen natural cuando los contenidos de metales se atribuyen a la composición de los distintos minerales presentes en el suelo.

Cuadro 1: Fuentes naturales de metales pesados en el suelo

Elemento	Fuentes naturales de metales (metales minerales)
Antimonio	Sb ₂ S ₃ Manantiales geotérmicos minas
Arsénico	Arsenito (HAsO ₂), gases volcánicos, manantiales geotérmicos
Berilio	Beril Be ₃ Al ₂ Si ₆ O ₁₆
Cadmio	Carbonato de zinc y minerales de sulfuro, carbonato de cobre
Cromo	Cromita (FeCr ₂ O), Oxido crómico (Cr ₂ O ₃)
Cobre	Metal libre (Cu ⁰), sulfuro de cobre (CuS ₂), calcopirita (CuFeS ₂), minas.
Plomo	Galena (PbS)
Mercurio	Metal libre (Hg ⁰)
Níquel	Minerales de ferromagnesio, minerales de sulfuro ferroso, oxido de níquel (NiO ₂), hidróxido de níquel (Ni (OH) ₃)
Selenio	Elemento libre (Se ⁰), Ferroselita (FeSe ₂), depósitos de uranio
Plata	Metal libre (Ag ⁰), cloruro de plata (AgCl ₂), cobre, plomo, minerales de zinc.
Talio	Cobre, plomo, residuos de plata.
Zinc	Calamina (ZnCO ₃), minas

FUENTE: Salomons, Förstner y Mader , 2011

Los metales son de origen antrópico cuando sus concentraciones son mayores a las correspondientes a su composición geoquímica y son el resultado de las actividades del hombre por actividades industrial, minera y agrícola.

Cuadro 2: Principales fuentes antropogénicas de metales pesados en suelos europeos

Fuente	Cadmio	Cobre	Plomo	Zinc
Deposición atmosférica	+	+	+++	+
Plaguicidas	-	+ /+++	-	+ /+++
Estiércol y purines	+	++	+	++
Fertilizantes minerales (principalmente fosfatos)	+++	+ /+++	+	+
Lodos de aguas residuales	+ /+++	+ /+++	+ /+++	+ /+++

FUENTE: Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente, Holanda (1992)

- Sin aporte; + aporte bajo; ++ aporte moderado; +++ aporte alto

El superfosfato y otros fertilizantes tienen alta concentración de cromo, cobre, níquel, plomo y cinc. Los fertilizantes con calcio o cal tienen una mayor concentración de plomo o cinc (Wilcke y Dohler, 1995).

e. Contaminación del suelo

La contaminación ocurre cuando un elemento o una sustancia están presentes en concentraciones mayores que la natural y tiene un efecto negativo sobre el ambiente y sus componentes.

Cuadro 3: Clasificación de suelos contaminados

Parámetro	Valores típicos para suelos no contaminados	Contaminación ligera	Contaminación	Contaminación alta	Contaminación inusualmente alta
pH (ácido)	6-7	5-6	4-5	2-4	<2
pH (alcalino)	7-8	8-9	9-10	10-12	>12
Arsénico	0-30	30-50	50-100	100-500	>500
Cadmio	0-1	1-3	3-10	10-50	>50
Cromo	0-100	100-200	200-500	500-25000	>2500
Cobre (disponible)	0-100	100-200	200-500	500-25000	>2500
Plomo	0-500	500-1000	1000-2000	2000-1,0%	>1%
Plomo disponible	0-200	200-500	500-1000	1000-5000	>5000
Manganeso	0-500	500-1000	1000-2000	2000-1,0%	>1%
Níquel (disponible)	0-20	20-50	50-200	200-1000	>1000
Cinc (disponible)	0-250	250-500	500-1000	1000-5000	>5000

FUENTE: Environment Agency- Unión Europea

f. Lixiviación

En el suelo, tanto la movilidad del metal pesado hacia horizontes más profundos como su disponibilidad para la planta, están condicionadas por una serie de factores que influyen en los mecanismos de adsorción y precipitación de estos elementos, como son la textura, el contenido de materia orgánica, el pH, el contenido de carbonatos, etc. (Guzmán, 2007).

La lixiviación ocurre cuando la lluvia excede la evapotranspiración potencial, o cantidad de agua que transpira una planta a través de sus estomas, más la evaporación directa del agua por la superficie del suelo. La lixiviación remueve gradualmente del suelo los minerales solubles y las bases o cationes no ácidos, como el calcio, el magnesio, el potasio y el sodio. Como resultado, la parte superficial del suelo queda poco o moderadamente ácida, y el subsuelo, neutro o alcalino. Conforme aumenta la meteorización, los componentes ácidos también pueden estar sujetos a lixiviación. Si los componentes ácidos del suelo son lixiviados, el pH de la superficie del suelo, y eventualmente todo el perfil, empiezan a retornar a la neutralidad y solamente quedan, de la roca madre original, los óxidos de hierro y de aluminio, u otros óxidos metálicos, muy resistentes a la meteorización (Kass, 1998).

2.2 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA BIODISPONIBILIDAD DE METALES Y SUS MECANISMOS DE MOVILIZACIÓN EN EL SUELO

La biodisponibilidad depende de la solubilidad de los metales y de su capacidad de adsorción en la fracción coloidal del suelo. La interacción entre los distintos procesos como intercambio catiónico, adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos, afectan la distribución de los metales entre la solución suelo y la fase sólida, siendo responsables de su movilidad y biodisponibilidad (Rieuwerts, Thonton, Farago, Ashmore, 1998).

2.2.1 Factores que influyen en la biodisponibilidad de metales

a. Condiciones Redox

El potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido y afecta su solubilidad (Yaron, Calvet, Prost, 1996).

En el cuadro 4, desarrollado por Plant y Raiswell sobre la movilidad de los metales pesados y elementos asociados en función de las condiciones redox y de pH.

Cuadro 4: Movilidad relativa de los metales pesados según el Potencial Redox (Eh) y Potencial de Hidrógeno (pH) del suelo

Movilidad	Oxidante	Ácido	Neutro y alcalino	Reductor
Alta	Zn	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au		
Media	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd	Cd	Cd	
Baja	Pb	Pb	Pb	
Muy Baja	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr	Al, Sn, Pt, Cr	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

FUENTE: Plant y Raiswell (1983), mencionada por Alfaro P, 2004.

b. Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH del suelo tiene un efecto sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales pesados al afectar el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio de iones en el suelo (McBride, Sauve, Hendershot, 1997; Kabata-Pendias, 2000). Además afecta a los procesos de ingreso del metal a las raíces de las plantas

(Rieuwerts *et al.* 1998). El pH del suelo sería el factor más importante que afecta la biodisponibilidad de los metales (McBride *et al.* 1997).

La acidez de los suelos es una medida de la concentración y actividad de los iones hidronio (H_3O) presentes en la superficie de las partículas coloidales (arcillas y humus), y en la disolución acuosa que las rodea, en forma general se identifica como valor pH del suelo, a causa de la concentración del protón hidrógeno en la disolución del suelo, en una escala de 0 a 14. Si el valor de pH es inferior a 7 se considera ácido, si tiene un valor de 7 se considera neutro; si tiene un valor de pH mayor de 7 se considera básico (Kass, 1998).

En suelos ácidos, se produce una competencia de los iones H^+ con los cationes metálicos por los sitios de intercambio. A pH bajo se produce desorción de los metales pesados, aumentando su concentración en la solución suelo y su biodisponibilidad (Alloway, 1995b; Lassat, 2001). Al aumentar el pH los metales pesados son removidos de la solución suelo y adsorbidos por los coloides del suelo, disminuyendo su biodisponibilidad (Basta y Tabatabai, 1992; Alloway, 1995b, Lassatt, 2001).

Las principales causas de la acidez del suelo se debe a la remoción de las bases por lavado y absorción por las plantas, actividad de las raíces y microorganismos: $CO_2 + H_2O = H_2CO_3$, fertilización, aplicación de fuentes de N y S que acidifican el suelo, procesos de oxidación (Adams, 1995). La disociación de iones hidroxilo y carboxilo (CO_2H) en la superficie de las arcillas o de los coloides orgánicos es una fuente de iones hidrógeno que pasan a la solución de suelo, incrementando la acidez (Nuñez, 2000).

A pH muy ácidos hay una intensa alteración de minerales y la estructura se vuelve inestable. Alrededor de pH 6-7,5 son las mejores condiciones para el desarrollo de las plantas. La asimilación de nutrientes del suelo está influenciada por el pH, ya que determinados nutrientes se pueden bloquear en determinadas condiciones de pH y no son asimilables para las plantas, como indica Pang (2003), el pH, la CIC y el potencial redox pueden regular la absorción de metales pesados. Por ejemplo el pH es muy importante ya que la absorción de metales pesados se incrementa a pH bajos.

El pH se considera el factor dominante en el comportamiento de los metales, ya que afecta a la carga de superficie de las arcillas, la materia orgánica y los óxidos de Fe y Al e influye

en la complejación de los metales con la materia orgánica, en las reacciones de precipitación-disolución, reacciones redox y dispersión de coloides. La mayoría del ácido en el suelo es debido a procesos metabólicos que involucran a las raíces y a los microorganismos en el suelo, lo cual da lugar a la producción de ácido carbónico y a ácidos orgánicos débiles (Baird 2001).

c. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

El intercambio iónico es un fenómeno basado en la presencia de cargas en las arcillas y demás partículas coloidales en los suelos. Por intermedio de estas cargas, los iones que son liberados de minerales que han sido sometidos a procesos de meteorización o provenientes de compuestos orgánicos en descomposición, del agua de lluvia o de riego y de los fertilizantes, pueden ser absorbidos por las partículas del suelo y bajo esta condición son retenidos en forma relativamente inmóvil. Sin embargo, esta retención no se realiza con una fuerza tan grande que pueda impedir su intercambio con otros iones de la solución del suelo y ser absorbidos por el sistema radical de las plantas. Este proceso es muy importante en la nutrición mineral de las plantas, ya que permite a los nutrimentos (especialmente cationes) estar en el suelo en una forma aprovechable por las plantas pero no sujetos a mucha pérdida por lavado (Casanova, 2005).

Biológicamente, el intercambio de cationes por parte del suelo es el mecanismo por el cual las raíces de las plantas absorben los iones metálicos (Baird, 2001). Como menciona Alfaro (2004), la capacidad de intercambio catiónico es función del contenido de arcilla y materia orgánica, fundamentalmente. En general, cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales. En general, la absorción de los metales a las partículas del suelo reduce la concentración de los metales en la solución del suelo. Así, un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales (Silveira, Alleoni, Guilherme, 2003). El poder de adsorción de los distintos metales pesados depende de su valencia y del radio iónico hidratado; a mayor tamaño y menor valencia, menos fuertemente quedan retenidos (Pierzynski, 2000).

El cambio en la CIC del suelo con un cambio en el pH del suelo ha sido lógicamente llamado CIC dependiente del pH. Las fracciones del suelo que contribuyen a la CIC dependiente del pH fueron reportadas como la materia orgánica y las arcillas que contienen componentes no cristalinos o tienen filosilicatos expansibles con hidróxidos de aluminio en los espacios interlaminares. El incremento en CIC a valores de pH por debajo de 7.00 en el horizonte superficial es debido probablemente a la disociación de grupos COOH de la materia orgánica y al Al polimérico (Adams, 1995).

En general, en los suelos con elevada capacidad de intercambio catiónico (ricos en materia orgánica y con altos contenidos de arcilla), se asegura una cierta inmovilización de los metales pesados por quedar estos retenidos por adsorción al complejo coloidal del suelo. (Ruda de Schenquer, Mongiello, Acosta, 2004). Igual que otros muchos compuestos químicos, los iones de metales pesados a menudo son adsorbidos sobre la superficie de las partículas, en especial las orgánicas que están suspendidas en el agua, en lugar de estar simplemente disueltos como iones libres o como complejos con biomoléculas solubles, como en el caso de los ácidos fúlvicos (Baird, 2001).

Cuadro 5: Disponibilidad relativa de metales de acuerdo a su forma de retención en el suelo.

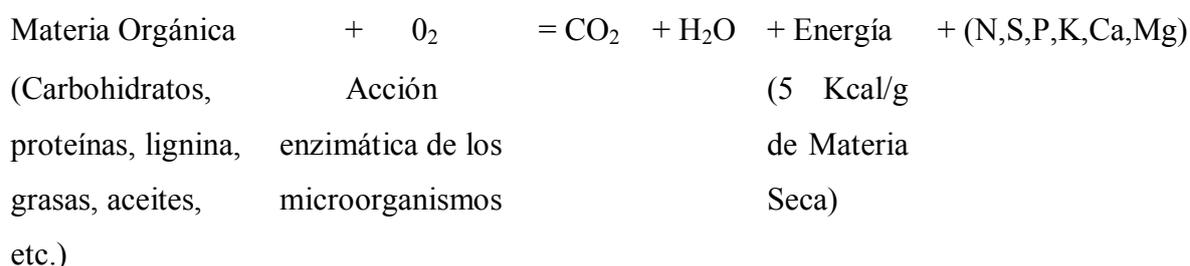
Forma de retención en el suelo	Disponibilidad relativa
Iones en solución del suelo	Fácilmente disponible
Ión en complejo de cambio	Relativamente disponible pues estos metales, por su pequeño tamaño y altas cargas, quedan fuertemente adsorbidos.
Metales quelados por compuestos orgánicos	Menos disponibles
Metal precipitado o coprecipitado	Disponible sólo si ocurre alguna alteración química
Incorporado a la matriz biológica	Disponible después de la descomposición
Metal en la estructura Mineral	Disponible después de la meteorización

Fuente: Universidad de Granada, 2004.

d. Materia orgánica

Como indica Alfaro (2004), la materia orgánica puede ser considerada como el factor más importante que influye en la sorción y formación de complejos metálicos, basadas en la capacidad de quelación de los componentes orgánicos.

La descomposición o mineralización de los residuos orgánicos por los microorganismos del suelo es netamente un proceso oxidativo:



Una vez oxidada, lo que queda de la materia orgánica ha sido definido como Humus, que es un material oscuro, heterogéneo y coloidal responsable en gran parte de la capacidad de intercambio catiónico de los suelos (Brady y Weil, 2004). Los iones de hidrógeno producido por la descomposición de la materia orgánica son inestables en suelos minerales porque reaccionan con arcillas de silicatos laminares, liberando aluminio intercambiable y ácido silíceo (Coleman y Thomas, 1967, mencionado por Sánchez P y Camacho E., 1981).

Un indicativo de la solubilidad, es la presencia de ácidos fúlvicos, ya que son más solubles que los ácidos húmicos y éstos más solubles que la humina. Otro factor que ayuda a aumentar la solubilidad es la presencia en el polímero de grupos ácido, siendo los más numerosos los grupos carboxílico e hidroxilo, particularmente fenólico. Así, el orden de acidez es: ácidos fúlvicos > ácidos húmicos > humina. La característica más importante de los ácidos húmicos y fúlvicos es la presencia de grupos funcionales; principalmente, grupos carboxilo y fenólico, que son los más abundantes. Estos grupos no sólo confieren cierta acidez a la molécula de polímero, sino que también pueden desarrollar una carga, gracias a la disociación del grupo ácido (Doménech, Peral, 2006).

La aplicación de materia orgánica al suelo tiene como objetivo disminuir la lixiviación de los metales pesados por los procesos de adsorción y absorción en los que intervienen, así como por la capacidad de formar quelatos. Además la materia orgánica participa en la reducción química de las especies de los metales pesados, como por ejemplo la reducción del Cr (VI) en Cr (III). En cuanto a las propiedades físicas, la materia orgánica promueve la agregación y retención de humedad en suelos arenosos con lo que se evita la lixiviación de los metales pesados que se encuentran en sus formas solubles (Bautista, 1999).

e. Conductividad Eléctrica (CE)

Es un índice de la concentración total de sales disueltas en el agua de riego y su medida se basa en el principio de que la corriente transmitida por una solución que contenga sales, aumentará a medida que la concentración de sales en solución aumente (Casanova, 2005).

A través de las mediciones de la conductividad eléctrica se obtiene en forma rápida y precisa información sobre la concentración total de componentes ionizados de la solución de suelo. Normalmente, una acidez extrema del suelo está asociada con una disminución de sales minerales y un consecuente decrecimiento de la conductividad eléctrica. La conductividad eléctrica se expresa en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Steubing, Godoy, Alberdi, 2002). Además el alto contenido en sales de algunos composts puede provocar la elevación de la conductividad eléctrica del suelo (King, Rudgers, Webber, 1974; mencionado por Aguilar, González, 1998).

Las sales solubles en el suelo determinan la presencia en solución de una serie de combinaciones de los cationes: calcio, magnesio, sodio, potasio y de los aniones: carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, etc. El valor de la conductividad está relacionado con la suma de los cationes (o aniones) y en general tienen correlación con los sólidos totales disueltos (Soriano, Pons, 2001).

El efecto de las sales sobre la conductividad eléctrica sigue el orden: $\text{NaCl} > \text{CaCl}_2 > \text{Na}_2\text{SO}_4 > \text{MgSO}_4^{-2}$. De aquí se desprende que los sulfatos, especialmente como MgSO_4^{-2} producen menor aumento en la conductividad eléctrica, que los cloruros (Colmenares, 1972).

f. Contenido y tipo de arcilla

La mayor parte de las arcillas se caracterizan por tener cargas eléctricas principalmente negativas en su superficie. Estas cargas son responsables de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) del suelo, constituyen un freno al movimiento de los cationes metálicos en la solución del suelo, hacen que los metales permanezcan por más tiempo en el suelo y disminuyen su solubilidad y biodisponibilidad (Kabata-Pendias, 2000). El tipo de arcilla afecta la CIC y el grado de retención de los cationes metálicos en el suelo. Como ejemplo, las arcillas montmorrilloníticas tienen la mayor capacidad de retención para Cu y Cd (González, 1995).

g. Óxidos de hierro, manganeso y aluminio

Los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al adsorben metales pesados en forma específica y determinan su biodisponibilidad (Miller, Martens y Zelazny, 1987). También actúan en el intercambio catiónico (Basta y Tabatabai, 1992) ya que, dependiendo del pH pueden tener carga negativa en su superficie. Los óxidos también pueden co-precipitar a los iones metálicos (Martinez y McBride, 1998). Los óxidos hidratados de Fe y Mn influyen la solubilidad de Pb, Zn, Cd y Cu; los óxidos de Mn en particular presentan una fuerte afinidad por la adsorción de Pb y probablemente en menor grado por la adsorción de Cd (Rieuwerts *et al.* 1998).

h. Presencia de cationes y aniones en la solución suelo

La adsorción de los cationes metálicos es un proceso selectivo que depende principalmente de la carga y radio iónico de los cationes, existiendo una competencia por los sitios de adsorción (Rieuwerts *et al.* 1998). Por ejemplo, el Ca^{+2} compite efectivamente con los cationes de metales pesados por sitios de adsorción, y esta competencia puede ser mayor para Zn y Cd que para Cu y Pb (Pierangeli *et al.* 2001). Esto ocurre porque el Zn y el Cd están retenidos en el suelo básicamente por reacciones de intercambio, mientras que el Cu y el Pb forman complejos con la materia orgánica y con los óxidos de Fe, Mn, y Al (Silverira *et al.* 2003). La concentración de aniones también puede tener efecto sobre la

solubilidad de los metales; los aniones tanto inorgánicos como orgánicos pueden formar complejos con los cationes metálicos y tal reacción puede afectar la biodisponibilidad de los metales (Rieuwerts *et al.* 1998).

i. Meteorización química y Oxidación de la pirita

La disgregación de la roca original por la acción mecánica de los elementos naturales produce fragmentos pequeños, con un área superficial (relación área-volumen) relativamente elevada. Ello propicia que en la superficie de estas partículas puedan tener procesos químicos que transforman los minerales originales de la roca, es decir, los minerales primarios, en otros con propiedades físicas y químicas muy distintas (minerales secundarios). A largo plazo, los procesos de meteorización liberan cationes alcalinos y alcalinotérreos de las rocas hacia la disolución del suelo, por medio de procesos de disolución (Doménech, Peral, 2006).

Además es importante considerar el proceso de meteorización química o descomposición, debido a que afecta a rocas y minerales, a consecuencia de que los minerales (generalmente primarios) se vuelven inestables, produciéndose cambios químicos importantes, donde los materiales solubles pasan a la solución del suelo y nuevos minerales son sintetizados, sin embargo no todos los minerales se alteran con la misma facilidad. (Casanova, 2005).

Así pues, como consecuencia de los procesos de meteorización química:

- Se produce una liberación de silicio hacia la hidrosfera, si bien una cantidad importante queda insoluble y forma minerales secundarios, principalmente silicatos laminares y óxidos.
- En la transición inicial, hay lixiviación de cationes alcalinos y alcalinotérreos. No obstante, una parte de estos permanece retenida en las partículas de mineral secundario.
- Los cationes de metales de transición también son lixiviados de los minerales primarios, pero se acumulan en el suelo en forma de óxidos. Por ello, los suelos muy meteorizados poseen elevadas proporciones de óxidos.

- Los minerales secundarios, formados por meteorización a partir de minerales primarios, tienen una elevada superficie específica y muchos defectos cristalinos; además suelen presentar carga eléctrica, que está compensada por iones alcalinos y alcalinotérreos, origen de su retención en el suelo (Doménech, Peral, 2006).

Los agentes de meteorización química son: agua, dióxido de carbono, oxígeno molecular y ciertos compuestos orgánicos naturales complejantes, tales como los ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales forman parte de la materia húmica del suelo. El agua, el agente meteorizante más importante, propicia la hidratación de minerales, es decir, la incorporación de moléculas de agua en la estructura del mineral, y origina cambios químicos relevantes, sobre todo en lo que concierne a la solubilidad. Estos procesos de hidratación ocurren, por ejemplo, en óxidos de hierro o sulfatos de calcio. No obstante, gracias a su poder disolvente, el papel más importante del agua en la meteorización consiste en los procesos de disolución. Otro proceso común de meteorización química es la oxidación de la pirita:



La meteorización del material pirítico produce lixiviados muy ácidos, conocidos como aguas ácidas de mina (Doménech, Peral, 2006).

En la naturaleza, las descargas ácidas surgen únicamente de yacimientos que contienen pirita y/o marcasita (Banks *et al.* 1997; Younger *et al.* 2002). En muchas situaciones típicas en minería, durante la oxidación de la pirita es común que la meteorización de la pirita resulte inicialmente en la acumulación de minerales secundarios (los llamados minerales generadores de acidez (MGA), que efectivamente almacenan acidez. También los MGA juegan un papel central en la dinámica de contaminación de aguas (Loredo y Baretino, 2005). Además la meteorización de los silicatos minerales de las rocas puede involucrar reacciones químicas con agua y ácidos, en las que ocurren sustituciones iónicas (Baird, 2001).

j. Solución suelo

La concentración total de los metales presentes en el suelo, no se relaciona directamente con los efectos de toxicidad esperados para las especies vegetales sensibles, sino más bien una fracción del total estaría disponible para los seres vivos la que se ha denominado como concentración biodisponible (Allen, Huan, Bailey, Bowers, 1995).

La solución de suelo, es la parte acuosa de suelo que contiene la materia disuelta proveniente de los procesos químicos y bioquímicos en el suelo y del intercambio con la hidrosfera y la biósfera (Schwab, 2000). Este medio transporta las especies químicas hacia y desde las partículas del suelo y proporciona el contacto íntimo entre los solutos y las partículas del suelo. Además de proveer el agua para el crecimiento de las plantas, la solución del suelo es una vía esencial para el intercambio de nutrientes de la planta entre las raíces y la fase sólida del suelo. Un desafío importante con respecto a la solución de suelo es la obtención de una muestra de ésta, el medio más directo es la colección de agua de drenaje. La mayoría de los solutos en el suelo está presente como sales compuestas por los cationes H^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ (y, a niveles más bajos, como sales de Fe^{2+} , Mn^{2+} , y Al^{3+}) y los aniones HCO_3^- , CO_3^{2-} , HSO_4^- , SO_4^{2-} , Cl^- y F^- . Los cationes Fe^{2+} , Mn^{2+} , y Al^{3+} están generalmente presentes en formas hidrolizadas o enlazados con sustancias húmicas. Algunos aniones pueden estar enlazados con H^+ (por ejemplo, el HCO_3^- formado del CO_3^{2-}). Los iones polivalentes tienden a formar pares de iones en solución, como el $CaSO_4(aq)$ (Manahan, 2007).

k. Enmienda

Es un material o sustrato que al ser adicionado en el suelo aumenta la estabilidad de los agregados y la capacidad de retención de agua, aumenta la capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Lobos, 2008), puede crear las condiciones físicas y químicas favorables para la sobrevivencia y el desarrollo inicial de las plantas, mejora las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de los sustratos (Santibáñez, 2005).

En este sentido, la adición de enmiendas podría mejorar las condiciones del suelo y contribuir a mejorar el establecimiento y crecimiento de las plantas, mejorando

subsecuentemente los procesos de fitoestabilización y/o fitoextracción de metales pesados (Diez, 2008).

2.2.2 Mecanismo de movilización de los metales en el suelo

Entre los elementos presentes en un suelo, los metales pesados, por una parte pueden ser considerados esenciales para las plantas (micronutrientes) y por otra pueden ser potencialmente tóxicos produciendo efectos perjudiciales, siempre que sus concentraciones superen determinados niveles de referencia. La presencia de metales en el suelo está íntimamente relacionada con la propia litología del terreno pero también pueden proceder de contaminaciones exógenas (Cancela *et al.* 2000).

a. Rutas para el transporte de elementos traza en el suelo

En general, los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías: la primera, quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la fase acuosa del suelo u ocupando sitios de intercambio; segunda, específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo; tercera, asociados con la materia orgánica del suelo y cuarta, precipitados como sólidos puros o mixtos. Por otra parte, pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; pueden pasar a la atmósfera por volatilización y pueden ser movilizados a las aguas superficiales o subterráneas (García y Dorronsoro, 2005).

La movilidad relativa de los elementos traza en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los perfiles del suelo hacia las aguas subterráneas y difiere de si su origen es natural o antrópico y, dentro de este último, al tipo de fuente antrópica (Burt *et al.* 2003).

b. Dinámica de los metales pesados en el suelo

Los metales pesados presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales. La

dinámica de los metales pesados en el suelo puede clasificarse resumidamente en cuatro vías:

- Movilización a las aguas superficiales o subterráneas.
- Transferencia a la atmósfera por volatilización.
- Absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas.
- Retención de metales pesados en el suelo de distintas maneras: disueltos o fijados, retenidos por adsorción, complejación y precipitación.

Los factores que influyen en la movilización de metales pesados en el suelo son características del suelo: pH, potencial redox, composición iónica de la solución del suelo, capacidad de intercambio (catiónico y/o aniónico), presencia de carbonatos, materia orgánica, textura, entre otras. La naturaleza de la contaminación y el origen de los metales y formas de deposición y condiciones medio ambientales producen acidificación, cambios en las condiciones redox, variación de temperatura y humedad en los suelos (Sauquillo *et al.* 2003).

c. Precipitación

Los iones metálicos en la solución suelo pueden precipitar con un agente químico, generalmente aniones como fosfatos, carbonatos o sulfatos (Rieuwert *et al.* 1998). También pueden precipitar como hidróxidos al reaccionar con los iones de la solución (Basta y Tabatabai, 1992). La precipitación es improbable que suceda en condiciones ácidas, excepto cuando hay grandes cantidades de cationes y aniones, por ejemplo la precipitación de Cd es poco probable que ocurra en suelos neutros y ácidos, excepto cuando hay altas concentraciones de carbonatos, sulfatos o fosfatos (Boekhold, 1993)

d. Complejación y Quelación

La complejación de metales involucra a un ión metálico en solución que está siendo rodeado por uno o más ligandos orgánicos o inorgánicos (Hill y Colman, 1993). Dentro de los ligandos complejantes orgánicos se encuentran los ácidos cítrico, oxálico y gálico, además de ácidos complejantes más estructurados, como aquellos incluidos en las fracciones húmica y fúlvica solubles (Evans, 1989). Los hidróxidos y el ión cloruro son

considerados como los ligandos inorgánicos más importantes (García-Miragaya y Page, 1976; Sposito, 1989).

2.3 EFECTO DE LOS METALES EN EL MEDIO SUELO-PLANTA

a. Efecto del cadmio

El comportamiento del Cd es parecido al del Zn, solo que es mucho más afín al S y más móvil en ambientes ácidos. En ambientes naturales el cadmio se encuentra con valencia 2+ por lo que en solución forma CdCl^+ , CdOH^+ , CdHCO_3^+ , CdCl_3^- , CdCl_4^{2-} , $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$ y $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$ y quelatos orgánicos. Bajo condiciones extremas de oxidación tiende a formar minerales como CdO y CdCO_3 y a acumularse en fosfatos y en depósitos biolíticos (Bautista, 1999).

En suelos ácidos, la concentración de Cd^{2+} puede ser importante, ya que este ión se adsorbe débilmente en las arcillas y otras partículas materiales. Sin embargo por encima de un pH de 7 el Cd^{+2} precipita como sulfuro, carbonato o fosfato (Baird, 2001).

La concentración de cadmio promedio en los suelos es de 0.07 a 1.1 mg/Kg. A valores altos de pH el cadmio no es móvil, posiblemente por la baja solubilidad de los carbonatos y fosfatos, en la movilidad del cadmio también es importante la alta afinidad del cadmio con la materia orgánica, oxihidróxidos de hierro, alófano e imogolita, no así con las arcillas. En general podemos decir que a pH ácido los oxi-hidróxidos de hierro y la materia orgánica controlan la solubilidad del cadmio y que a pH alcalinos el Cd precipita, por lo que es inmóvil. La concentración de Cd en la solución del suelo es de 0.2 a 6 ug/L; en suelos contaminados se ha llegado a reportar concentraciones hasta de 400ug/L. Para recuperar los suelos contaminados por cadmio se puede recomendar entre otras cosas: lavados en suelos ácidos, encalar (para elevar el pH) y aumentar la capacidad de intercambio de cationes (Chanmugathas y Bollag, 1987; Xian, 1989).

El Cd es un metal de transición del grupo IIB y está casi siempre estable con forma divalente, el más común es como CdS , puede formar hidróxidos y complejos con amonio y cianuro $\text{Cd}(\text{NH}_3)_6^{4+}$ y $\text{Cd}(\text{CN})_4^{2-}$. La contaminación por cadmio induce al enriquecimiento de cadmio en las capas superiores del suelo. En el suelo el cadmio es hallado en diferentes

formas y especiaciones las cuales fueron resumidas por Adriano (1986), como sigue a continuación: Fase intercambiable: Adsorción de cadmio por la atracción electrostática hacia los sitios de intercambio de las arcillas, partículas orgánicas y coprecipitación con óxidos, hidróxidos e hidruros, óxidos de Fe, Mn y posiblemente Al presentes como capas en los minerales de las arcillas o como partículas discretas, fase de carbonato: precipitación de carbonatos en suelos con CaCO_3 libre y bicarbonato (Yaron, Calvet, Prost, 1996).

En la planta, el cadmio se acumula preferentemente en la raíz secuestrado en la vacuola de las células, y solo una pequeña parte es transportada a la parte aérea de la planta concentrándose en orden decreciente en tallos, hojas, frutos y semillas (Chan y Hale 2004). Una vez en la raíz, el cadmio puede pasar al xilema a través del apoplasto y/o a través del simplasto formando complejos (Clemens *et al.* 2002).

Una vez dentro de la célula el cadmio puede coordinarse con ligandos de S como glutatión (GSH) o fitoquelatinas (PCs) y ácidos orgánicos como el citrato (Clemens 2006; Domínguez-Solís *et al.* 2004). Otras posibles moléculas responsables de la quelación del cadmio son pequeñas proteínas ricas en cisteína denominadas metalotioneínas (MTs). De esta forma, los complejos Cd-ligando pueden ser transportados al interior de la vacuola o a otras células (Shah y Nongkynrh, 2007).

El cadmio también puede adsorberse al CaCO_3 , o asociarse a óxidos de Fe y Al. O mediante el acomplejamiento con la materia orgánica (Ruda de Schenquer *et al.* 2004). La presencia de mayor concentración de cloro soluble en el suelo, reduce la adsorción del cadmio en el suelo, esto debido a la alta tendencia del Cd^{2+} de formación de complejos con el ión Cl^- ; lo que provoca una menor adsorción del metal pesado sobre la arcilla (Guzmán, 2007).

Asimismo el vetiver grass posee un mecanismo de defensa que consiste en acumular la mayor cantidad de cadmio en las raíces evitando que se movilice hacia las hojas, ya que la raíz constituye una de las principales barreras de defensa mediante la inmovilización del Cd por pectinas de la pared celular, asimismo otro mecanismo consiste en la reducción del transporte o aumento de la extrusión del Cadmio (Thomine, Wang, Ward, Crawford, Schroeder, 2000), una vez dentro de la célula, el cadmio y otros metales pueden ser

secuestrados por ácidos orgánicos (Rodríguez, Martínez de la casa, Romero, Del Río, Sandalio, 2008).

b. Efecto del plomo

En el suelo, el plomo está fuertemente retenido, ya sea por el humus, sobre todo si contiene grupos -SH, o por las fases sólidas arcillosas en donde se adsorbe químicamente (Doménech, Peral, 2006). El Pb (II) puede ser retenido en la superficie de los suelos en arcillas, óxidos, hidróxidos, oxhidróxidos y materia orgánica, siendo controlados por reacciones de adsorción / desorción (USEPA,1999 y Sparks, 2005). Los metales en forma de iones libres o formando complejos, pueden ser transportados en el ambiente, pasando a través de los suelos y pueden introducirse en el agua por lixiviación, o formar precipitados en la fase sólida, o ser retenidos por difusión en los poros de los sólidos (Padmesh, Vijayaraghavan, Sekaran, Velan, 2007)

El plomo se adsorbe por la materia orgánica en el suelo. Si el suelo tiene alto porcentaje de carbonato de Ca, se forma carbonato de Pb y disminuye la absorción por las plantas (Ruda de Schenquer *et al.* 2004). Por tanto la sustitución de los cationes inorgánicos intercambiables de la montmorillonita por ligandos orgánicos da lugar en la mayoría de los casos a una reducción de la capacidad adsorbente de las arcillas para el Pb (II), coincidiendo con resultados obtenidos por Celis (2000).

En el suelo, el plomo se encuentra principalmente en forma de Pb^{+2} , también es conocido su estado de oxidación +4. No realiza un papel esencial en las plantas; la absorción, en caso de presentarse, es de un modo pasivo, la tasa de absorción se reduce al aumentar el pH ($PbCO_3$ es insoluble) y por bajas temperaturas. El Pb a pesar de ser soluble en el suelo, es absorbido principalmente por los pelos de las raíces, y es almacenado en un grado considerable en las paredes celulares, esta absorción varía significativamente en relación con la concentración presente en los suelos, así como por las varias formas en que el Pb se presenta. La absorción vegetal de este metal se da principalmente por la vía estomática.

En suelos contaminados por plomo, este generalmente se localiza en la zona más superficial debido a que en esta zona se acumula la materia orgánica con la cual forma quelatos (Espinoza, 2000). El Pb (II) tiene afinidad por el grupo COOH (Guzmán, 2007).

Bajo ciertas condiciones el Pb es móvil en la planta y las formas precipitadas en las células del plasmalema se transportan y depositan en los tejidos de las plantas. La variación de los contenidos de Pb en las plantas se debe a anomalías geoquímicas, contaminación, variaciones estacionales, genotipos y habilidad para acumular al elemento. El Pb presenta posible antagonismo con el Zn y sinergismo con el Cd (Kabata y Pendias, 1989, mencionado por Bautista, 1999). Tal como menciona Alvarado, Dasgupta, Ambriz, Sanchez, Villegas (2011), cuando el plomo se encuentra presente en el suelo puede entrar en la raíz a través de la difusión pasiva. Además, respecto a la absorción de Pb en plantas, se ha demostrado que la mayor parte de éste se queda en las raíces (Kumar *et al.* 1995, mencionado por Alvarado *et al.* 2011). La retención de Pb en las raíces se basa en la unión de Pb a los sitios de intercambio iónico en la pared celular (Gaur y Andholeya, 2004, mencionado por Alvarado *et al.* 2011).

El Pb a pesar de ser soluble en el suelo, es absorbido principalmente por los pelos de las raíces, y es almacenado en un grado considerable en las paredes celulares, esta absorción varía significativamente en relación con la concentración presente en los suelos, así como por las varias formas en que el Pb se presenta. La absorción vegetal de este metal se da principalmente por la vía estomática. Bajo ciertas condiciones el Pb es móvil en la planta y las formas precipitadas en las células del plasmalema se transportan y depositan en los tejidos de las plantas. La variación de los contenidos de Pb en las plantas se debe a anomalías geoquímicas, contaminación, variaciones estacionales, genotipos y habilidad para acumular al elemento. El Pb presenta posible antagonismo con el Zn y sinergismo con el Cd (Kabata y Pendias, 1989).

Existen dos mecanismos principales mediante los cuales puede llevarse a cabo la fitorremediación de suelos contaminados con Pb. La fitoestabilización, en la cual el Pb es inmovilizado en el suelo por las raíces de la planta y la fitoextracción, en la que el Pb es tomado por la raíz y transportado a la parte aérea (Mucciarelli *et al.* 1998, Khan *et al.* 2000, Lavania y Lavania, 2000, Shu *et al.* 2002). La mayoría de las plantas que absorben el Pb (sin intervención humana) son las plantas exclusoras (E) las cuales absorben y almacenan los metales pesados casi exclusivamente en sus raíces (Baker, 1981). Por esta razón los procesos en la rizósfera contribuyen de manera importante en la fitorremediación

del Pb. Un proceso que probablemente puede servir a este fin es la simbiosis con microorganismos del suelo tales como los hongos micorrízicos.

c. Efecto del cromo

El cromo está presente en el suelo fundamentalmente como óxido insoluble y su movilidad es baja. Para el cromo (III) se prevé una adsorción rápida e intensa en el suelo, en particular por los óxidos de hierro y manganeso, los minerales de arcilla y la arena. La movilidad en el suelo del cromo soluble depende de las características de sorción de dicho suelo. El Cr se encuentra en el suelo principalmente como Cr^{+3} y en estructuras minerales, o forma mezclas con óxidos de Fe^{+3} . El Cr(VI) es la forma más inestable bajo condiciones normales en el suelo. El Cr presenta posibles antagonismos con el Co, B, V y W (Kabata y Pendias 1989).

Su química en el suelo es, aún, poco conocida. Se ha comprobado que al añadir a suelos con pH comprendido entre 4,7 y 7,4 soluciones de Cr (IV) en forma de cromato potásico, el Cr pasó rápidamente a formas insolubles con las propiedades de un oxihidróxido mixto de Cr (III) y Fe (III). Se ha sugerido que la reducción depende de la presencia de compuestos orgánicos que actúen como donadores de electrones. Parece ser que la forma estable en la solución del suelo es Cr (III), aún a concentraciones muy bajas. Así aunque el Cr (VI) es mucho más fitotóxico que el Cr (III), se reducirá a Cr (III) al aportarlo a suelos aerobios. La velocidad de reducción es más lenta en suelos básicos que en los ácidos pero, aun en aquéllos, el Cr (IV) puede reducirse durante el curso de una campaña. Eary y Rai (1989) demostraron que incluso pequeñas cantidades de Fe (II) presente en la hematita y biotita puede reducir Cr (VI) a Cr (III), lo que resulta en la precipitación de $(\text{Fe, Cr}, (\text{OH})_3)$. Dependiendo de la naturaleza de la forma en que se encuentre el Cr, es decir como Cr (III) o Cr (VI), y del pH del suelo se puede incrementar o reducir su adsorción sobre los coloidales del suelo, por lo general, la adsorción de Cr(III) aumenta al aumentar el pH, mientras que la adsorción del Cr(VI) incrementa con la disminución del pH, debido a, las cargas que se generan en el suelo por el cambio de pH cuando se habla de suelos con carga variable. Griffin, Au, Frost (1977) mostraron que la adsorción de Cr (VI) por caolinita y montmorillonita aumenta con la disminución del pH.

Los mecanismos que intervienen en la absorción y translocación del Cr en las plantas no son bien conocidos debido, en gran medida, al desconocimiento de las formas iónicas presentes en los diferentes sistemas. Hay pruebas, sin embargo, de que el Cr (VI) es reducido a Cr (III) entre la superficie de las raíces y la parte aérea y que, independientemente de la forma en que se aplique, la mayor parte del Cr es retenido en las raíces. En casi todos los estudios realizados con este elemento, se ha comprobado que el contenido en la planta es inferior a 1 ó 2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de materia seca, incluso en los casos en que se presentan síntomas de toxicidad, aunque determinadas especies adaptadas a suelos desarrollados a partir de rocas ultrabásicas acumulan y son tolerantes al Cr y al Ni (Russell y Wild, 1992).

Las plantas y los animales vivos absorben mejor la forma hexavalente que la trivalente, pero una vez absorbida, la forma hexavalente se reduce al estado trivalente, que es más estable (World Health Organization, 2009). El contenido de este elemento en las plantas está controlado principalmente por el Cr soluble en los suelos, usualmente se ha observado un alto contenido de este elemento en raíces más que hojas y tallos, mientras que las concentraciones menores se encuentran en granos. La forma más disponible para las plantas es Cr (VI) que en condiciones anaerobias se transforma a Cr (III) y precipita. En el suelo, también se presenta la reducción de Cr (VI) a Cr (III) por la materia orgánica edáfica aún en pH alcalino y la oxidación de Cr (III) a Cr(VI) en presencia de MnO_2 . (Bautista, 1999).

Reyna, Cuevas, Becerra (2009) señalan que el cromo independientemente de su estado de oxidación en la solución III o VI, se almacena en mayor proporción en la raíz. La mayor concentración de cromo en la raíz se debe al proceso de difusión en el medio, mediante un flujo masivo y por intercambio cationico. La raíz posee cargas negativas en sus células, debido en gran medida a la presencia de grupos carboxilo del ácido péptico. Las cargas negativas de las células rizodermis interaccionan con las cargas positivas de los metales pesados presentes en el suelo, se ha demostrado recientemente que parte del flujo de metales pesados pueden quedar retenido en la pared celular por la estructura de lignina y celulosa (Torres, 2010).

d. Efecto del cobre

En el suelo el cobre se encuentra en general en forma de sulfatos simples o complejos (Espinoza, 2000). El cobre se encuentra asociado a minerales sulfurosos simples y complejos, los cuales son fácilmente solubles a los procesos de intemperismo, especialmente en ambiente ácidos, también tiene una gran habilidad para interactuar químicamente con compuestos minerales y orgánicos del suelo. Los iones de cobre precipitan fácilmente con aniones como sulfuros, carbonatos e hidróxidos. Los procesos que controlan la fijación del cobre por los constituyentes del suelo están relacionados con los siguientes procesos: adsorción, oclusión y precipitación, formación de quelatos y complejos orgánicos y fijación microbiana.

El cobre puede ser adsorbido en grandes cantidades por oxihidróxidos de hierro y manganeso, hidróxidos de hierro y aluminio amorfos y arcillas (esmectitas, vermiculitas, imogolitas, etc). Los niveles medios de cobre en el suelo varían de 6 a 60 mg/Kg, correspondiendo los valores más altos a suelos ferralíticos y los menores a suelos arenosos y orgánicos. La forma más móvil del cobre es la divalente; las especies iónicas que se encuentran en los suelos principalmente son: HCuO_2 ; Cu^+ , CuOH^+ , $\text{Cu}(\text{OH})_2^{2+}$, $\text{Cu}(\text{OH})_2$, CuO , $\text{Cu}(\text{OH})_2$, CuCO_3 , $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$, $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$ y CuO_2^{2-} y aunque son muchas, el cobre es retenido fuertemente en los sitios de intercambio tanto orgánicos como inorgánicos (Bautista, 1999). Pero es evidente que la capacidad que el cobre presenta para formar complejos con la materia orgánica es factor a tener en cuenta (Navarro y Navarro, 2003). En casos de contaminación del suelo por cobre, este suele generalmente acumularse en los horizontes superficiales. (Espinoza, 2000). Los suelos con alto contenido de Mn y Fe, tienen una gran capacidad de adsorber metales divalentes, especialmente Cu, Pb y en menor extensión Zn, Co, Cr; Mo y Ni (Sauvé, Hendershot, Allen, 2000).

Según Marschner (1986), el cobre divalente Cu^{+2} , se liga fuertemente con los ácidos húmicos y fúlvicos, formando complejos con la materia orgánica (Stevenson y Fitch, 1981). En la solución del suelo, hasta el 98 % del Cobre se encuentra generalmente quelatado por compuestos orgánicos de bajo peso molecular (Hogdson, Lindsay, Trierweiller, 1966). Entre estos compuestos se encuentran Aminoácidos y Ácidos Fenólicos así como ácidos Polihidroxicarboxílicos. En las raíces (savia exprimida) y en la

savia xilemática mas del 99 % del Cobre se encuentra como quelato (Graham, 1979). En la savia xilemática y floemática el cobre muy probablemente se encuentra acomplejado con aminoácidos y compuestos relacionados (White, Baker, Chaney, Decker 1981 a, b).

No obstante, hay que pensar que una fuerte acidez del suelo solubiliza excesivamente al cobre con las posibles pérdidas del mismo por lixiviación, perdidas que pueden llegar a provocar una deficiencia, no por inasimilabilidad química en el medio, sino por excesivo dinamismo con relación al lavado que sufre el suelo. Queda claro que los rangos ideales deben ser los correspondientes a un suelo ligeramente ácido, condición favorable para que el cobre esté como Cu^{+2} , ya en la disolución del suelo, o en el complejo de cambio (Bautista, 1999).

Este elemento participa en reacciones de oxidación y reducción, en la síntesis de vitamina A, y en mecanismos enzimáticos (Kass, 1998). En los tejidos radiculares este metal se encuentra frecuentemente en forma de complejos los cuales se hallan mayormente asociados a la pared celular; sin embargo se cree que el metal ingresa en forma disociada.

En comparación con otros elementos el cobre parece tener relativamente baja movilidad y gran parte de este metal se encuentra retenido en hojas y raíces hasta la senescencia y sólo una pequeña cantidad es movida hacia los órganos jóvenes. En la naturaleza, la oxidación del cobre ocurren los estados I y II y como otras formas tales como sulfatos, carbonatos, etc. (Yaron, Calvet, Prost, 1996). El cobre es absorbido como ion cúprico (Cu^{+2}) o cuproso, $\text{Cu}(\text{OH})^{+1}$, o como parte de complejos orgánicos, pero en muy bajas cantidades. Si en el ambiente suelo-raíz hay altos contenidos de fósforo, molibdeno y cinc, su absorción disminuye (Kass, 1998). Es absorbido por las raíces de las plantas en forma de Cu^{2+} y translocado a la parte aérea unido a aniones, posiblemente, como ion libre (Russel y Wild, 1992)

e. Efecto del hierro

Entre las formas solubles de hierro presente en la mayoría de los suelos, Fe^{+2} y Fe^{+3} (formas inorgánicas) y quelato de hierro (forma orgánica) (Marschner, 1995). Se presenta principalmente en los suelos en forma de óxidos e hidróxidos como partículas pequeñas o

asociado con las superficies de otros minerales, pero principalmente en forma quelatada; los compuestos del Fe intervienen en la conducta de algunos macronutrientes y de muchos elementos vestigio (Bautista, 1999).

El hierro es absorbido casi exclusivamente por las plantas como Fe^{+2} , mientras que el Fe^{+3} se debe reducir en la membrana de la célula durante la absorción (Marschner, 1995, mencionado por Coletto, L. 2006). La forma Fe^{+3} es de menor importancia, debido a la pequeña solubilidad de los compuestos férricos en la mayor parte de los suelos (Navarro y Navarro, 2003).

La absorción de este elemento por la planta, es metabólicamente controlada, y puede ser absorbido como Fe^{3+} , Fe^{2+} y como quelatos de Fe, la habilidad de las raíces para reducir Fe^{+3} a Fe^{2+} es fundamental en la absorción de este catión por la mayoría de las plantas. La absorción y transporte hacia los órganos de las plantas es fuertemente afectada por varios factores del medio y por las plantas mismas. El Fe presenta sinergismos con Li; antagonismos con Cu, Zn, Si, Cr, Mo, Mn y Co; antagonismos y/o sinergismos con Cd y B (Kabata y Pendias 1989)

Existen dos formas de hierro no quelatado, el Fe^{+3} y el Fe^{+2} , siendo el Fe^{+2} el más fácilmente absorbido por las raíces, de tal manera que la oxidación restringe severamente la disponibilidad de Fe^{+2} . Existen en la naturaleza dos grandes grupos de ligandos que forman quelatos con el hierro: Los ligandos sintetizados por los microbios y los ligandos sintetizados por las raíces. Aquellos producidos por las raíces son excretados en el suelo vecino (la rizósfera). En alguna medida la síntesis de ligandos por parte de las raíces representa un sistema de defensa o estrategia contra la deficiencia de Hierro (Coletto, L., 2006).

2.4 EFECTO TÓXICO DE LOS METALES EN LAS PLANTAS

a. Efecto Tóxico del Cadmio en las Plantas

Las plantas han desarrollado distintas estrategias para evitar la toxicidad de metales pesados. En general, la tolerancia a metales viene determinada por la reducción del

transporte del mismo al interior de la célula y/o una mayor capacidad para secuestrar estos metales.

La raíz constituye una de las principales barreras de defensa mediante la inmovilización del Cd por pectinas de la pared celular. Los carbohidratos extracelulares (mucílago y calosa) de la raíz también pueden intervenir en la inmovilización del metal (Benavides *et al.* 2005). Otro mecanismo consiste en la reducción del transporte o aumento de la extrusión del Cd por transportadores de cationes de la membrana plasmática (Thomine *et al.* 2000).

Una vez dentro de la célula, el Cd u otros metales, pueden ser secuestrados por ácidos orgánicos, aminoácidos, fitoquelatinas y metalotioneínas, y posteriormente compartimentalizados en la vacuola para prevenir su toxicidad. (M. Rodríguez M., Martínez de la Casa N., Romero M.C., Del Río L.A. Sandalio L.M., 2008)

Por último es importante destacar el tipo de cultivo del que se trate, ya que no todas las plantas acumulan cadmio en igual medida (Prince *et al.* 2002).

En el cuadro 6, se presentan los umbrales de concentración de metales pesados para el vetiver grass en comparación con otras especies vegetales, en donde se aprecia que el umbral para el cadmio en los brotes oscilan entre 45 a 48 mg.Kg⁻¹ en el vetiver grass.

b. Efecto Tóxico del Plomo en las Plantas

Entre los efectos tóxicos del plomo sobre los tejidos vegetales están: la inhibición de la respiración y fotosíntesis, efectos sobre la mitosis, problemas de absorción del agua, la transpiración, nodulación, intercambio gaseoso, entre otros. Los síntomas de la toxicidad por plomo son: oscurecimiento de las hojas, marchitamiento de las hojas más viejas y el achaparramiento (Kabata, 1985).

Estudios realizados por Keaton (1937) y Hassler (1943), sobre la disponibilidad del plomo para la planta nos revelan que este metal es por lo normal fuertemente retenido por el suelo y por el contrario las plantas presentan un muy bajo porcentaje de fijación. En la mayoría de las plantas se ha encontrado que la Translocación del plomo desde la raíz hacia la parte

aérea es bastante limitada y según Zindhall sólo el 3 % del plomo de la raíz es traslocado al tallo (Kabata, 1985, citado por Espinoza, 2000).

El plomo interactúa en forma compleja con varios elementos, tanto dentro de la planta como en la rizósfera, generando muchas veces problemas en los procesos de absorción y transporte. Algunas de estas interacciones son:

- Pb-Cd, la cual es sinérgica ya que una alta concentración de plomo estimula la absorción de cadmio.
- Pb- Zn antagonista en la absorción de uno con el otro.
- Pb-P, un régimen adecuado de fósforo reduce los efectos tóxicos del plomo ya que este forma fosfatos insolubles ya sea en el suelo o en los tejidos vegetales. Los resultados de varias investigaciones nos indican que las plantas que acumulan plomo lo hacen generalmente bajo condiciones de déficit de fósforo, por lo cual este es agregado al suelo la absorción disminuye (Chaney, 1998, citado por Espinoza (2000)).

c. Efecto Tóxico del Cromo en las Plantas

Mc Bride (1994), demostró que las plantas de vetiver son altamente tolerantes a los metales pesados, conociendo que los umbrales para el cromo es de 5 y 18 mg kg⁻¹, los cuales son superiores a los umbrales reportados para la mayoría de las plantas, cuyo crecimiento se ve afectado cuando el contenido de cromo se ubica entre 0.03 y 0.2 mg kg⁻¹.

En este sentido Rivero (1999), señala que la absorción de los metales pesados por la planta va a ser afectado por la capacidad de absorción del biosólido empleado; por ejemplo la presencia de materia orgánica y óxidos de hierro, son compuestos muy estables y exhiben un alto poder de adsorción con el metal; por lo tanto, la fracción orgánica del lodo, puede proveer una protección a este para que sea absorbido, de allí se explica las bajas cantidades de cromo presente en las hojas de vetiver.

Por otro lado Mbila *et al.* (2003), señalaron que los exudados o compuestos orgánicos liberados por las raíces de la planta, tanto de bajo y alto peso molecular, pueden contribuir

a la eliminación de metales pesados. Los de bajo peso molecular se liberan a favor de la gradiente de concentración, y los de alto peso molecular se liberan por mecanismos de transporte activo o lisis celular. Los exudados facilitan la disponibilidad de los metales. Por ejemplo se ha observado que los exudados favorecen la absorción de Fe en suelos deficientes en el mismo. La exudación de mucilagos que forman una capa externa a la raíz (mucigel), también favorece la complejidad de metales pesados (Torres *et al.* 2010).

d. Efecto Tóxico del Cobre en las Plantas

Los efectos inducidos por un exceso de cobre son entre otros: daño tisular y elongación de las células radiculares, alteración de la permeabilidad de la membrana causando pérdida de ciertos iones de la raíz, peroxidación de los lípidos de la membrana del cloroplasto e inhibición de la cadena de transporte de electrones (Kabata, 1985), tal como ocurre en el caso del zinc, la toxicidad por exceso de cobre produce síntomas como la clorosis ferrosa, el cobre en este caso inhibe la translocación del hierro de las raíces a la parte aérea.

Se ha observado también que en algunas especies el exceso de cobre puede generar en un primer momento una pérdida del vigor o turgencia de la raíz.

Para el caso del cobre también se ha observado una serie de interacciones de este metal con otros elementos y dentro de ellas podemos citar las siguientes:

- Cu-Zn, estos metales aparentemente son absorbidos por los mismos mecanismos y por ello cada uno puede inhibir la absorción radicular del otro.
- Cu- Fe, niveles altos de cobre en la planta provocan una disminución del contenido de hierro en los cloroplastos, en contraparte un adecuado contenido de hierro en la planta parece disminuir la absorción del cobre.
- Cu-P, antagonistas a nivel de la rizósfera ya que los fosfatos tienen una fuerte tendencia a absorber cobre. De otro lado un exceso de cobre inhibe la actividad de la fosfatasa y con ello la disponibilidad de fósforo.
- Cu-Ca, presentan una interacción compleja en la cual también es muy importante el pH. Los carbonatos tienen tendencia a precipitar el cobre en suelos de pH alcalino o con CaCO_3 libre.

e. Efecto Tóxico del Hierro en las Plantas

El hierro (Fe) es un micronutriente esencial para las plantas y no es tóxico si se encuentra en bajas concentraciones en la rizósfera, el Hierro es necesario para las funciones de biosíntesis de clorofila, transferencia de energía, y para el metabolismo de las células constituyendo ciertas enzimas y proteínas, principalmente aquellas que intervienen en la fijación del Nitrógeno (N_2) y la respiración de la planta (Jeong and Connolly, 2009; Kong and Yang, 2010). Sin embargo el hierro puede inducir toxicidad si se encuentra disponible en altas concentraciones en la solución del suelo, ya que puede promover la deficiencia de otros nutrientes esenciales mediante la restricción de su absorción (Lin and Wun, 1994).

Si la absorción en las plantas contiene cantidades excesivas de Fe podría también producirse la inhibición de la actividad de muchas enzimas y consecuentemente puede llevar a alteraciones del metabolismo celular (Juwarkar *et al.* 2008, mencionado en Surendra Vikram Ghavri and Rana P. Singh, 2010). El hierro puede ser también tóxico cuando se acumula en niveles altos inapropiados ya que el hierro libre puede participar en la reacción de Fenton y generar radicales citotóxicos de hidroxilos (Halliwell, and Gutteridge, 1992).

Los factores edáficos tales como pH del suelo, baja materia orgánica, aireación en el suelo, altos niveles de fosforo en el suelo, formas de nitrógeno, el balance Fe-Zn, Fe-Mn, K-Fe, Fe-Mo pueden afectar la disponibilidad de Hierro en las plantas (Zancani *et al.* 2007; Abhilash *et al.* 2009). Por otro lado, diferentes especies de plantas han evolucionado logrando sobrevivir en suelos con altas concentraciones de Hierro y otros metales.

Cuadro 6: Umbrales de concentración de metales pesados limitantes del crecimiento del vetiver en comparación con las plantas en general

Metal pesado	Umbrales del crecimiento de plantas en general (mg.Kg ⁻¹)		Umbrales del crecimiento del vetiver (mg.Kg ⁻¹)	
	Niveles en hidroponía	Niveles en el suelo	Niveles en el suelo	Niveles en los brotes
Arsénico	0,02-7,5	2	100-250	21-72
Cadmio	0,2-9	1,5	20-60	45-48
Cobre	0,5-8	ND	50-100	13-15
Cromo	0,5-10	ND	200-600	5,0-18
Plomo	ND	ND	>1500	>78
Mercurio	ND	ND	>6	>0,12
Níquel	0,5-2	7,0-10	100	347
Selenio	ND	2,0-14	>74	>11
Zinc	ND	ND	>750	880

FUENTE: La tecnología del pasto vetiver para protección ambiental por Dr. Paul Truong especialista principal en conservación de suelos (Departamento de recursos naturales de Queensland Brisbane, Australia) disponible en http://www.vetiver.com/LAVN_Prot%20Amb.htm, consultado el 06 de setiembre del 2013.

2.5 FITORREMEDIACIÓN

La fitorremediación es un proceso que utiliza plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en suelos, lodos y sedimentos, y puede aplicarse tanto *in situ* como *ex situ*. Los mecanismos de fitorremediación incluyen la rizodegradación, la fitoextracción, la fitodegradación y la fitoestabilización (Volke, *et al.* 2002). En contraste con otras tecnologías, es poco costosa, estéticamente agradable y requiere de pocos recursos (Glass, 1999).

Los contaminantes se incorporan a la planta en su forma disuelta, y favorece este proceso de asimilación la acción de las raíces a partir de sus exudaciones que modifican condiciones ambientales en la rizósfera, como el pH y el potencial redox y la actividad microbiológica (Doménech, Peral, 2006),

a. Fitoacumulación

La fitoacumulación es la absorción de los contaminantes a través de las raíces y su posterior acumulación en tallos y hojas (Bureau Veritas, 2008).

b. Rizodegradación

La rizodegradación se lleva a cabo en el suelo que rodea a las raíces. las sustancias excretadas naturalmente por éstas, suministran nutrientes para los microorganismos, mejorando así su actividad biológica (Volke, *et al.* 2002).

c. Fitoextracción

La fitoextracción es la eliminación del contaminante del suelo y acumulación en el tejido de la planta (Calvelo, Monterroso, Camps, Macías, 2008). La fitoextracción de metales pesados se basa en el uso de plantas que poseen una capacidad natural por encima de lo usual para absorber y concentrar en sus partes aéreas determinados metales pesados (principalmente As, Cd, Co, Ni, Se o Zn) sin desarrollar síntomas de toxicidad. (Diez, 2008).

d. Fitodegradación

La fitodegradación consiste en el metabolismo de contaminantes dentro de los tejidos de la planta, a través de enzimas que catalizan su degradación (Volke, *et al.* 2002).

e. Fitoestabilización

En la fitoestabilización, las plantas limitan la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo, debido a la producción en las raíces de compuestos químicos que pueden adsorber y/o formar complejos con los contaminantes, inmovilizándolos así en la interfase raíces-suelo (Sellers,1999). Se basa en que las plantas, o los compuestos que estas secretan, estabilizan niveles bajos de contaminantes presentes en el suelo, por ejemplo por absorción o por precipitación, para evitar que se movilicen o se lixivien de modo que pudieran llegar a afectar la salud pública (Salt, 1995; Cunningham, 1995). Mecanismos posibles podrían incluir el secuestro del contaminante en la pared celular mediante ligninas (lignificación), la absorción de contaminantes por el humus, vía enzimas de las plantas o de microbios, o por otros mecanismos en los que el contaminante es secuestrado en el propio suelo, por ejemplo ligándolo a la materia orgánica.

f. Fitovolatilización

Implica la captación de contaminantes volátiles (Hg y Se) por plantas y su posterior volatilización o liberación (en su forma original o modificada) a la atmósfera (Volke, Velásco y De la Rosa Pérez, 2005).

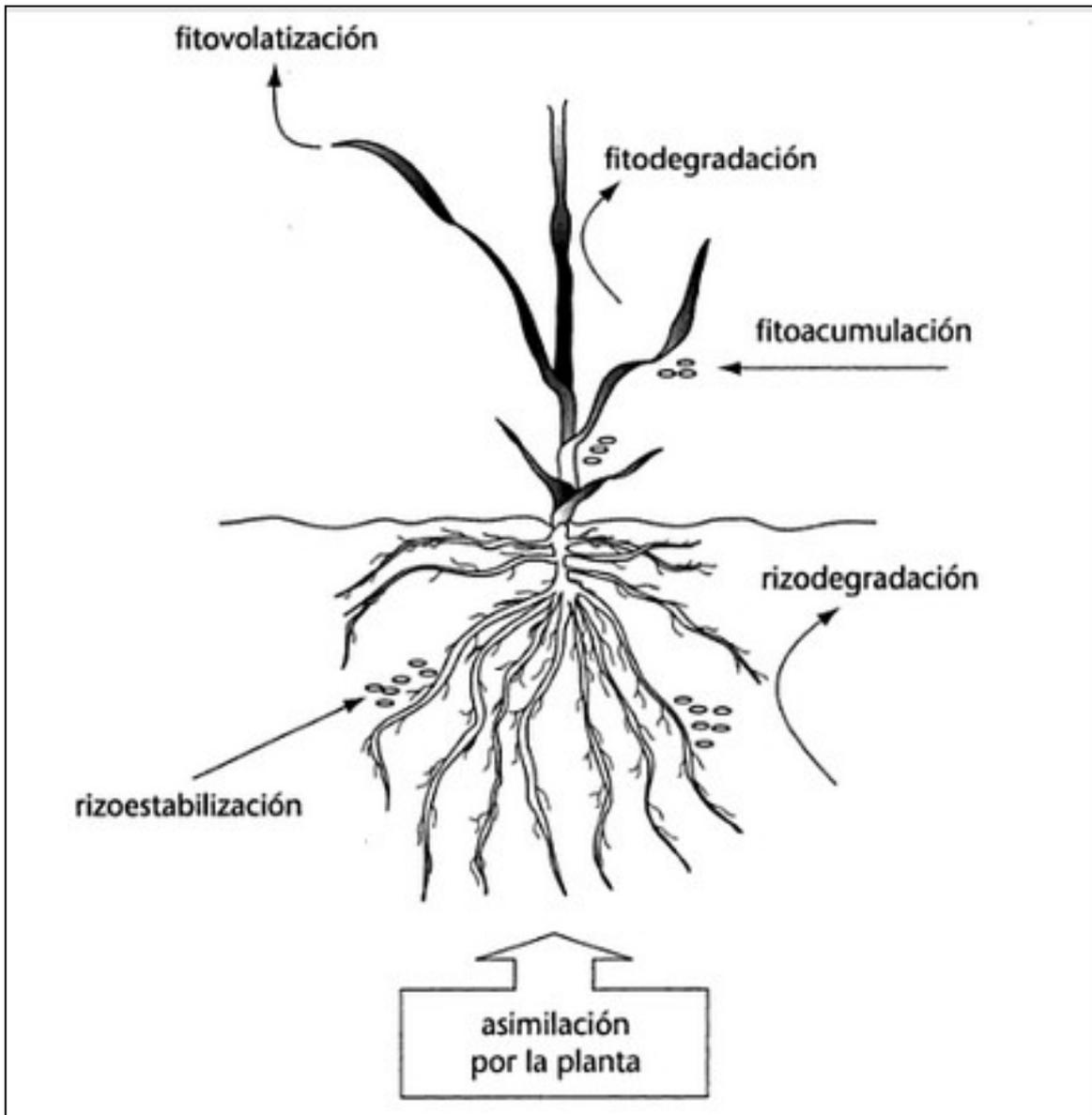


Figura 1: Procesos de fitorremediación que dan lugar a la eliminación de contaminantes en el suelo. Fuente: Doménech, Xavier; Peral José. Química ambiental de sistemas terrestres. 2006.

2.6 ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS EN FITORREMEDIACIÓN

En el cuadro 7, se presenta ejemplos de campo para Fitorremediación de metales.

Cuadro 7: Ejemplo de pruebas exitosas con plantas

Metal	Planta	Ubicación	Método	Comentarios
Pb	<i>Brassica juncea</i>	Trenton, N.J.	FE, FEAQ	La incorporación de Pb ²⁺ aplicado EDTA resultó en la reducción de 28 % en la contaminación en el área en una temporada de cosecha.
Cd	<i>Thlapsi caerulescens</i>	Beltsville, Md.	FE-FEC	Fitoextracción de suelos enmendados con barros sedimentarios. La acumulación de Zn ²⁺ en <i>T. caerulescens</i> fue 10 veces mayor que en otras plantas.
Zn	<i>Silene Vulgaris</i>			
Zn	<i>Brassica oleracea</i>	Rothamstead, U.K.	FE-FEC	Suelos enmendados con sedimentos
Cd	<i>Raphanus sativus</i>			
Ni	<i>Thlapsi caerulescens</i>			
Cu	<i>Alyssum lesbiacum</i>			
Pb	<i>Alyssum murale</i>			
Cr	<i>Arabidopsis thaliana</i>			
Se	<i>Brassica juncea</i>			
B	<i>Festuca arundinacea</i>	Los Baños, California	FE-FEC FV	El contenido de B extraíble por agua se redujo entre 24 % y cincuenta y dos % y el Se se redujo entre trece % y cuarenta y ocho % por todas las especies.
	<i>Hibiscus cannabis</i>			
	<i>Lotus corniculatus</i>			
U	<i>Helianthus annus</i>	Asthabula, Ohio	RF	Remoción de U de aguas subterráneas

FUENTE: Salt, 1998

FE: Fitoextracción

FV: Fitovolatilización

RF: Rizofiltración

FEAQ: Fitoextracción asistida por quelantes

FEC: Fitoextracción continua

2.7 ESPECIE VEGETAL *Chrysopogon zizanioides* "VETIVER GRASS"

a. Características

La especie vegetal *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty, es una planta herbácea y perenne; según el Sistema de Clasificación de Cronquist (1988) se clasifica de la siguiente manera: perteneciente a la División Magnoliophyta, clase Liliopsida, familia de las Poaceae, subfamilia Panicoideae, originaria de zonas pantanosas de la India y África meridional (National Research Council, 1993).

Cuadro 8: Clasificación vegetal de la especie *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty

Especie vegetal	
Nombre científico	<i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty
Nombre vulgar	Vetiver Grass
Fecha de recolección	Cuarto Trimestre del 2011
División	Magnoliophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Poales
Familia	Poaceae (Gramineae)
Género	<i>Chrysopogon</i>
Especie	<i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty

FUENTE: Sistema de Clasificación de Cronquist (1988)- Museo de Historia Natural de la UNMSM (Universidad Nacional Mayor de San Marcos).

En cuanto a sus requerimientos edafo-climáticos esta planta tolera sequía prolongada, inundaciones (entre 800 mm hasta 6000 mm de precipitación anual), resiste temperaturas extremas desde 14 °C hasta 60°C (Andrade y Rodríguez, 2002); puede desarrollarse en una amplia gama de niveles de pH en el suelo (desde 3 hasta 11); posee un alto nivel de tolerancia a la salinidad, sodicidad, acidez, presencia de Al, As, Cd, Cu, Cr, Pb, Mn, Hg, Ni, Se y Zn presentes en el suelo (Truong, 1999).

b. Antecedentes y Experiencias con la especie *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty “Vetiver Grass”.

En el año 1994, Jayashree menciona que la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides* logra absorber Zn, Fe, Cu y Mn en suelos contaminados con aguas residuales de textiles, ya que los metales pesados pueden ser extraídos mediante fitoextracción por la especie *C. zizanioides* (vetiver) siendo altamente tolerantes a la condición del suelo que incluye contaminación por metales pesados. Un estudio hecho por Roongtanakiat en el año 2001 mostró que la adición de enmiendas a relaves de hierro mejoraba el crecimiento del vetiver así como también la captación de Fe, Zn, Mn y Cu por la especie vetiver.

El vetiver grass tolera la presencia de altas concentraciones de elementos como As, Cd, Cu, Cr y Ni (Truong y Claridge, 1996). Es muy útil en la estabilización, rehabilitación y recuperación de ácidos sulfúricos y trazas de metales de suelos contaminados. En Australia, el vetiver ha sido utilizado exitosamente para estabilizar relaves ácidos o alcalinos de minas con contenidos de alta salinidad, magnesio, en minas de carbón o de oro (Truong, 1999).

El vetiver puede crecer en suelos ácidos (pH 3) y alcalinos (pH 11), además de tolerar altos niveles de metales como el arsénico, cadmio, cobre, cromo y níquel (Truong y Claridge, 1996; Truong y Baker, 1998; Truong, 1999). Es una planta que posee capacidades como ser económica y ecológica (Akhila y Rani, 2002) y sus propiedades de conservación ya que puede crecer verticalmente hasta 2 metros, además posee un sistema radicular denso y fuerte que puede crecer llegando a medir más de 3 metros (Greenfield 1988, 1989, 1993, 1995 y Truong, 2002).

Ha cobrado gran importancia en la fitorremediación, dada su alta resistencia a ambientes extremos, condiciones de stress y acidez; en este sentido Roongtanakiat y Chairaj (2001); Truong y Baker (1998), demostraron que el vetiver es eficiente para la eliminación de zinc, plomo y cromo .

c. Reproducción de la especie *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty “Vetiver Grass”

En la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides*, el medio de propagación más utilizado es a través de rizomas, los cuales son muy cortos y llegan a medir de 2-3 mm; presenta un sistema radicular masivo que crece rápidamente y puede alcanzar de 3 a 4 m de profundidad durante su primer año de establecimiento; sus tallos son erguidos y rígidos, con altura entre 0.5 y 1.5 m (National Research Council 1993 y Truong 1994). Se propaga mediante esquejes y no es invasiva (National Research Council, USA, 1993).

En investigaciones de tipificación de ADN realizadas por el Programa de identificación del vetiver, se evaluaron 60 muestras de diferentes cultivos como el Vallonia, Monto, Sunshine (presente en Perú) y Guiyang provenientes de 29 países ubicados entre Norteamérica, Suramérica, Asia, África y Oceanía; se encontró que de estos, 53 pertenecían al único clon de *V. zizanioides*, por lo que los cultivos sólo se diferencian en el nombre, pues los análisis de ADN demostraron que no existen diferencias genéticas entre ellos, lo que confirma que se está empleando el "genotipo estéril" de rápido crecimiento y desarrollo en gran parte del mundo (Truong, 1999).

Alegre (2000) menciona que se enviaron muestras de hojas de vetiver al Biotechnology Center en Texas para el análisis de ADN y así se identificó exactamente la especie que se tiene en Perú, enviando tres muestras de hojas de las plantas provenientes de Kenya y propagadas en Yurimaguas y las producidas en Iquitos. Estas fueron parte de las 299 muestras analizadas de todas partes del mundo, finalmente se concluyó que las 3 muestras de Perú son la *Vetiveria zizanioides* con semillas estériles. De esta manera, el genotipo empleado no produce semillas viables, lo cual asegura que no existe ningún riesgo de que esta planta llegue a convertirse en plaga en un lugar no deseado (Truong, 1999).

d. Bioacumulación de metales pesados en la materia seca radicular y foliar de la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides*.

Tal como mencionaron Troung y Baker (1998), el vetiver es eficiente para la eliminación de Zn, Pb y Cr, aunque a altas concentraciones la presencia de los mismos inhibe la

producción de materia seca y la tasa fotosintética; no obstante, las aplicaciones de nitrógeno podrían evitar el efecto adverso del mismo.

Por otro lado Mbila, Thompson, Mbagwu y Laird (2003), señalaron que los exudados o compuestos orgánicos liberados por las raíces de la planta, tanto de bajo y alto peso molecular, pueden contribuir a la eliminación de metales pesados. Los de bajo peso molecular se liberan a favor de la gradiente de concentración, y los de alto peso molecular se liberan por mecanismos de transporte activo o lisis celular. Los exudados facilitan la disponibilidad de los metales.

Por ejemplo se ha observado que los exudados favorecen la absorción de Fe en suelos deficientes en el mismo. La exudación de mucilagos que forman una capa externa a la raíz (mucigel), también favorece la complejación de metales pesados (Torres, Cumana, Torrealba y Posada, 2010)

2.8 ABSORCIÓN, BIOACUMULACIÓN, QUELACIÓN Y TRANSLOCACIÓN DE METALES PESADOS EN PLANTAS

a. Acumulación de los metales en la rizósfera

Comprende tres mecanismos distintos por los cuales se puede dar el movimiento de los iones:

- **Intercepción Radicular**, al ir aumentando el sistema radicular de una planta se va incrementando su volumen radicular y por ello se intercepta un volumen cada vez mayor de solución suelo.
- **Flujo de Masas**, el cual consiste en el movimiento del agua y los nutrientes de la solución a la raíz. Este proceso es debido a la pérdida de agua por la transpiración de la planta, lo cual crea una fuerza de succión por la diferencia de presión de agua entre el interior y exterior de la planta.
- **Difusión**, proceso espontáneo por el que ocurre un movimiento de los iones por una gradiente de potencial químico de una solución de mayor concentración a una de menor concentración. Este mecanismo es importante para iones de alta energía.

b. Absorción de los metales en la rizósfera

Una vez que las distintas sales, ya sea como parte de los coloides del suelo o disueltos en la solución, han entrado en contacto con el sistema radicular se puede iniciar el proceso de absorción en sí. Se ha comprobado experimentalmente que cuando una célula o parte de un tejido vegetal son transferidos de un medio de menor concentración de sales a uno de mayor concentración se produce primero una rápida absorción muchas veces no selectiva (mecanismos pasivos de absorción) seguida de una absorción lenta y selectiva (mecanismos activos de absorción).

Los mecanismos pasivos de absorción son procesos exergónicos fácilmente reversibles y no selectivos, por lo cual se considera que su participación en el proceso de absorción total es mínima. Estos mecanismos son: Difusión, Intercambio iónico, Equilibrio de Donnan y Flujo de Masas. En el transporte activo en cambio las partículas son transportadas activamente contra un gradiente de concentración o de potencial electroquímico, por lo cual se requiere aporte de energía externa, la cual es suministrada por el metabolismo celular.

Adicionalmente a estos mecanismos, podemos citar los mecanismos de difusión facilitada, como son: canales iónicos y proteínas translocadoras, las características comunes de estos dos mecanismos son que tan sólo permiten que los solutos atraviesen la membrana a favor de un gradiente de concentración y que además muestran especificidad.

Se ha observado que a pesar de que aparentemente existen mecanismos transportadores específicos para ciertos iones, muchas veces iones similares compiten por el mismo sitio de enlace en una molécula transportadora. Este dato es de suma importancia para casos de toxicidad por metales, en los cuales muchas veces el efecto tóxico es debido a una competencia con nutrientes fundamentales para la planta (Prieto, Gonzalez, Román, Prieto, 2009).

c. Quelación

La quelación es la habilidad de un compuesto químico para formar una estructura en anillo con un ión metálico resultando en un compuesto con propiedades químicas diferentes a la del metal original. El quelante impide que el metal siga sus reacciones químicas normales (WALCO S.A., 1997).

Uno de los aspectos más importantes de la acumulación de metales pesados es el que se refiere al proceso de complejación. Un complejo o compuesto de coordinación es el resultado de la interacción de un átomo central, esto es, un ión metálico con orbitales de valencia vacíos que pueden actuar como ácido de Lewis (aceptor de electrones), y una o varias bases de Lewis (dador de electrones) con pares de electrones libres. Estas bases se conocen como agentes complejantes o ligandos. Esta interacción lleva a la formación de un enlace covalente coordinado o dativo (Navarro, 2007).

Cuando en un sistema hay más de un metal presente, se formará primero el quelato cuya constante de estabilidad sea más grande o, dicho de otra manera, el metal con dicha constante desplazará a los metales con una constante de estabilidad menor (WALCO, 1997).

En el aspecto nutritivo, ya sea foliar o edáficamente, los quelatos resultan muy eficientes para corregir deficiencias o necesidades de la planta. Es por ello que se deben quelatar los elementos (Ammann, 2002). El quelato aplicado al suelo se usa para evitar que el elemento se precipite o sea más asimilable para la planta, o para agregar una dosis muy grande del elemento sin que sea fitotóxico (Larbi, Morales, Abadía, Abadía, 2003).

La eficacia de un quelato dependerá de la capacidad que tenga de incrementar la solubilización del metal y transportarlo hacia la raíz u hoja de la planta, además de ceder el metal (Fe, Zn, Mn) y de resistir a los factores contrarios como el alto pH, bicarbonato, competencia por otros metales, adsorción sobre los materiales del suelo y resistencia a la degradación de la molécula orgánica. Se puede decir que la mayoría de los elementos nutricionales se mantienen en mejor solución cuando están quelatados que cuando están presentes como sales simples, además de que los quelatos sintéticos son una alternativa viable en la corrección de clorosis, sobre todo si es causada por la carencia de

micronutrientes por condiciones presentes en el suelo (Perea, Ojeda, Hernández, Ruiz y Martínez, 2010)

d. Translocación de los metales desde la raíz al resto de la planta

La subsiguiente translocación de los metales de la raíz hacia el resto de la planta es un hecho que aún no ha sido completamente explicado. Se ha propuesto que en el caso de los metales esté funcionando un modelo de equilibrio de quelación entre los cationes y moléculas quelantes (ácidos orgánicos y aminoácidos) presentes en el jugo xilemático.

Sin embargo ha sido también difícil determinar con exactitud el nivel de acumulación en el tejido radicular, ya que posiblemente las raicillas podrían acumular un buen porcentaje de metales (Wagner, 1993).

e. Absorción de los metales en el tejido foliar

Como indica Espinoza (2000), la absorción por medio de las raíces es la ruta más importante para el ingreso de los elementos traza en las plantas, sin embargo se ha observado que otros tejidos también pueden absorber los metales. La absorción foliar de elementos traza puede tener un impacto significativo en casos de contaminación, en estos casos los elementos tomados por las hojas pueden ser traslocados después a otros tejidos de la planta.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 UBICACIÓN

La presente investigación se desarrolló en el Campo Experimental del Centro de Investigación en Recursos Genéticos y Biotecnología Vegetal CIRGEBV del laboratorio del Departamento de Biología de la Universidad Nacional Agraria La Molina en Lima Perú.

3.2 CONDICIONES METEOROLÓGICAS

Los datos meteorológicos fueron tomados de los registros de la Estación Meteorológica “Alexander Von Humboldt” de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

Cuadro 9: Condiciones Meteorológicas durante la evaluación

Parámetro	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo
Radiación Circungl. (ly/mes)	14341	13289,5	13413,5	12505,6	9741,2
Temperatura Prom (°C)	24,1	25,3	25	24	20,2
Temperatura Máxima (°C)	28,1	29,2	29	28,2	23,7
Temperatura Mínima (°C)	18,3	19,7	19,9	18	15,8
Humedad Relativa Prom. (%)	73	73	76	72	83
Humedad Relativa Máx. (%)	93	93	93	94	94
Humedad Relativa Mín. (%)	61	60	64	61	73
Precipitación (mm)	0	9	2,6	0,2	1,2

FUENTE: Estación Meteorológica “Alexander von Humboldt”, UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

3.3 MATERIALES

a. Material Vegetal

El material de análisis corresponde al vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*), el cual fue obtenido dentro del área de cultivo del Campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM) ubicado en Lima-Perú, al cual se le realizó una caracterización previa a la fase de evaluación. Se utilizaron 45 esquejes de la especie "vetiver grass" obtenidos de la Universidad Nacional Agraria la Molina. Las características del material seco foliar y radicular del vetiver grass utilizado en los ensayos se presentan en el Cuadro 10.

Cuadro 10: Características del Vetiver grass

Vetiver Grass			
Parámetro	Unidad	Hojas	Raíces
N	%	0,92	1,48
P	%	0,14	0,14
K	%	1,17	0,63
Ca	%	0,46	0,54
Mg	%	0,12	0,16
S	%	0,13	0,11
Na	%	0,09	0,11
M.S.	%	34,12	41,34
Zn	ppm	55	71
Cu	ppm	11	21
Mn	ppm	63	56
Fe	ppm	1101	2943
B	ppm	65	65
Pb	ppm	0,1	6,28
Cd	ppm	0,15	0,4
Cr	ppm	7,68	8,04

FUENTE: Laboratorio de Suelos y Plantas de la UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

b. Material Contaminante

Se utilizó relave minero procedente de las actividades de minería artesanal del distrito de Ollachea ubicado en Puno, en donde la génesis de los suelos y yacimiento mineralizado del área se caracteriza por presentar suelos que suelen contener una gran proporción de óxidos de hierro y manganeso (derivado de las rocas primarias o primigenias) con alta concentración de fierro y manganeso o por la presencia de afloramientos mineralizados con presencia de sulfuros de hierro (Pirita: FeS y Pirrotita o Pirita Magnética: $S_{12}Fe_{11}$).

Cuadro 11: Características del material contaminante utilizado

Caracterización del relave minero artesanal		
Parámetros	pH (01:01)	3.06
	Conductividad Eléctrica (dS/m)	5.74
	Arena (%)	64
	Limo (%)	30
	Arcilla (%)	6
	Textura	Fr A
	CaCO ₃ (%)	0
	M.O. (%)	2.07
	P (ppm)	12.1
	K (ppm)	12
	Cationes Cambiables (meq/100g)	CIC
Ca ²⁺		1.3
Mg ²⁺		0.25
K ⁺		0.09
Na ⁺		0.1
Al ³⁺ + H ⁺		6.6
Metales Totales (ppm)	B	0.5
	Cu	1.9
	Fe	2160
	Mn	25.6
	Zn	11.7
	Pb	70.37
	Cd	0.29
	Cr	7.14

FUENTE: Laboratorio de Suelos UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina).

c. Material Inorgánico: Lodo Bentonítico

El lodo bentonítico o lodo de perforación es una mezcla de agua con bentonita (un tipo de arcilla muy densa, donde predominan los filosilicatos del grupo de la montmorillonita), es utilizado para perforar pozos de sondeo (Baroid, 1992). Como parte de las enmiendas inorgánicas se utilizaron lodos bentoníticos derivados de los residuos de la actividad de perforación diamantina para fines de exploración minera, realizado por la Compañía Minera Kuri Kullu S.A. en Ollachea-Puno cuyos reportes de ensayos se muestra en el Anexo N°4

Cuadro 12: Características del lodo bentonítico

Caracterización del lodo bentonítico		
Parámetros	pH (01:01)	4,65
	Conductividad Eléctrica (dS/m)	4,07
	Arena (%)	42
	Limo (%)	48
	Arcilla (%)	10
	Textura	Fr
	CaCO ₃ (%)	0
	M.O. (%)	2,21
	P (ppm)	4,7
	K (ppm)	290
	Cationes Cambiables (meq/100g)	CIC
Ca ⁺		12,34
Mg ⁺²		2,18
K ⁺		0,15
Na ⁺		0,23
Al ⁺³ + H ⁺		0,8
Metales Totales (ppm)	B	0
	Cu	7
	Fe	471
	Mn	110,5
	Zn	5
	Pb	9,08
	Cd	0,11
	Cr	31,08

FUENTE : Laboratorio de Suelos UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

d. Compost

Como parte de las enmiendas orgánicas se utilizó compost elaborado en el Taller de Conservación de Suelos y Agricultura Sostenible (CONSAS) de la Facultad de Agronomía de la UNALM.

Cuadro 13: Características del compost

Parámetro	Unidad	Compost
pH		6,92
CE	dS/m	8,9
CaO	%	7,18
MgO	%	1,51
Hd	%	46,76
Na	%	0,39
Ácidos Húmicos	%	5.96
Ácidos Fúlvicos	%	2.63
Huminas	%	14.68
M.O.	%	31,55
N	%	1,57
P ₂ O ₅	%	1,2
K ₂ O	%	1,1

FUENTE: Laboratorio de Suelos UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

e. Fertilizante Orgánico

Se utilizó el fertilizante orgánico comercial ALOPES FORTE ® producido por NOGAFER PERU S.A.C. a partir de recursos hidrobiológicos. La frecuencia de adición de fertilizante fue quincenal, el criterio para la selección de cantidad de aplicación se basó en la indicada por el fabricante, basándose en criterios agronómicos y en experiencias anteriores en fertilizantes orgánicos.

Cuadro 14: Características del Fertilizante Orgánico Utilizado

Fertilizante Orgánico - ALOPES-PESCADO		
Parámetro	Unidad	Fertilizante
pH		4,4
Materia Orgánica	g/L	311,7
Nitrógeno	g/L	22,5
Fósforo	g/L	2,1
Potasio	g/L	3,7
Calcio	g/L	1,4
Magnesio	mg/L	384
Hierro	mg/L	32,5
Cobre	mg/L	0,8
Zinc	mg/L	3,1
Manganeso	mg/L	1,2
Boro	mg/L	250,8
L-aminoácidos	%	<2

FUENTE: ALOPES FORTE ® producido por NOGA-FER PERU S.A.C

f. Suelo Agrícola

Se utilizó suelo agrícola que procedió del campus de la UNALM, el cual presentaba altos valores de cadmio (0.99 mg/Kg) y plomo (61.84 ppm) acercándose al límite establecido por la Guía de Canadá. En el Cuadro 15, se muestra la caracterización realizada al sustrato previo a la mezcla y a la etapa de experimentación.

Cuadro 15: Características del suelo utilizado

Parámetro	Unidad	Suelo (ti)
pH		7,38
CE	dS/m	6,29
CaCO ₃	%	4,3
Materia Orgánica	%	3,1
arena	%	64
Limo	%	25
Arcilla	%	11
bases	%	100
P	ppm	58,9
K	ppm	1470
Clase Textural		Fr A
Capacidad de Intercambio Catiónico		9,92
Ca ⁺	meq/100g	6,73
Mg ⁺²	meq/100g	1,83
K ⁺	meq/100g	1,31
Na ⁺	meq/100g	0,04
Al ⁺³ + H ⁺	meq/100g	0
Boro	ppm	6,1
Cobre	ppm	9,6
Hierro	ppm	24,7
Manganeso	ppm	23,4
Zinc	ppm	16,6
Plomo	ppm	61,84
Cadmio	ppm	0,99
Cromo	ppm	6,84

FUENTE: Laboratorio de Suelos UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

g. Hidrogel

Se utilizó Hidrogel, un polímero orgánico formado por monómeros $\text{CH}_2\text{CH}(\text{CO}_2\text{Na})$, también llamado poliacrilato de sodio que consiste en polielectrolitos obtenidos de la polimerización del ácido acrílico. La composición química de este material es a base de celulosa y gránulos de poliacrilato de sodio. El residuo industrial fue proporcionado por la empresa fabricante de pañales Kimberly Clark Perú S.R.L. debido a su cualidad de absorber agua hasta trescientas veces su volúmen.

h. Otros Materiales

- 18 Macetas de plástico de 3,4 Kg de capacidad
- Equipo de seguridad: máscaras y guantes de jebe
- Balanza Analítica
- Elementos de laboratorio- espectrofotometría de Absorción Atómica
- Cámara fotográfica
- Artículos de escritorio
- Andamio de metal
- Computadora
- Software Excell
- Soporte Universal
- Estufa
- Instrumentos de laboratorio
- Agua de riego

3.4 DESCRIPCIÓN DEL EXPERIMENTO

a. Sembrado y tratamiento de los esquejes de especies vegetales

En primer lugar se realizó el recojo de 45 esquejes de vetiver grass, procedentes del Campus de la UNALM, los cuales fueron sumergidos en agua de riego durante 10 a 15 días hasta que brotaron raicillas blancas, después fueron sembrados en macetas de plástico con capacidad de 3,4 Kg; a las cuales se adicionaron las mezclas de relave y los diferentes tipos de enmiendas según los tratamientos indicados (T1, T2, T3, T4 y T5).

b. Riego

Se suministró agua de riego procedente de la zona de Huachipa, el criterio de selección se basó en la calidad adecuada de agua para riego y la disponibilidad en cuanto a accesibilidad en la zona del campus de la UNALM. La periodicidad de riego fue de tres veces por semana durante 90 días, mediante un sistema de riego manual. Las características químicas del agua de riego se indican en el cuadro 16.

Cuadro 16. Características químicas de agua de riego

Parámetro	Agua de Río Huachipa
pH	7.81
CE dS/m	0.71
Calcio me/l	5.28
Magnesio me/l	0.95
Potasio me/l	0.27
Sodio me/l	1.56
Suma de Cationes	8.06
Nitratos me/l	0.08
Carbonatos me/l	0.04
Bicarbonatos me/l	2.7
Sulfatos me/l	1.91
Cloruros me/l	3.4
Suma de Aniones	8.13
Sodio %	19.35
RAS	0.88
Boro ppm	0.4
Clasificación	C2-S1

FUENTE: Laboratorio de análisis de suelos y plantas de la UNALM. Tesis UNALM Interacción de modalidades de fertilización con calidades de agua de riego, bajo condiciones de invernadero. Ñahui V. 2010.

c. Diseño Experimental

Se realizó un Diseño Experimental Simple Completamente al azar con cinco tratamientos diferentes y tres repeticiones para cada uno de ellos.

d. Ensayo de Agua Lixiviada

Al finalizar los 90 días de evaluación, se procedió a saturar con agua de riego todas las macetas, adicionando en cada maceta 500 mL de agua, se dejó reposar hasta permitir el drenaje del agua filtrada a través de las capas de sustrato contenido en cada maceta de la evaluación, colectando el agua de drenaje generada en envases de plástico. Las muestras colectadas de los distintos tratamientos experimentales, fueron derivadas al laboratorio CERTIMIN PERU SAC para analizar el contenido de metales disueltos del agua lixiviada.

e. Población y Muestra

Cuadro 17: Población y muestra de los materiales utilizados

Insumo	Procedencia	Muestra
Suelos	UNALM	20 kg
Lodos bentoníticos	Ollachea, Puno	10 kg
Relave	Ollachea, Puno	40 kg
Compost	CONSAS-UNALM	6 kg
Hidrogel	UNALM	1 kg
Fertilizante	ALOPES-UNALM	10 ml

FUENTE: Elaboración Propia.

3.5 TRATAMIENTOS

El tratamiento consistió de 4 tratamientos (T2, T3, T4, T5) y una muestra testigo control (T1) cada uno de ellos constó de 3 repeticiones, haciendo un total de 15 muestras a evaluar durante toda la fase experimental. En cada una de las macetas se sembraron de 3 a 4 esquejes para asegurar el crecimiento de la especie vegetal, para así reducir la probabilidad de perder un individuo por muerte o reseca durante la prueba experimental.

A cada una de las 15 macetas se le adicionó relave procedente de Ollachea, siendo la misma cantidad para los tratamientos del T2 al T5 y posteriormente fue evaluado durante un período de 3 meses o 90 días hasta completar el crecimiento de los individuos de “Vetiver Grass”. A continuación se aprecia la cantidad de Tratamientos desarrollados:

Cuadro 18: Tratamientos aplicados

Tratamiento	Forma de aplicación de Biosólidos
T1	Testigo /Control
T2	Mezcla
T3	Mezcla
T4	Mezcla
T5	Mezcla

FUENTE: Elaboración Propia.

El primer tratamiento (T1) corresponde al tratamiento control y consiste en la aplicación del relave además de incluir a la especie vegetal, el segundo (T2) consiste en la incorporación de suelo, compost y fertilizante orgánico sobre el relave sembrando la especie vegetal, el tercero (T3) incluye una capa de Suelo, Compost, e hidrogel sobre el Relave sembrando la especie vegetal, el cuarto (T4) consiste en la adición de Suelo, Compost, y lodo bentonítico al relave en el cual también se incluye la especie vegetal, el quinto tratamiento (T5) incluye todas las enmiendas tales como Suelo, Compost, Hidrogel y Lodos Bentoníticos sobre el Relave, además de la especie vegetal .

Cuadro 19: Tipos de enmiendas orgánicas e inorgánicas a usar en los Tratamientos

Tratamiento	Descripción	Proporción	Fertilizante
T1-control	Relave con planta	100% Relave + 3 esquejes vetiver	-
T2	Suelo+ Compost+ Relave+ planta	60% Relave + 35% suelo +5%compost+ 3 esquejes vetiver	Biol (dilución de 2.5 ml /L agua)
T3	Suelo+ Compost + Relave+ Hidrogel + planta	60% Relave + 34% suelo + 5% Compost +1% Hidrogel + 3 esquejes vetiver	Biol (dilución de 2.5 ml /L agua)
T4	Suelo+ Compost + Relave+ Lodo Bentonítico + planta	60% Relave + 17.5% suelo + 5% Compost +17.5% Lodo de Perforación +3 esquejes vetiver	Biol (dilución de 2.5 ml /L agua)
T5	Suelo+ Compost+ Relave+ Hidrogel +Lodo Bentonítico+planta	60% Relave + 17% suelo + 5% Compost +17% Lodo de Perforación +1% hidrogel +3 esquejes vetiver	Biol (dilución de 2.5 ml /L agua)

FUENTE: Elaboración Propia

Luego de haber realizado la caracterización fisicoquímica de cada sustrato correspondiente al tiempo inicial (t:i), posteriormente se procedió a realizar la caracterización de las mezclas respectivas en el tiempo inicial (t:i).según el tipo de tratamiento (T1 al T5).

d. CARACTERIZACION DE LAS ENMIENDAS PREVIO A LA ETAPA DE EVALUACIÓN EXPERIMENTAL

Previa a la plantación de la especie vegetal en cada tratamiento, se realizó una caracterización inicial en cada tratamiento luego de haber realizado las respectivas mezclas mencionadas en el cuadro 19.

En el Cuadro 20, se observan los resultados de la caracterización realizada en el laboratorio de suelos de la UNALM.

Cuadro 20: Características iniciales de los tratamientos con enmiendas

Parámetro	Tratamiento				
	T1	T2	T3	T4	T5
pH	3.06	5.72	5.72	5.37	5.4
Conductividad Eléctrica (dS/m)	5.74	4.19	4.49	3.52	3.49
Capacidad de Intercambio Catiónico	3.52	6.4	6.4	8.32	8.48
Metales Totales (ppm)					
Cu	1.9	7.2	7	6.8	7.3
Fe	2160	337.5	371	433	493
Pb	70.37	102.8	111.3	34.38	65.62
Cd	0.29	6.62	8.43	12.86	15.1
Cr	7.14	0.59	0.64	0.39	0.31

FUENTE: Laboratorio de Suelos UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

3.6 MÉTODO

a. EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS SOBRE LA VARIACIÓN DEL pH, CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y METALES PESADOS EN EL SUELO CONTAMINADO CON RELAVE.

El análisis de caracterización físico-químico comprendió las siguientes pruebas: la medida del pH ó reacción del suelo por el Método del potenciómetro de la suspensión de suelo: agua en relación 1:1, la medida de la conductividad eléctrica mediante la medida del contenido de sales solubles del extracto acuoso en la relación suelo: agua ó en el extracto de la pasta de saturación y lectura por espectrofotometría de absorción atómica, los cuales se indican en el Cuadro 21.

Cuadro 21: Metodología de laboratorio en análisis de suelos contaminados

Análisis de suelo Previo y Posterior a la experimentación	
Parámetro	Método
Caracterización Agronómica : ph,CE;P,K,CaCO ₃ o acidez cambiable, porcentaje de materia orgánica, textura (arena, limo, arcilla), CIC, Cationes cambiables)	pH: Método de suspensión y determinación potenciométrica, Método conductivimetría Método materia Orgánica: Oxidación con dicromato de K de Wakley y Black (Nelson y Sommers, 1996)
Metales pesados (Cd, Cr, Pb)	Espectrometría de masas (ICP-MS, Perkin Elmer) a través del método US EPA 200.8.

FUENTE: Laboratorio de Suelos de la UNALM. Homer , Capman, Parker, 1973. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas.

b. EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LAS ENMIENDAS EN LA VARIACIÓN DEL CRECIMIENTO DE LA ESPECIE VEGETAL *Chrysopogon zizanioides*.

Previo, durante y posterior a la fase experimental se realizó la medición de la longitud de las hojas y raíces mediante una regla milimetrada, realizándose el monitoreo semanal del diámetro a la altura del cuello (DAC) y la altura de la hoja más alta desde el nivel del sustrato hasta el ápice de cada individuo, respectivamente, considerando el DAC en los 0,5 cm sobre la superficie del sustrato.

Se registraron estas mediciones al momento del trasplante y durante cada semana de estudio. Además, se realizó un monitoreo y registro fotográfico a lo largo del ensayo experimental con una periodicidad mensual para luego comparar los resultados de longitud y mortandad al final del ensayo experimental.

c. EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LAS ENMIENDAS SOBRE LA BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN LA MATERIA SECA RADICULAR Y FOLIAR DE LA ESPECIE VEGETAL *Chrysopogon zizanioides*.

Al finalizar la etapa experimental se realizó la caracterización de la parte radicular y foliar del *Chrysopogon zizanioides* desarrollado en el Laboratorio de suelos de la UNALM comprendiendo las siguientes pruebas: Método de Espectrofotometría de absorción atómica el método instrumental a utilizar para medir la concentración de) Espectrometría de masas (ICP-MS, Perkin Elmer) a través del método US EPA 200.8. con las condiciones indicadas en el Cuadro 22.

Cuadro 22: Métodos aplicados en la caracterización de materia radicular y foliar.

Análisis Foliar Previo y Posterior a la experimentación		
Material Vegetal	Parámetros	Método
Hojas y raíces de vetiver grass	Metales Pesados comprende: Cd,Cr,Pb	Pulverizado Digestión ácida con HNO ₃ -HF-H ₂ O ₂ Espectrometría de masas (ICP-MS, Perkin Elmer) a través del método US EPA 200.8.

FUENTE: Laboratorio de Suelos de la UNALM. Homer , Capman, Parker, 1973. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas.

Con los resultados obtenidos se halló la variación de concentración, comparando los valores iniciales con los finales, así como el incremento o reducción en las hojas, raíces y suelo.

Posteriormente se realizó un Balance de masa, en donde se compararon los resultados antes y después de la fase experimental para evaluar la variación en las concentraciones durante el período de evaluación.

d. EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LAS ENMIENDAS EN LA VARIACIÓN DE METALES PESADOS EN EL AGUA LIXIVIADA GENERADA.

Se realizó una caracterización fisicoquímica del agua lixiviada al finalizar la fase experimental en el Laboratorio CERTIMIN PERU SAC, los parámetros incluyen: concentración de metales pesados Cr, Cu, Fe y Pb total así como parámetros de campo como pH, Conductividad eléctrica,, los cuales se indican en el Cuadro 23.

Cuadro 23: Métodos aplicados en la caracterización de agua lixiviada.

Análisis de agua lixiviada	
Parámetros	Métodos
Conductividad	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2510 21st Ed.2005
Metales totales	Método EPA 200.7. Revisión 4.4 .Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively Coupled Plasma- Atomic Emission Spectrometry.
pH	SMEWW-21st Ed. 2005. Part-4500- H+ B, Pág 4-90 APHA-AWWA-WEF

FUENTE: Laboratorio CERTIMIN S.A.C.

Posteriormente se realizó un Balance de masa, en donde se compararon los resultados obtenidos, evaluando las diferencias y cambios en las concentraciones finales que se dieron entre las variables.

3.7 PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE DATOS

Se realizó un diseño experimental simple al azar con cinco tratamientos diferentes y tres repeticiones para cada uno.

El primer paso consistió en someter los datos a los supuestos de normalidad y de homogeneidad de las varianzas, para luego continuar con un análisis de varianza ANOVA para establecer si hay diferencias significativas entre las medias de las variables físicas y químicas de cada tratamiento. El análisis de varianza aporta la estimación de la varianza del error con sus grados de libertad y la información básica sobre si existen o no diferencias significativas en las medias de los tratamientos y si esta diferencia se verá influenciada por la forma de aplicación de las enmiendas, la dosis de aplicación o la interacción de ambos factores.

Luego de realizar el análisis de varianza, en aquellos casos donde se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados, es decir tratamientos que no tuvieron el mismo efecto sobre la variable de interés, fue necesario conocer aquellos tratamientos significativamente diferentes mediante la aplicación de pruebas de Comparación Múltiple mediante el Método de Tukey para un nivel de significancia de $p=0.05$, para especificar entre cuales de los tratamientos se presentaron las diferencias. Se utilizó el software SPSS versión 15.0.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Se realizó la caracterización fisicoquímica en cada tratamiento, se analizaron los parámetros pH, conductividad eléctrica en el suelo; así como, el crecimiento de la especie vegetal y la concentración y extracción de Cd, Pb, Cr, Cu y Fe total en el suelo, materia seca radicular, foliar y lixiviados generados.

4.1 EFECTO DE LA INCORPORACION DE ENMIENDAS EN EL Ph, CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE) Y CIC DEL SUELO

Cuadro 24: Características edáficas de los tratamientos evaluados

Parámetro	Unidad	T1		T2		T3		T4		T5	
		Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Cationes Cambiables											
CIC	meq/100g	3.52	4.21	6.4	9.81	6.4	10.56	8.32	10.18	8.48	10.93
Suma de Cationes		8.35	14.03	6.4	38.25	6.4	10.56	8.32	30.78	8.48	34.34
Suma de Bases		1.75	1.27	6.2	33.12	6.1	8.69	8.12	21.68	8.28	23.24
pH		3.06	2.25	5.72	2.60	5.72	2.92	5.37	2.42	5.4	2.37
CE Ext. St.	dS/m	-	14.13	6.21	11.31	7.03	10.39	5.2	13.77	5.14	18.4
Iones Solubles											
Suma cationes	meq/L	-	55.79	75.31	116.59	79.57	143.03	63.68	115.93	59.63	156.88
Suma de iones	meq/L	-	488.82	74.89	116.54	78.92	142.91	63.36	461.82	59.45	512.78
Concentraciones totales											
Cu	ppm	1.9	5.47	7.2	2.83	7	2.33	6.8	6.97	7.3	6.57
Fe	ppm	2160	3743.33	337.5	317.5	371	219	433	577.33	493	819.33
Pb	ppm	70.37	87.75	102.8	94.17	111.3	93.68	34.38	73.78	65.62	85.71
Cd	ppm	0.29	5.71	6.62	7.13	8.43	7.71	12.86	12.09	15.1	14.64
Cr	ppm	7.14	0.14	0.59	0.42	0.64	0.43	0.39	0.28	0.31	0.33

FUENTE : Elaboración Propia

La evaluación de los resultados se basa en la comparación de las concentraciones iniciales y las concentraciones finales obtenidas, en base a la cantidad de muestra contenida en cada maceta

a. Variación del pH en el suelo

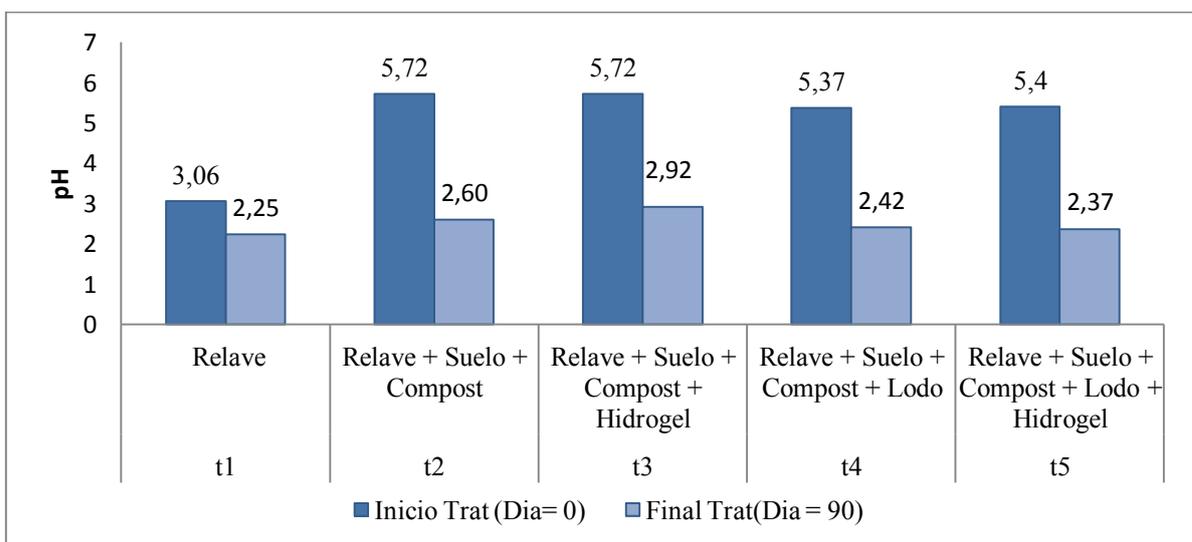


Figura 2: Variación del pH en los diferentes tratamientos aplicados

Luego de transcurridos los 90 días del experimento, en todos los tratamientos del T1 al T5 hubo disminución del pH en el suelo. Los procesos de acidificación dependieron de la composición y sustrato de cada tratamiento en particular.

Como ejemplo, en T1, T2, T3, T4 y T5 la acidificación del medio se produjo debido a los procesos de oxidación de la pirita (FeS_2), la cual compone principalmente al relave utilizado, en donde las condiciones químicas como la exposición al agua, oxígeno, bióxido de carbono y compuestos orgánicos. La oxidación de la pirita, incrementó los iones de H^+ , según como mencionó Casanova (2005), alcanzando valores de pH menores a 3, por el incremento de iones hidrógeno en la solución suelo.

Asimismo, la presencia de materia orgánica, proveniente del compost adicionado en un 5% en T2, T3, T4 y T5, en los tratamientos, favoreció también la disminución de los valores de pH producto del proceso de oxidación de la materia orgánica la cual produce liberación de iones hidrógeno, los cuales confieren al medio características de acidez. (Sanchez *et*

al.1981), dichos iones hidrogeno luego reaccionan con arcillas de silicatos laminares, liberando aluminio intercambiable y ácido silíceo tal como lo mencionaron Coleman y Thomas (1967). Además Nelson y Oades (1998), encontraron que la adición de materia orgánica produce una disminución del pH debido a: 1) la mineralización del nitrógeno, del azufre y del fósforo orgánicos, 2) disociación de ligandos orgánicos y 2) hidratación del CO₂ producido en la descomposición de la materia orgánica.

Asimismo los valores de pH fueron más bajos en T4 y T5 en comparación con T2 y T3, debido a que la presencia de lodos bentoníticos (arcilla montmorillonita) en T4 y T5, favoreció a disminuir los valores de pH, debido al incremento de los iones hidrógeno producto de la disociación de iones hidroxilo y carboxilo (COOH) en la superficie de las arcillas. (Nuñez, 2000).

b. Variación de la capacidad de intercambio catiónico en el suelo

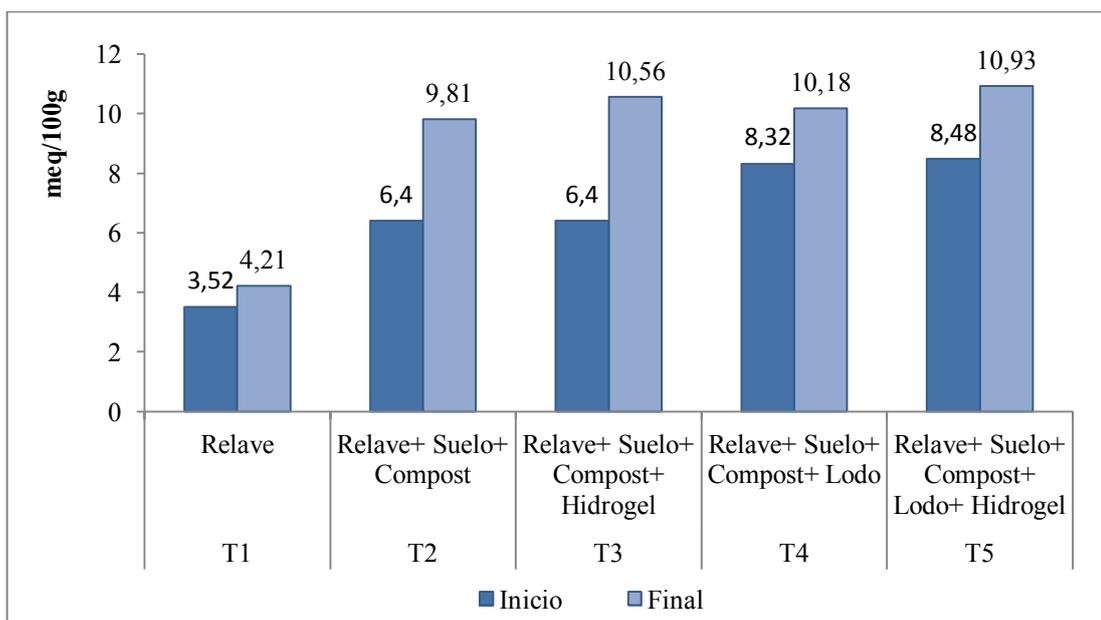


Figura 3: Variación de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) en los diferentes tratamientos aplicados

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se incrementó en todos los tratamientos de diferente manera, siendo mayor el incremento en los tratamientos que incluían aplicación de enmiendas (T2, T3, T4, T5).

El incremento de CIC en medios ácidos fue explicado por Adams (1995), quien indicó que la CIC se incrementa en suelos ácidos debido a la disociación de grupos COOH de la materia orgánica. Además Alfaro (2004) mencionó que la CIC se encuentra en el suelo en función del contenido de arcilla y materia orgánica. Debido a ello se obtuvieron los mayores valores para la CIC en los tratamientos (T3, T5) que contenían lodos bentoníticos e hidrogel respectivamente.

Los valores de CIC registraron un orden decreciente en el suelo según el tipo de enmienda de cada tratamiento siguiendo el orden $T5 > T3 > T4 > T2 > T1$, siendo mayores los valores de los tratamientos T5 y T3, debido a que en ambos tratamientos se incluyó al hidrogel como enmienda. Según lo referido por Pierzynski (2000), en general, cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales. El menor valor de CIC se registró en T1 con un valor de 4.21 meq/100g y el mayor valor de CIC fue 10.93 meq/100g para T5, por ello, el tratamiento T5 presentó mejores condiciones que el T1 para retener metales en el suelo.

De manera general en todos los tratamientos evaluados, las condiciones de los tratamientos T5 y T3 ofrecieron mejores condiciones para la fitorremediación, ya que poseían los valores más altos de CIC, indicando con ello una mayor presencia de sitios de retención de metales en el suelo, favoreciendo el propósito de estabilizar e inmovilizar los metales en el suelo, evitando así el desplazamiento hacia las aguas subterráneas, estos resultados coinciden con lo mencionado por Ruda de Schenquer *et al.* (2004), en donde menciona que, en general, en los suelos con elevada capacidad de intercambio catiónico (ricos en materia orgánica y con altos contenidos de arcilla), se asegura una cierta inmovilización de los metales pesados por quedar estos retenidos por adsorción al complejo coloidal del suelo.

Por el contrario, en T1 el valor de la CIC fue inferior (4.21 meq/100g), no representando un medio adecuado para retener los metales, ni para producir estabilización y por consiguiente la fitorremediación.

c. Variación de la conductividad eléctrica en el suelo

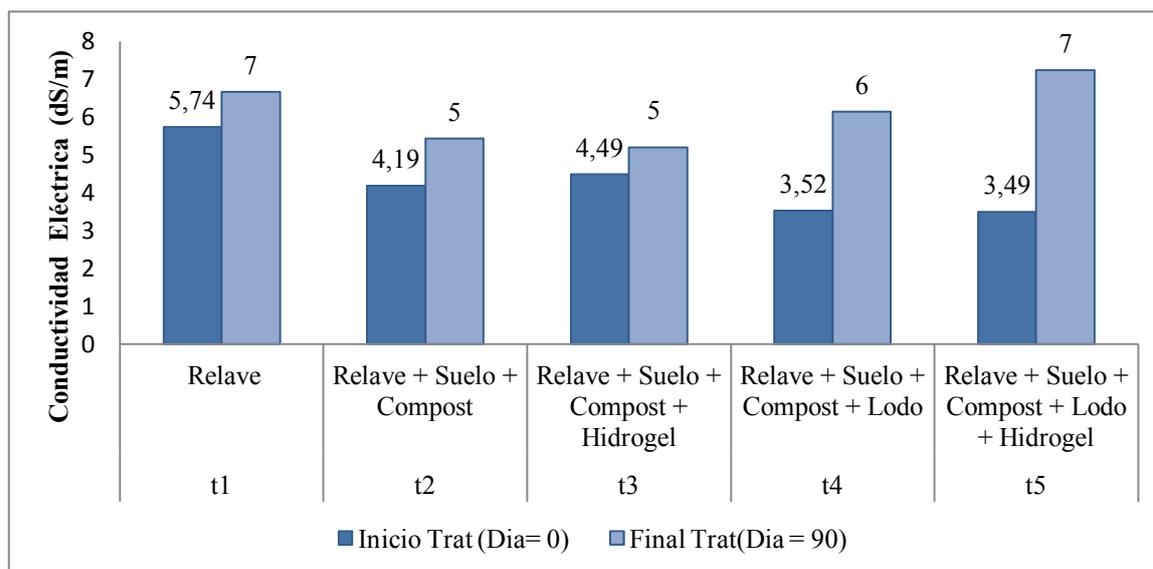


Figura 4: Variación de la conductividad eléctrica (CE) en los diferentes tratamientos aplicados.

Para todos los tratamientos la conductividad eléctrica (CE) se incrementó hasta valores entre 4 a 8 dS/m lo cual le confirió la condición de un medio moderadamente salino, según lo mencionado por Soriano y Pons (2001) el valor de la conductividad está relacionado con la suma de los cationes o aniones, en donde la presencia de sales solubles del suelo determina la presencia en solución de una serie de combinaciones de los cationes calcio, magnesio, sodio, potasio y de los aniones: carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, etc. Asimismo Casanova (2005) mencionó que la CE se incrementa a medida que la concentración de sales en solución aumenta. De lo mencionado por Casanova se puede concluir que existe una relación entre el incremento de la CE y la suma de cationes y aniones en el suelo.

De los resultados obtenidos, se puede concluir que en aquellos tratamientos en donde se produjo el incremento de la conductividad eléctrica (T1, T2, T3, T4, T5), se produjo a su vez el incremento de la cantidad de aniones solubles en diferente medida de acuerdo al tipo de tratamiento adicionado. En el cuadro 24, se detallan los valores de suma de aniones, se observa que en los tratamientos T4 y T5 los valores de la suma de aniones solubles fue superior en comparación de los tratamientos T2 y T3.

La condición generada en el medio, luego de incrementarse la cantidad de cationes e iones solubles, generó que los metales pesados sean más disponibles al quedar liberados en la solución suelo. Colmenares (1972), mencionó que el efecto de las sales sobre la conductividad eléctrica sigue el orden: $\text{CaCl}_2 > \text{Na}_2\text{SO}_4 > \text{MgSO}_4 \cdot 2$, precisando que los cloruros producen un mayor aumento en la conductividad eléctrica. Debido a ello se realizó la evaluación de los resultados obtenidos en el suelo para el anión cloruro, en donde se observó que los valores de la CE se incrementaron en T4 y T5, de la misma manera que lo hizo el cloruro en los mismos tratamientos, coincidiendo con lo mencionado con Colmenares.

Asimismo Aguilar y González (1998) mencionan que el alto contenido en sales de algunos composts puede provocar la elevación de la CE del suelo. Por consiguiente, en aquellos tratamientos donde se adicionó compost (T2, T3, T4, T5) se observó un incremento en los valores de CE, debido al aporte de sales solubles. Por otro lado, en T1 la conductividad también se incrementó, sin embargo la presencia de iones sulfatos fue superior en este tratamiento, elemento que podría ejercer la presencia de acidez en el medio a través de la generación de drenaje ácido que podría migrar hacia las aguas subterráneas, por lo que no se considera óptimo para los procesos de fitorremediación.

De ello se concluye que, aquellos tratamientos con los mayores valores de conductividad en el suelo y que poseían enmiendas (T2, T3, T4 y T5), favorecerán a la fitorremediación, ya que en la solución suelo existirá una mayor cantidad de iones solubles más disponibles para las plantas.

4.2 EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS Y VETIVER GRASS EN EL SISTEMA SUELO- PLANTA-LIXIVIADO.

Con el fin de realizar la evaluación de balance de masa, se procedió a hallar la equivalencia de las concentraciones iniciales de metales pesados en el suelo de cada tratamiento considerando la cantidad de muestra aplicada para cada tratamiento (3,4 Kg de muestra en cada maceta). Los cálculos se muestran en el Cuadro 25.

Cuadro 25: Resultados de cálculo de cantidad inicial de metales en cada tratamiento

	T1			T2			T3			T4			T5		
	Concentración inicial (mg/Kg)	Cantidad Muestra (Kg)	Cantidad (mg)	Concentración inicial (mg/Kg)	Cantidad Muestra (Kg)	Cantidad (mg)	Concentración inicial (mg/Kg)	Cantidad Muestra (Kg)	Cantidad (mg)	Concentración inicial (mg/Kg)	Cantidad Muestra (Kg)	Cantidad (mg)	Concentración inicial (mg/Kg)	Cantidad Muestra (Kg)	Cantidad (mg)
Cu	1,9	3,4	6,46	7,2	3,4	24,48	7	3,4	23,8	6,8	3,4	23,12	7,3	3,4	24,82
Fe	2160	3,4	7344	337,5	3,4	1147,5	371	3,4	1261,4	433	3,4	1472,2	493	3,4	1676,2
Pb	70,37	3,4	239,2	102,8	3,4	349,5	111,3	3,4	378,42	34,38	3,4	116,8	65,62	3,4	223,1
Cd	0,29	3,4	0,986	6,62	3,4	22,50	8,43	3,4	28,662	12,86	3,4	43,72	15,1	3,4	51,34
Cr	7,14	3,4	24,27	0,59	3,4	2,006	0,64	3,4	2,176	0,39	3,4	1,326	0,31	3,4	1,054

FUENTE: Elaboración Propia

Considerando las características iniciales en cada tratamiento expresadas en mg/ cantidad de muestra, se procedió a realizar el balance de masa para cada tratamiento evaluado.

a. Variación de la concentración de cadmio en el suelo, vetiver grass y lixiviados

Cuadro 26. Balance de masa de cadmio total

	unidad	T1		T2		T3		T4		T5	
		Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
RAIZ	mg	0.0006	0.0013	0.0004	0.0074	0.0006	0.0051	0.0006	0.0039	0.0006	0.0035
HOJAS	mg	0.0008	0.0064	0.0005	0.0067	0.0008	0.0163	0.0007	0.0063	0.0007	0.0089
SUELO	mg	0.9860	19.4140	22.5080	24.2420	28.6620	26.2140	43.7240	41.1060	51.3400	49.7760
LIXIVIADO	mg	0.0000	0.1781	0.0000	0.0248	0.0000	0.0159	0.0000	0.0111	0.0000	0.0142
TOTAL	mg	0.9874	19.5998	22.5089	24.2809	28.6634	26.2513	43.7253	41.1274	51.3412	49.8026

FUENTE: Elaboración Propia

En el cuadro 26, del balance general al finalizar la evaluación, el Cd se incrementó en T1, debido al incremento del cadmio soluble como consecuencia de la meteorización química que pudo llevarse a cabo en las estructuras minerales del relave presente en cada tratamiento.

Respecto a la bioacumulación en las hojas de vetiver grass, se obtuvo 0.0064 mg Cd, 0.0067 mg Cd, 0.0163 mg Cd, 0.0063 mg Cd, 0.0089 mg Cd en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente. Asimismo, en las raíces de vetiver grass se obtuvo 0.0013 mg Cd, 0.0074 mg Cd, 0.0051 mg, 0.0039 mg, 0.0035 mg en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente. Por

último, en los lixiviados colectados de cada tratamiento, se obtuvo 0.1781 mgCd para T1 y la concentración disminuyó en aquellos tratamientos con aplicación de enmiendas, obteniéndose 0.0248 mg de Cd en T2, 0.0159 mg de Cd en T3, 0.0111mg de Cd en T4 y 0.0142mg de Cd en T5.

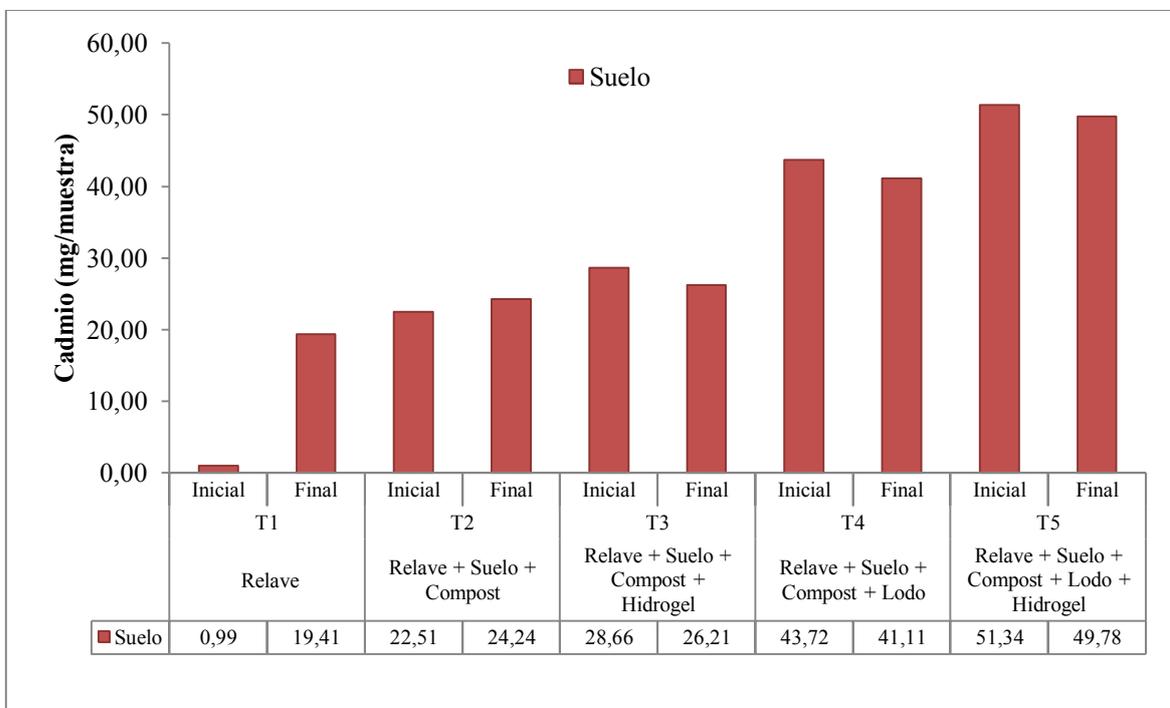


Figura 5: Balance de masa de cadmio total en el suelo (mg/ muestra)

En la figura 5 se observa que, en todos los tratamientos varió la concentración del Cd total en el suelo, la cual estuvo en función de la concentración de cadmio aportada por cada diferente tipo de enmienda aplicada. Los sustratos que aportaron la mayor concentración de Cd fueron el suelo agrícola procedente de la UNALM y los relaves mineros procedentes de Ollachea en Puno.

Los relaves mineros aportaron 0.29 ppm de Cd contenido en la estructura mineral, que pudo manifestarse en forma de sulfato de cadmio, el cual pudo haberse sometido al proceso de meteorización química durante el período de 90 días de evaluación, liberando iones de Cd en la solución suelo. Además el suelo agrícola aportó 0.99 ppm de Cd, que pudo provenir de remanentes de Cd procedentes de la aplicación de fertilizantes fosfatados de anteriores campañas agronómicas, confiriendo al suelo cadmio que permanece en el suelo a través del tiempo.

En los tratamientos T3, T4 y T5 disminuyó la concentración de cadmio total en el suelo, siendo T4 el tratamiento más eficiente, logrando disminuir un 2.618 mg Cd al final de la evaluación. Asimismo, como consecuencia de la interacción de las enmiendas aplicadas, se incrementaron los valores de iones solubles presentes en el suelo, tal como se observa en el Cuadro 24. Ello originó la mayor interacción de los iones solubles con el cadmio soluble, formando complejos que podrían precipitar, uno de los complejos formados pudo ser el cloruro de cadmio, formado por el ión cloruro (Cl⁻), y el catión Cd²⁺, desplazándose del suelo en forma solubilizada hacia los lixiviados. Ello fue explicado por Guzmán (2007), quien indicaba que existe alta tendencia del Cd²⁺ de formar complejos con el ión Cl⁻, provocando una menor adsorción del metal pesado sobre la arcilla lo que origina su desplazamiento del suelo.

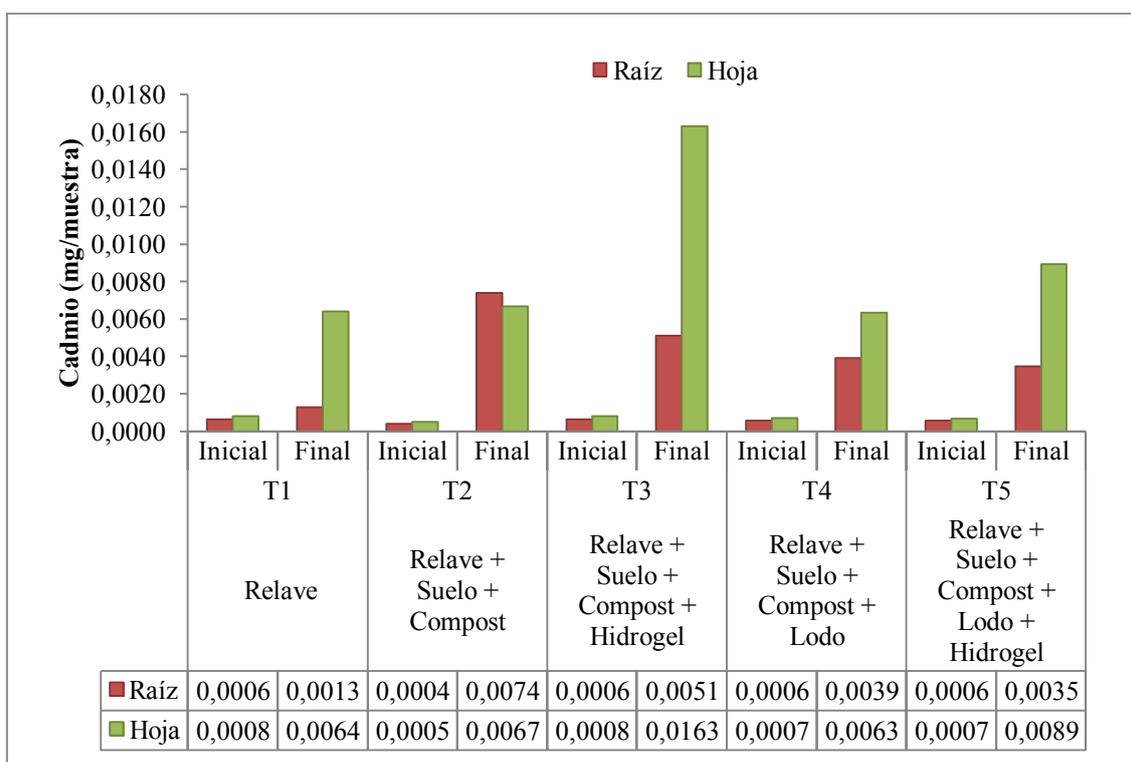


Figura 6: Balance de masa de cadmio total en materia foliar y radicular (mg)

En la figura 6, la concentración de cadmio total en las hojas y raíces del vetiver grass luego de 90 días de plantación se incrementó en todos los tratamientos. Se observó además que el cadmio preferentemente se acumula en las hojas del vetiver en T3, T4 y T5, como consecuencia de la translocación de Cd hacia las hojas, que pudo verse facilitado en presencia del hidrogel y lodo.

La acumulación de Cd en las raíces de vetiver grass se incrementó en todos los tratamientos, siendo el tratamiento T2 el mayor en acumular hasta 0,0074 mg de Cd. Asimismo se halló una relación directa entre el Ca cambiabile y el Cd en las raíces del vetiver grass, en donde se encontró que, una concentración mayor de calcio cambiabile del suelo en T2 favoreció en la absorción de cadmio en las raíces del vetiver grass. Los valores de calcio cambiabile se pueden apreciar en el Cuadro 32.

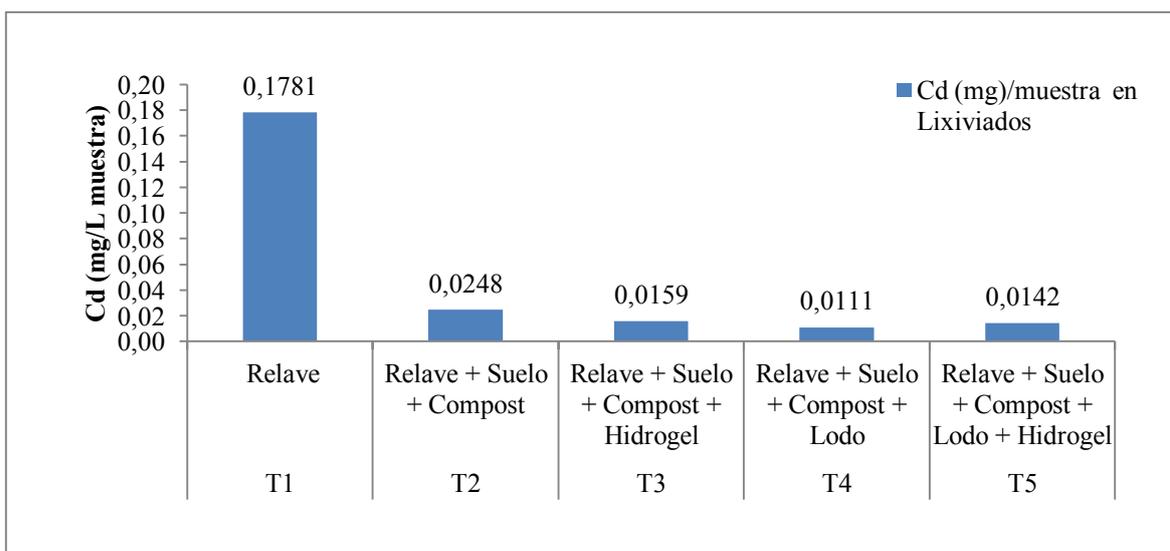


Figura 7: Balance de masa de cadmio (Cd mg) en lixiviados

En la Figura 7, se observa la concentración de Cd obtenida al finalizar la evaluación, en donde se halló un decrecimiento de las concentraciones del cadmio soluble en los lixiviados generados según el orden T1>T2>T3>T4>T5. La reducción del Cd se produjo luego de la aplicación de las distintas enmiendas en los tratamientos T2, T3, T4 y T5, las cuales ejercieron el efecto de retener en el suelo y en el vetiver grass el cadmio, reduciendo la concentración de cadmio lixiviado. En T1, la pérdida por lixiviación de Cd fue mayor con un valor de 0.1781 mg /L muestra, frente a los valores obtenidos en los tratamientos con enmiendas en donde se obtuvieron las siguientes concentraciones de cadmio en lixiviados en mg/L muestra: 0.0248 mg /L muestra, 0.0159 mg/L muestra, 0.0111 mg/L muestra, 0.0142 mg/L muestra correspondiente a los tratamientos T2, T3, T4 y T5 respectivamente.

En el tratamiento T1 se obtuvo que en general la concentración del cadmio se lixivia en alta concentración y además se transporta con mayor facilidad hacia el agua subterránea al no poseer una enmienda que sirva de regulador del transporte del cadmio soluble, coincidiendo con Elias (2005) quien mencionaba que el descenso del pH del suelo implica una migración del cadmio desde la superficie hasta alcanzar las aguas subterráneas que se utilizan para el consumo humano. Por otro lado en los tratamientos T2, T3, T4 y T5 se reduce la presencia del cadmio disuelto en los lixiviados por el efecto de las enmiendas aplicadas como hidrogel, compost, y suelo, reduciendo de esta manera el desplazamiento del cadmio en los lixiviados. Por lo que se concluye que, debido a la aplicación de enmiendas tales como suelo, compost, hidrogel se reduce la concentración de Cd disuelto en el lixiviado evitando su movilización hacia medios subterráneos en caso de encontrarse en la naturaleza.

Por consiguiente, resulta beneficioso para el proceso de fitorremediación, la aplicación de enmiendas tales como suelo agrícola, lodos bentoníticos e hidrogel, ya que ejercen un efecto conjunto con el vetiver grass, favorecieron la reducción del transporte de cadmio hacia los lixiviados.

b. Variación de la concentración de plomo en el suelo, vetiver grass y lixiviados

Cuadro 27. Balance de Plomo Total

	unidad	T1		T2		T3		T4		T5	
		Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin
RAIZ	mg	0.0100	0.0899	0.0062	0.0113	0.0100	0.0202	0.0088	0.0058	0.0087	0.005
HOJAS	mg	0.0005	0.0498	0.0003	0.0127	0.0005	0.0190	0.0005	0.0032	0.0005	0.018
SUELO	mg	239.25	298.35	349.52	320.17	378.42	318.512	116.89	250.8	223.1	291.4
LIXIVIADO	mg	0	0.1577	0.0000	0.0167	0	0.0117	0	0.0019	0	0.0031
TOTAL		239.27	298.65	349.53	320.22	378.43	318.56	116.90	250.86	223.12	291.44

FUENTE: Elaboración Propia

En el cuadro 27, en el balance general al finalizar la evaluación, el Pb se incrementó en T1, T4 y T5 debido al incremento del plomo soluble como consecuencia de la meteorización química que pudo llevarse a cabo en las estructuras minerales del relave presente en cada tratamiento, y del lodo bentonítico que contenía 9,08 ppm de Pb presente en T4 y T5,

Respecto a la bioacumulación en las hojas de vetiver grass, se obtuvo 0.0498 mg Pb, 0.0127 mg Pb, 0.019 mg Pb, 0.0032 mg Pb, 0.0181 mg Pb en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente. Asimismo, en las raíces de vetiver grass se obtuvo 0.0899 mg Pb, 0.0113 mg Pb, 0.0202 mg, 0.0058 mg Pb, 0.0055 mg Pb en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente. Por último, en los lixiviados colectados de cada tratamiento, se obtuvo 0.1577 mg Pb para T1 y la concentración disminuyó en aquellos tratamientos con aplicación de enmiendas, obteniéndose 0.0167 mg de Pb en T2, 0.0117 mg de Pb en T3, 0.0019mg de Pb en T4 y 0.0031mg de Pb en T5.

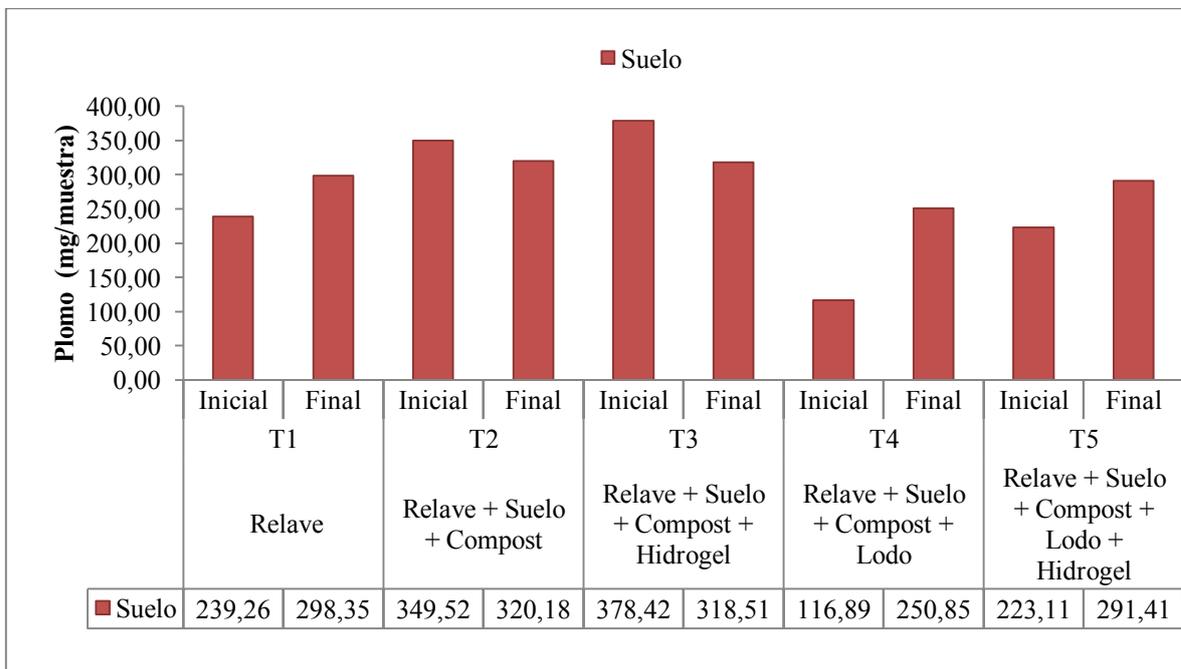


Figura 8: Balance de masa de concentración de plomo total en el suelo (mg)

En la figura 8, el plomo total se incrementó en el suelo en los tratamientos T1, T4 y T5 al finalizar la evaluación de 90 días, este incremento se pudo originar por reacciones de meteorización química realizada sobre las formas de plomo mineral (galena o sulfuro de plomo) presente en el relave artesanal que aportó 61.84 ppm de Pb inicialmente. Un segundo aportante de plomo fue el suelo agrícola que contenía 70.37 ppm que pudieron provenir desde los remanentes del uso de fertilizantes químicos aplicados en la zona donde se obtuvo el suelo agrícola en la UNALM. Un tercer aportante de plomo pudo ser el lodo bentonítico presente en T4 y T5, el cuál contenía 9.08 ppm de Pb.

De esta manera se produjo, un proceso de meteorización química del plomo mineral presente, tal como lo mencionó San Miguel de la Cámara (1956) refiriendo que, el plomo liberado por la meteorización forma sulfatos y carbonatos, y en esta forma puede ser transportado en soluciones acuosas. Asimismo, Fernández (1999) mencionó que el plomo se encuentra distribuido en la naturaleza como sulfuro de plomo o galena, el cual se disuelve con facilidad en presencia de ácidos orgánicos (cítrico y acético) dando lugar a sales solubles. Debido a ello es que el balance inicial de plomo es inferior al balance final, luego de producirse un incremento de plomo en la solución suelo, presente como catión soluble, incrementando la disponibilidad de ser bioacumulado por el *vetiver grass*.

En aquellos tratamientos con lodos bentoníticos (T4 y T5) se observó un incremento en las concentraciones de plomo en el suelo en 133.96 mg y 68.306 mg respectivamente, debido a que el plomo tiende a quedar fuertemente retenido por fases sólidas arcillosas tal como mencionaron Doménech y Peral (2006), debido posiblemente al incremento en la CIC, incrementando los sitios de retención, además tal como mencionan Doménech y Peral (2006), el plomo está fuertemente retenido en el suelo, ya sea por el humus, sobre todo si contiene fases sólidas arcillosas en donde se adsorbe químicamente.

Por el contrario en el tratamiento T2 y T3 se apreció que el balance de plomo se mantuvo menos variable, obteniéndose un leve reducción de los valores iniciales de plomo debido a la ausencia de lodo bentonítico, es decir, ausencia de arcillas que retengan el plomo en el suelo, por ello en T2 y T3 el plomo total disminuyó en el suelo en 29.342 mg y 59.908 mg respectivamente. Esta baja retención se explica por Doménech y Peral (2006), quienes mencionaron que el plomo está fuertemente retenido en el suelo, sobre todo si contiene fases sólidas arcillosas en donde se adsorbe químicamente. En conclusión, el Pb no quedó retenido en el suelo al no existir un medio arcilloso suficiente, además de los bajos valores de CIC en el suelo que redujeron la capacidad adsorbente del Pb. Otro factor que pudo influir en la baja retención de Pb en T2 y T3, fue la presencia de carbonatos (véase el cuadro 32), los cuales pudieron formar carbonato de plomo precipitando del suelo, según como mencionó Bautista (1999). Asimismo un factor determinante fue el medio ácido, debido a que la movilidad fue limitada en condiciones ácidas del suelo (pH 2 a 3), tal como indicaban Plant y Raiswell (1983), quienes indicaban que en un medio ácido u oxidante el plomo presenta baja movilidad en el suelo.

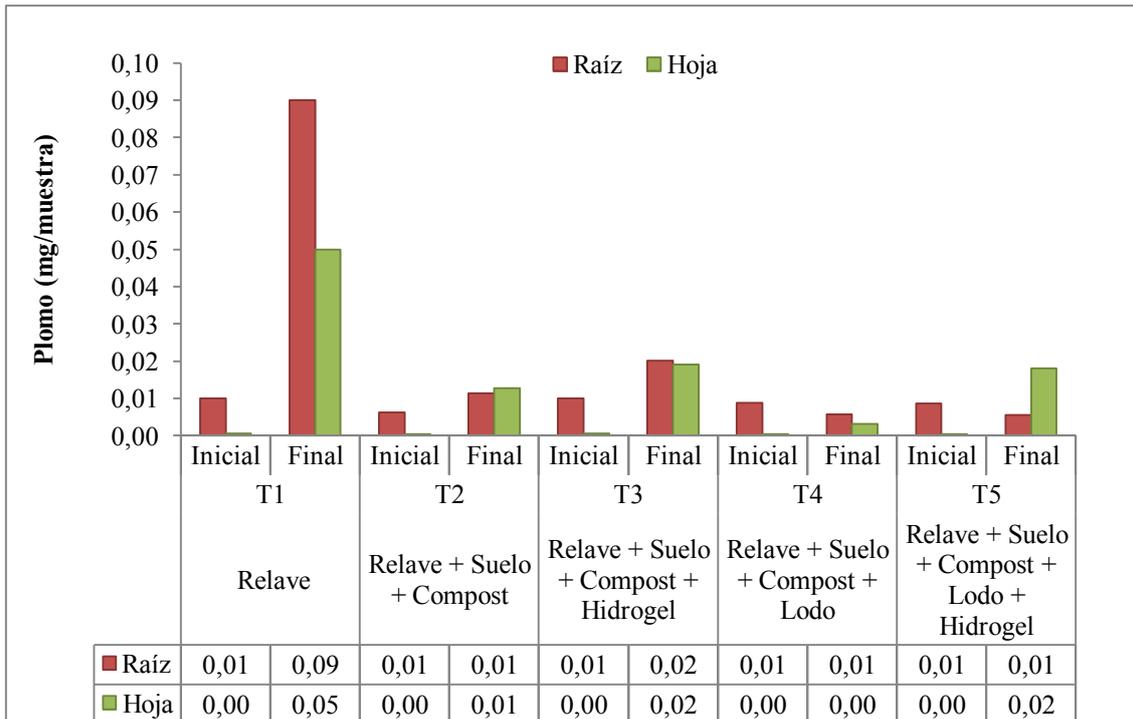


Figura 9: Balance de masa de concentración de plomo total en materia seca foliar y radicular (mg)

En la figura 9, luego del período de evaluación (90 días), la concentración del plomo total (ppm) en la especie vegetal *Chrysopogon zizanioides* fue mayor en raíces que en hojas en T1, T3, T4, todos los tratamientos, esto coincide con lo indicado por Kabata-Pendias y Mukherjee (2007), los cuales mencionaron que el Pb se puede absorber y acumular en diferentes partes de las plantas, siendo mayor la concentración en la raíz. Asimismo Kumar (1995), mencionó que el plomo absorbido en las plantas y la mayor parte de éste se queda en las raíces en donde la retención del plomo en las raíces se basa en la unión de Pb a los sitios de intercambio iónico en la pared celular de las raíces.

En comparación de la concentración de Pb para T1, se produjo un decremento del plomo acumulado en raíces y hojas del vetiver grass luego de la aplicación de enmiendas en T2, T3, T4 y T5, lo que puede ser debido al mecanismo de defensa del vetiver grass, disminuyendo su capacidad de bioacumular plomo, esto es explicado por Llugany (2007), el cual mencionaba que el mecanismo de defensa realiza una eficiente exclusión del metal restringiendo su transporte a la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. Asimismo el Pb no se encontró disponible para la planta, debido al efecto tampón ejercido por las enmiendas aplicadas en T2, T3, T4 y T5, ya que según estudios realizados por

Keaton (1937) y Hassler (1943), sobre la disponibilidad del plomo para la planta, nos revela que el plomo es por lo normal fuertemente retenido en el suelo y por el contrario las plantas presentan un muy bajo porcentaje de fijación. Asimismo, en las condiciones ácidas del suelo generadas en los tratamientos T2, T3, T4 y T5, tal como menciona Wild (1994) y Seoanez (1999) al disminuir el pH en el suelo, el catión del plomo Pb^{+2} se hace más disponible para las plantas, sin embargo, en la presente investigación la movilización del plomo fue limitada en el suelo, por el efecto ejercido de las enmiendas aplicadas, los cuales en diferente medida retuvieron el plomo en el sustrato, Plant y Raiswell (1983) indicaron que en un medio ácido u oxidante el plomo presenta baja movilidad en el suelo.

Además se observa que se produjo un leve incremento del Pb total en las hojas del vetiver grass en T2, T3, T4 y T5, produciéndose una leve fitoextracción en la que el Pb es tomado por la raíz y transportado a la parte aérea tal como referían Mucciarelli *et al.* (1998), Khan *et al.* (2000), Lavania y Lavania (2000), Shu *et al.* (2002).

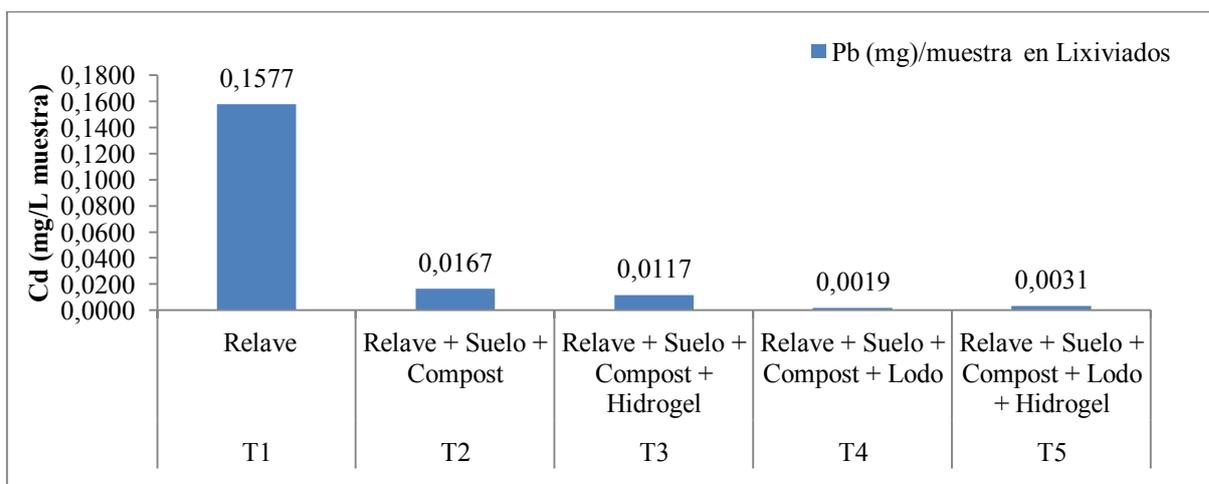


Figura 10: Concentración de plomo (Pb mg) en lixiviados

Se obtuvieron valores de concentración de Pb en los lixiviados generados 0.1577 mg/L muestra (T1) y se redujo en aquellos tratamientos con enmiendas obteniéndose 0.0167 mg/L muestra (T2), 0.0117 mg/L muestra (T3), 0.0019 mg/L muestra (T4) y 0.0031 mg/L muestra (T5).

En el tratamiento control T1, el plomo soluble generado no se adsorbió en el suelo, movilizándose hacia el lixiviado, desplazándose hacia niveles subterráneos, lo cual produjo

un incremento en la concentración del plomo disuelto en el lixiviado, representando un riesgo para las aguas subterráneas.

En la figura 10, los tratamientos con enmiendas en T2, T3, T4 y T5 lograron reducir la movilización del Pb total evitando que se lixivie hacia las aguas subterráneas, esta inmovilización se pudo deber a que el plomo pudo formar sales insolubles con carbonato de calcio presente en el suelo el cual se encontraba en mayor concentración en T2 y T3, tal como se observa en el cuadro 32.

c. Variación de la concentración de cromo en el suelo, vetiver grass y lixiviados

Cuadro 28. Balance de Cromo Total

		T1		T2		T3		T4		T5	
	unidad	Inicio	Fin								
RAIZ	mg	0.0129	0.0027	0.008	0.0183	0.0129	0.0159	0.0113	0.0503	0.0111	0.0452
HOJAS	mg	0.0405	0.0095	0.0252	0.0265	0.0405	0.1031	0.0356	0.0972	0.0349	0.1195
SUELO	mg	24.276	0.4760	2.006	1.428	2.176	1.462	1.326	0.952	1.054	1.122
LIXIVIADO	mg	0	0.0564	0	0.019	0	0.004	0	0.0496	0.000	0.0614
TOTAL		24.33	0.54	2.04	1.49	2.23	1.59	1.37	1.15	1.10	1.35

FUENTE: Elaboración Propia

En el cuadro 28, el cromo total se redujo en el balance global de todos los tratamientos, esto indica que se dio pérdida de cromo durante los 90 días de evaluación, la cual fue superior en T1 debido a procesos de lixiviación ya que este tratamiento presentaba el sustrato de relave con textura más fina, y por ende presentaba baja retención de metales, es probable que el cromo en el suelo se haya acumulado preferentemente en los primeros centímetros del suelo, tal como mencionaban Kabata y Pendias (1985), los cuales manifestaron que el Cr se acumula en los primeros centímetros del suelo, encontrándose normalmente ligado a la materia orgánica. Para el caso del T1, la materia orgánica estaba ausente, por lo que el cromo en las primeras capas del suelo pudo perderse por mecanismos de lixiviación del cromo disuelto generado, migrando a través de la textura fina del relave que poseía un valor bajo de CIC de 4.21 meq/100g y favoreció la pérdida de Cr en los lixiviados generados.

Sin embargo en los tratamientos T2, T3, T4 y T5 el balance no tuvo grandes variaciones debido al efecto de retención ejercido por las enmiendas aplicadas, las cuales disminuyeron

la pérdida de cromo en el sistema, ya que las enmiendas aumentaron los valores de CIC, creando espacios de retención de cromo en el suelo.

El Cr en T1, no se bioacumuló en el vetiver grass posiblemente debido a lo mencionado por Andrade-Couce, Mateos, Guitian (1985), refería que existe un mecanismo de bloqueo de la absorción del cromo a nivel radicular, que impide o dificulta la absorción de este elemento. En las hojas de vetiver grass se obtuvo 0.0265 mg de Cr, 0.1031 mg de Cr, 0.0972 mg de Cr, 0.1195 mg de Cr en T2, T3, T4 y T5 respectivamente. En las raíces de vetiver grass se obtuvo 0.0183 mg de Cr, 0.0159 mg de Cr, 0.0503 mg de Cr, 0.0452 mg de Cr en T2, T3, T4 y T5 respectivamente.

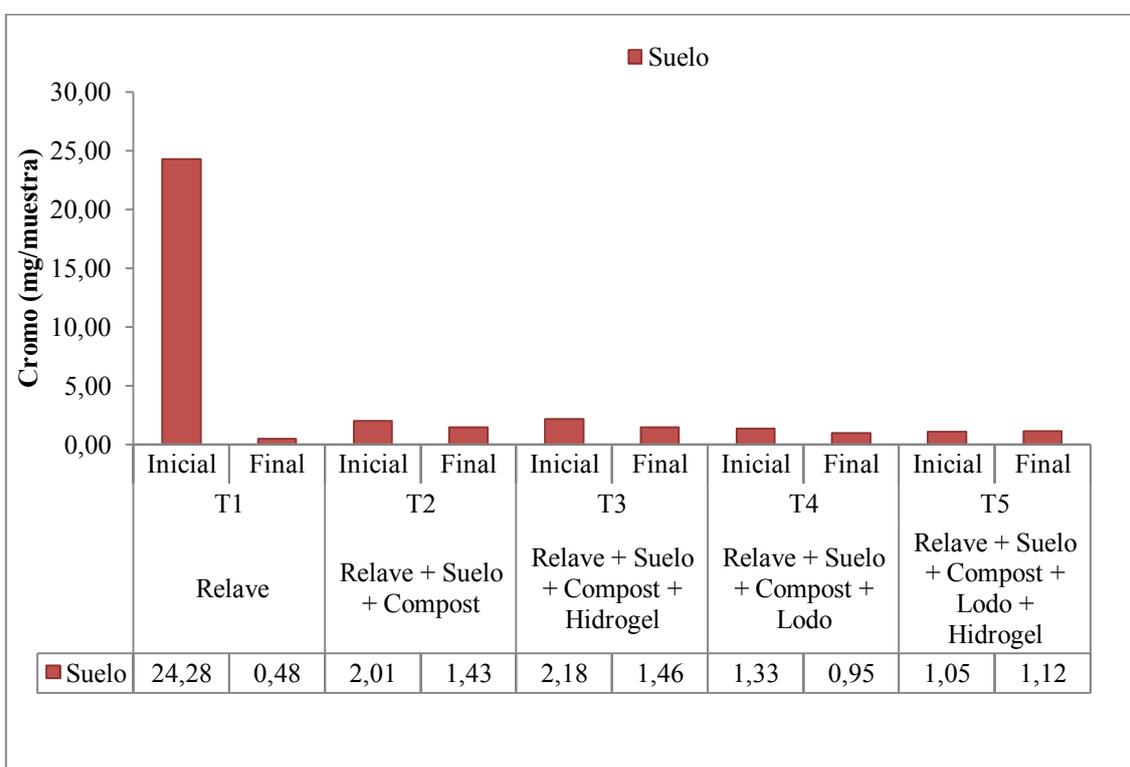


Figura 11: Balance de masa de concentración de cromo total en el suelo (mg)

En la Figura 11, en el tratamiento T1 el Cr total del suelo se redujo en 23.8 mg/ muestra suelo, debido a que existía poca CIC en el suelo que retenga el cromo, como consecuencia, el mismo se movilizó en forma soluble hacia los lixiviados.

En T2, T3, T4 y T5 se redujo la pérdida de cromo por lixiviación, incrementando su retención en la fase suelo, debido posiblemente al incremento de la CIC luego de la

aplicación de las enmiendas (lodos, suelo, hidrogel y compost). Además, es posible que se haya producido una reducción química del cromo hexavalente (forma inestable del cromo) hacia cromo trivalente (forma estable), debido a la presencia de materia orgánica en los tratamientos T2, T3, T4 y T5, considerando lo mencionado por Bautista (1999), quien mencionaba que el cromo se encuentra en el suelo principalmente como Cr^{+3} y en estructuras minerales o formando mezclas con óxidos de Fe^{+3} .

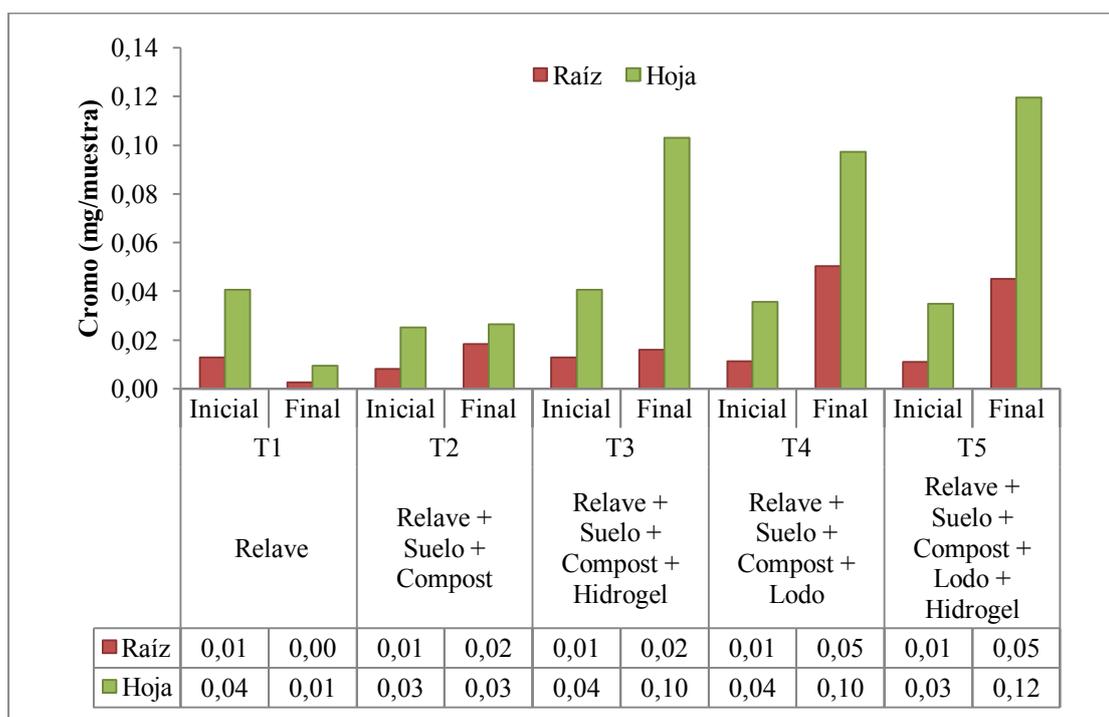


Figura 12: Balance de masa de concentración de cromo total en materia seca foliar y radicular (mg)

En todos los tratamientos que poseían enmiendas (T2, T3, T4 y T5), se incrementaron los valores de bioacumulación de Cr tanto en hojas como en raíces, sin embargo, esta acumulación fue preferible en las hojas del vetiver grass. Asimismo, la bioacumulación del Cr fue mayor en los tratamientos T3 y T5 para las hojas del vetiver grass, alcanzándose una cantidad de mg de Cr de 0.1031 mg y 0.1195 mg respectivamente, esta bioacumulación en las hojas pudo ser favorecida por la presencia del hidrogel en ambos tratamientos.

La bioacumulación de Cr en raíces del vetiver grass se incrementó en T4 y T5, en donde los lodos bentoníticos aplicados pudieron favorecer la absorción de Cr en las raíces del vetiver grass. Los resultados indican que dependiendo de la enmienda utilizada, la bioacumulación del cromo en las hojas y raíces del vetiver grass varían, coincidiendo con

lo indicado por Rivero (1999), quien señaló que la absorción de los metales pesados por la planta va ser afectado por la capacidad de absorción del biosólido empleado. El mayor desplazamiento de Cr se dirigió hacia las hojas y raíces del vetiver grass en los tratamientos T4 y T5 que contenían lodos bentoníticos. Siendo T4 el tratamiento más eficiente en favorecer la bioacumulación del cromo en las raíces del vetiver grass, logrando 0.0503 mg Cr. Teniendo en consideración lo mencionado por Bautista (1999), que las plantas absorben mejor la forma del catión de Cr+6 en comparación de la forma trivalente, y una vez absorbida, se reduce a Cr⁺³ Por lo tanto la adición de las enmiendas puede inducir la absorción y translocación del metal hacia la parte aérea, en donde son acumulados por la planta. Asimismo Reyna, *et al.* (2009) señalan que la mayor concentración de cromo en la raíz se debe al proceso de difusión en el medio, mediante un flujo masivo y por intercambio catiónico. Por consiguiente en T4 y T5, la presencia de lodos bentoníticos pudo inducir la mayor presencia de cromo en la raíz debido a un incremento de la CIC, lo que conllevó a mayor flujo de intercambio catiónico en la solución suelo produciéndose una fitoextracción sus raíces las que luego pudieron traslocar hacia las hojas.

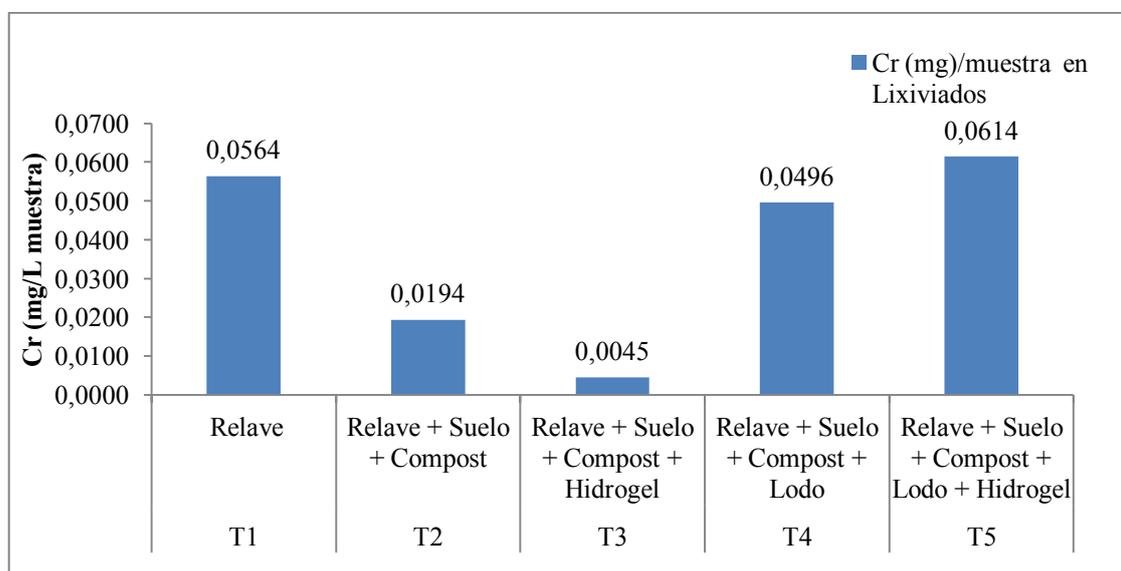


Figura 13: Concentración de cromo (Cr mg) en lixiviados

En aquellos tratamientos que presentaban lodos bentoníticos T4 y T5 se incrementó la concentración del cromo disuelto en los lixiviados, esto indica que la naturaleza de los lodos bentoníticos favorece a que el cromo disuelto se desplace hacia los lixiviados, debido además a que los lodos bentoníticos aportan 31,08 ppm de Cr, en contraste con los

tratamientos T2 y T3 en los cuales no se adicionaron lodos el cromo disuelto disminuyó su concentración presente en los lixiviados, debido a que quedó retenido en las hojas y raíces, reteniendo al cromo y disminuyendo su desplazamiento hacia los lixiviados.

d. Variación de la concentración de cobre en el suelo, vetiver grass y lixiviados

Cuadro 29. Balance de Cobre Total

	unidad	T1		T2		T3		T4		T5	
		Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin
RAIZ	mg	0.0336	0.04	0.0208	0.0768	0.0336	0.0801	0.0295	0.1451	0.0289	0.1091
HOJAS	mg	0.058	0.0588	0.036	0.0789	0.0580	0.1770	0.051	0.1769	0.05	0.2206
SUELO	mg	6.46	18.598	24.48	9.622	23.8	7.922	23.12	23.698	24.82	22.338
LIXIVIADO	mg	0	2.0009	0	0.1955	0	0.072	0	0.38823	0.	0.223839
TOTAL		6.55	20.70	24.54	9.97	23.89	8.25	23.20	24.41	24.90	22.89

FUENTE : Elaboración Propia.

Se puede observar en el cuadro 29, que el cobre total se incrementó en el balance global en el tratamiento T1 al finalizar la evaluación de 90 días, debido posiblemente a las reacciones de meteorización química realizada sobre las formas de cobre presente en el relave artesanal, por ejemplo en forma de calcopirita (CuFeS_2) o sulfuro de cobre (CuS_2) aportando 61.84 ppm de Cu contenido en el relave minero artesanal. Debido a ello es que el balance inicial de cobre es inferior al balance final, en donde el cobre se hizo soluble debido a los procesos de intemperismo en el ambientes ácido presentado en esta investigación, solubilizándose y haciéndose presente como catión soluble, favoreciendo su disposición de ser bioacumulado por el vetiver grass.

En las hojas de vetiver grass se logró bioacumular 0.0588 mg de Cu, 0.0789 mg de Cu, 0.1770 mg de Cu, 0.1769 mg de Cu, 0.2206 mg de Cu en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente. En las raíces de vetiver grass se bioacumuló 0.04 mg de Cu, 0.0768 mg de Cu, 0.0801 mg de Cu, 0.1451 mg de Cu, 0.1091 mg de Cu en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente.

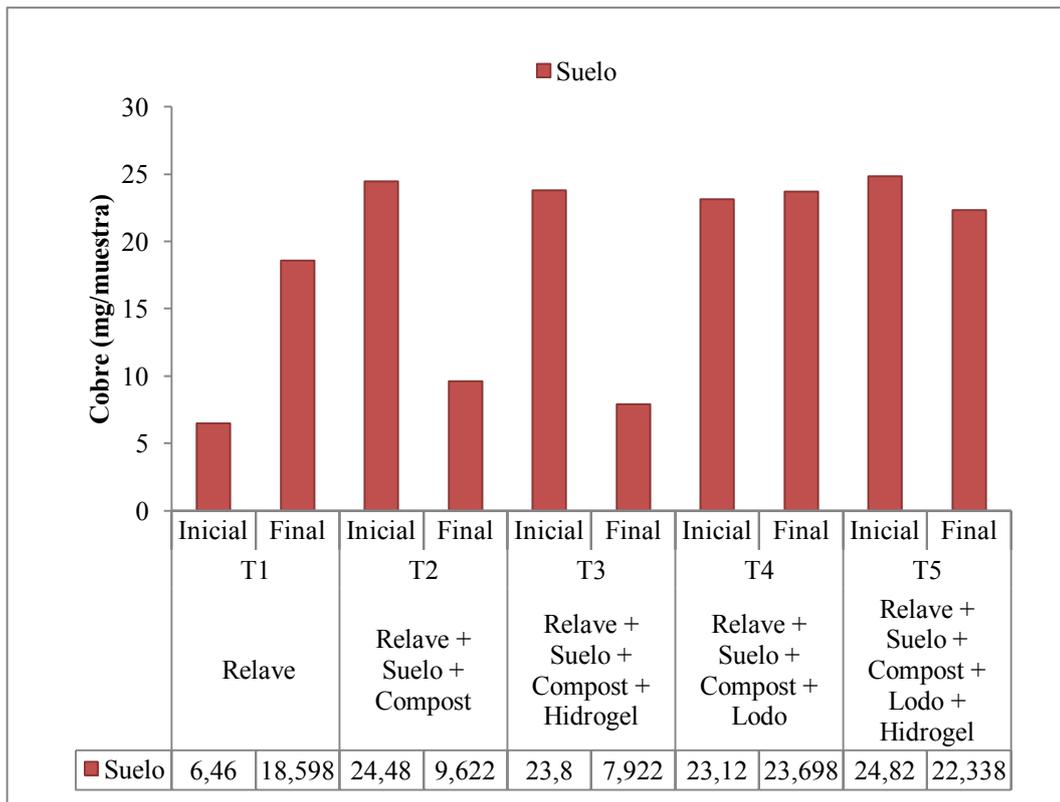


Figura 14: Balance de masa de concentración de cobre total en el suelo (mg)

Luego de la aplicación de las enmiendas orgánicas e inorgánicas en T2, T3, T4 y T5, se obtuvo que para los tratamientos T2 y T3 se logró una disminución de 14,858 mg Cu y 15,878 mg Cu en el suelo, el decremento del cobre se produjo debido a que existían bajos valores de CIC (6.4 meq/100g), reduciéndose la capacidad de retención del cobre en el suelo, asimismo la ausencia de arcillas disminuyó la retención del cobre en el suelo. Por otro lado, con los tratamientos T4 y T5 se retuvo el cobre total en el suelo debido a que los lodos bentoníticos incrementaron los valores de CIC (8.3 meq/100g) en el medio, adsorbiendo el cobre en los espacios de intercambio catiónico; la acidez del suelo (pH <3) hizo disponible el cobre en su forma cambiante Cu^{+2} , que frecuentemente ocupa posiciones de cambio en los suelos, de esta manera el Cu^{+2} logró ligarse con ácidos fúlvicos y húmicos presentes en la materia orgánica del compost, coincidiendo con los mencionado por Marschner (1986), quien refería que el cobre divalente Cu^{+2} se liga fuertemente con los ácidos húmicos y fúlvicos; formando complejos con la materia orgánica. (Stevenson y Fitch, 1981), generando carbonatos, hidróxidos o sulfatos que pueden llegar a precipitar (Espinoza, 2000).

En T2 y T3, el cobre solubilizado en su forma más móvil Cu^{+2} , se desplazó probablemente por la asociación de Cu a minerales sulfurosos simples y complejos, los cuales son fácilmente solubles, y luego los iones de cobre precipitaron con aniones tales como sulfuros, carbonatos e hidróxidos. Asimismo al existir una baja CIC, el cobre no logró retenerse en el suelo, ya que como menciona Bautista (1999), el cobre es retenido fuertemente en los sitios de intercambio tanto orgánicos como inorgánicos.

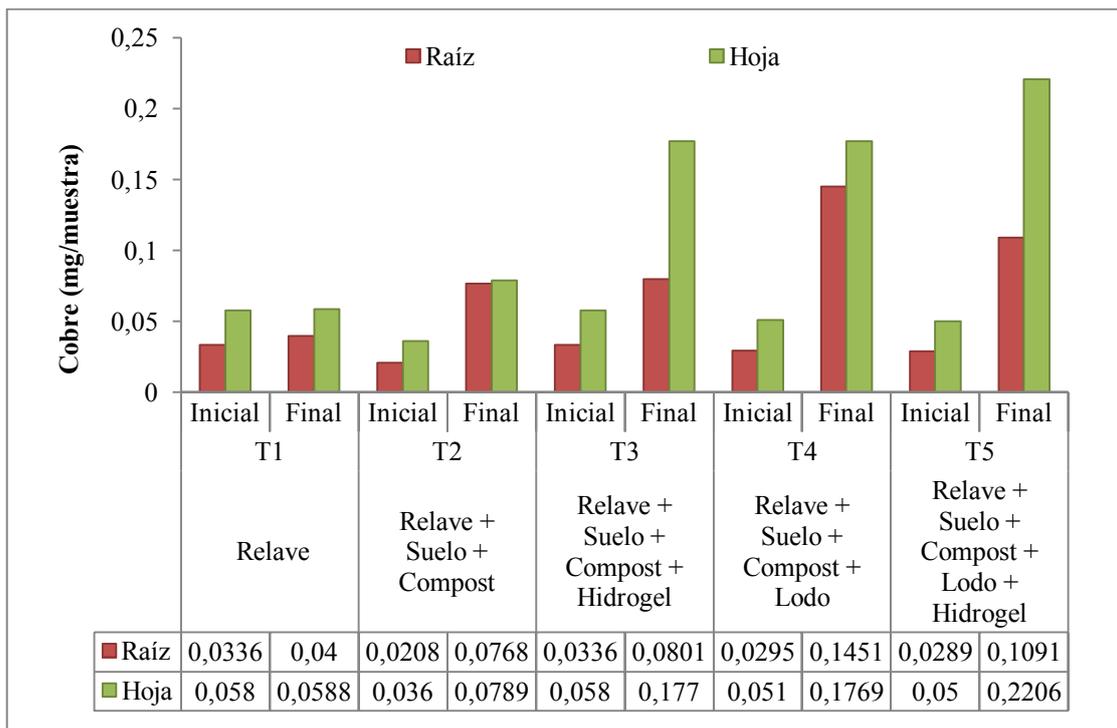


Figura 15: Balance de masa de concentración de cobre total en materia seca radicular y foliar (mg)

De la figura 15, para todos los tratamientos fue mayor la concentración del cobre en las hojas que en las raíces del vetiver grass. En T2 y T3 el cobre fue absorbido en menor concentración que en T4 y T5, debido a que el cobre soluble, en su forma como ión cúprico (Cu^{+2}), fue desplazado en mayor volumen del suelo en T2 y T3, disminuyendo la concentración del catión hacia la materia foliar y radicular del vetiver grass. Por otro lado en T4 y T5 se obtuvieron mayores concentraciones de cobre, debido a que el Cu^{+2} que se encontraba adsorbido en el suelo, retenido por los espacios del suelo, en donde el vetiver grass pudo haber tomado al cobre soluble.

Como se observa en el cuadro 32, los altos valores iniciales de fósforo en el suelo en T2 y T3, generaron una menor absorción de cobre por el vetiver grass en los tratamientos T2 y

T3, coincidiendo con lo mencionado por Kass (1998) el cual indica que si en el ambiente suelo-raíz hay altos contenidos de fósforo, molibdeno y cinc, la absorción de cobre disminuye.

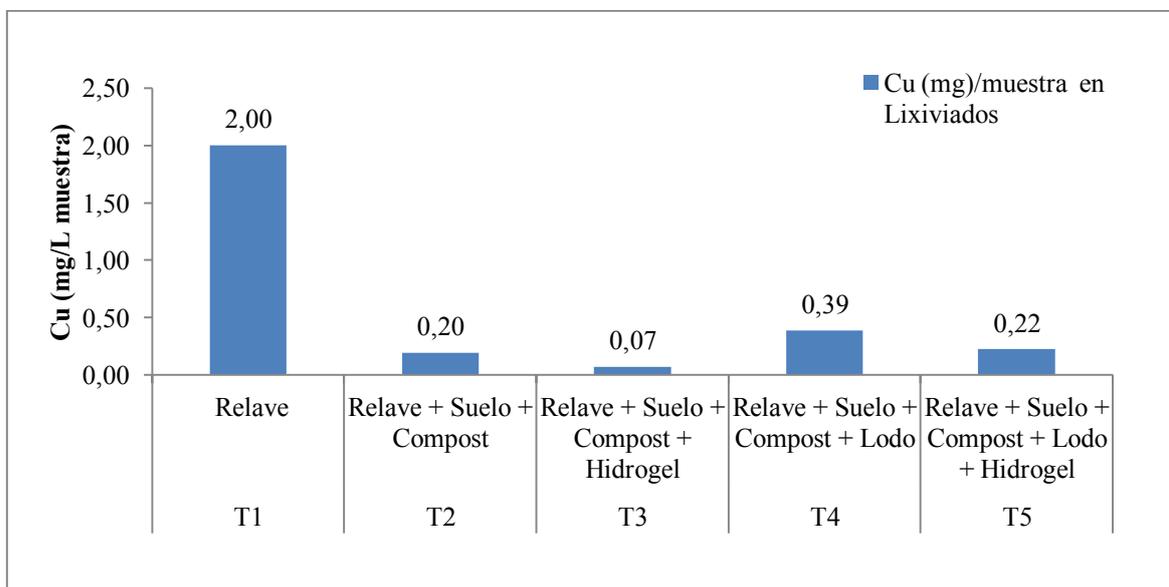


Figura 16: Balance de masa de cobre (Cu mg) en lixiviados

Luego de 90 días de plantación las diferentes enmiendas aplicadas lograron reducir la concentración de cobre en los lixiviados, debido posiblemente a lo indicado por Espinoza (2000) quien refería que existe una asociación del cobre hacia minerales sulfurosos simples y complejos, los cuales son fácilmente solubles a los procesos de meteorización, especialmente en ambiente ácidos; tal como se aprecia en el cuadro 32 en los tratamientos T4 y T5 los valores de sulfatos presentes en el suelo y cobre disuelto en lixiviados fueron superiores en comparación de los tratamientos T2 y T3, manteniéndose una relación directa entre la presencia de sulfatos en el suelo y el cobre en los lixiviados.

Asimismo se incrementó la concentración de Cu total en los lixiviados en T4 y T5, esto debido al pH bajo del suelo que favoreció la solubilización del cobre hasta Cu^{+2} incrementando las pérdidas del mismo por lixiviación.

e. **Variación de la concentración de hierro en el suelo, vetiver grass y lixiviados**

Cuadro 30. Balance de Hierro Total

		T1		T2		T3		T4		T5	
	unidad	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin
RAIZ	mg	4.704	33.44	2.91	8.51	4.70	7.39	4.136	22.53	4.055	12.99
HOJAS	mg	5.810	23.51	3.60	5.57	5.81	11.33	5.109	22.17	5.008	27.67
SUELO	mg	7344	12727.32	1147.50	1079.50	1261.40	744.60	1472.20	1962.92	1676.2	2785.72
LIXIVIADO	mg	0	1569.4	0	53.7	0	8.345	0	51.039	0.	50.97
TOTAL		7354.51	14353.68	1154.03	1147.29	1271.91	771.67	1481.45	2058.67	1685.26	2877.37

FUENTE : Elaboración Propia

En el cuadro 30, se puede observar que el hierro total se incrementó en T1, T4 y T5 debido posiblemente a la oxidación de la pirita del relave minero en T1 y al hierro aportado por los lodos bentoníticos presentes en T4 y T5, en donde se realizaron reacciones de meteorización química. Como resultado de ello, el balance inicial de hierro es inferior al balance final, en donde el hierro se solubilizó en la solución suelo, presente como ion hierro cambiante (Fe^{+2} y Fe^{+3}), favoreciendo su disposición a ser bioacumulado por el vetiver grass.

Asimismo se produjo bioacumulación de hierro en las hojas y raíces de vetiver grass en T1, T2, T3, T4, T5 por igual. En las hojas de vetiver grass el Fe bioacumulado fue 23.5140 mg Fe, 5.5738 mg Fe, 11.3317 mg Fe, 22.1738 mg Fe, 27.6796 mg Fe en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente. En las raíces de vetiver grass el Fe bioacumulado fue 33.4428 mg Fe, 8.5190 mg Fe, 7.3909 mg Fe, 22.5328 mg Fe, 12.9988 mg Fe en T1, T2, T3, T4 y T5 respectivamente.

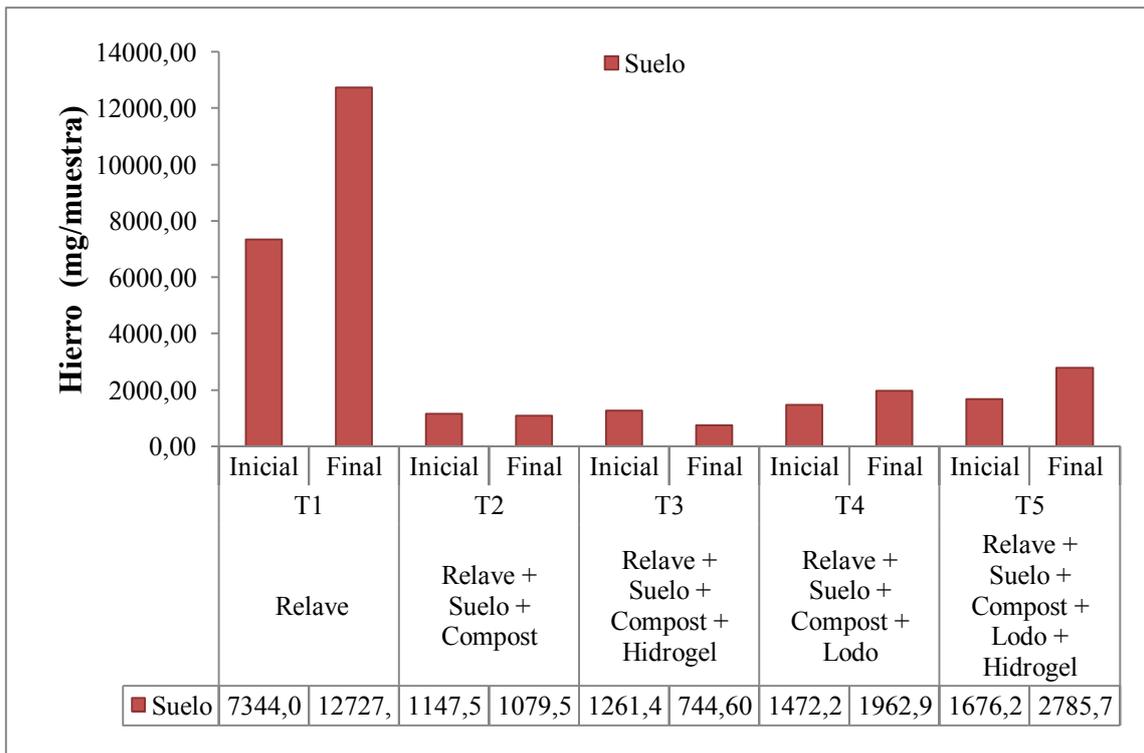


Figura 17: Balance de masa de concentración de hierro total en suelo (mg)

Mediante la aplicación de las diferentes enmiendas en los tratamientos T2, T3, T4, T5 se logró la reducción de la proporción de hierro total presente en el suelo como se aprecia en la figura 17.

En los tratamientos T4 y T5, se incrementó la concentración de hierro total en el suelo debido a la presencia de lodos bentoníticos, los cuales incrementaron los valores de la CIC creando espacios de intercambio catiónico en donde posiblemente el hierro quedó retenido en el suelo; por otro lado la acidez del suelo ($\text{pH} < 3$) generó la presencia de las formas del hierro cambiante (Fe^{+2} y Fe^{+3}), que frecuentemente ocupan posiciones de cambio en los suelos, quedando retenidos con posibilidades de complejarse mediante los agentes quelantes, disminuyendo el transporte del hierro hacia los lixiviados.

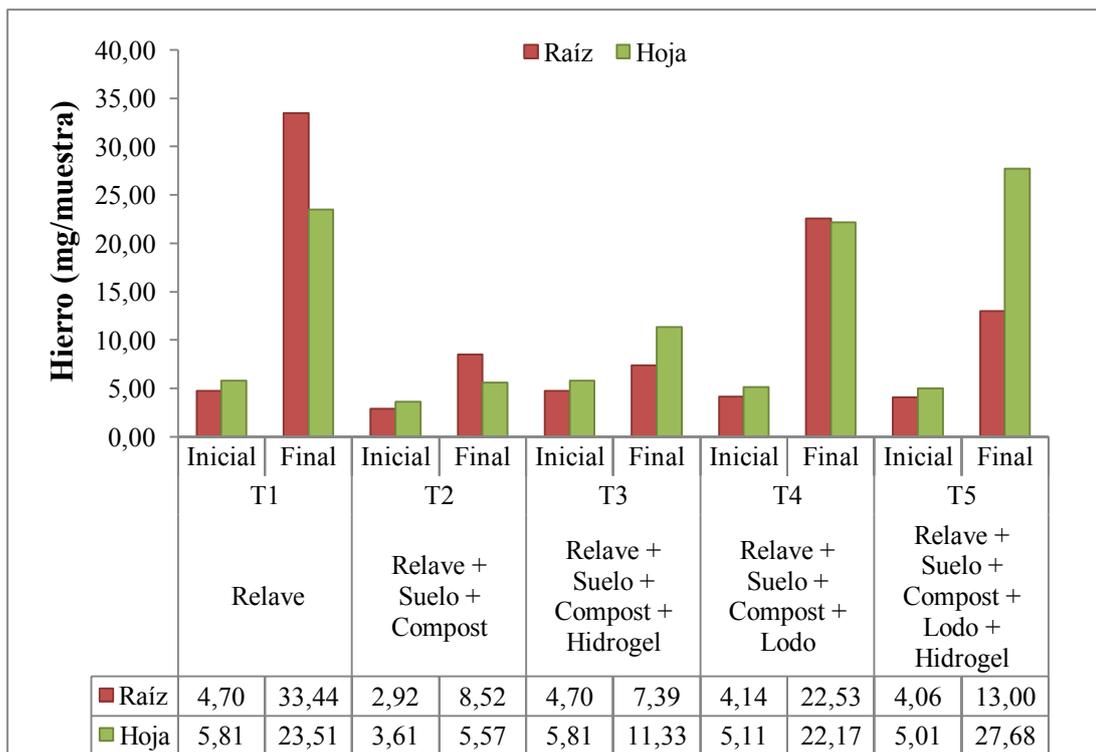


Figura 18: Balance de masa de concentración de hierro total en materia seca foliar y radicular (mg)

La concentración de hierro total en las hojas y raíces del vetiver grass luego de 90 días de plantación se incrementó en todos los tratamientos. En los tratamientos T3 y T5 que contenían hidrogel, se observó un incremento de la bioacumulación de Fe, producto de la translocación hacia sus hojas. Por este motivo el hidrogel pudo haber favorecido la translocación de Fe hacia las hojas de vetiver grass.

Respecto a los tratamientos con enmiendas, se produjo absorción de hierro en las raíces en el siguiente orden $T4 > T5 > T2 > T3$, y en las hojas en el orden $T5 > T4 > T3 > T2$. De lo cual se puede concluir que los lodos bentoníticos favorecen la bioacumulación de Fe en hojas y raíces del vetiver grass.

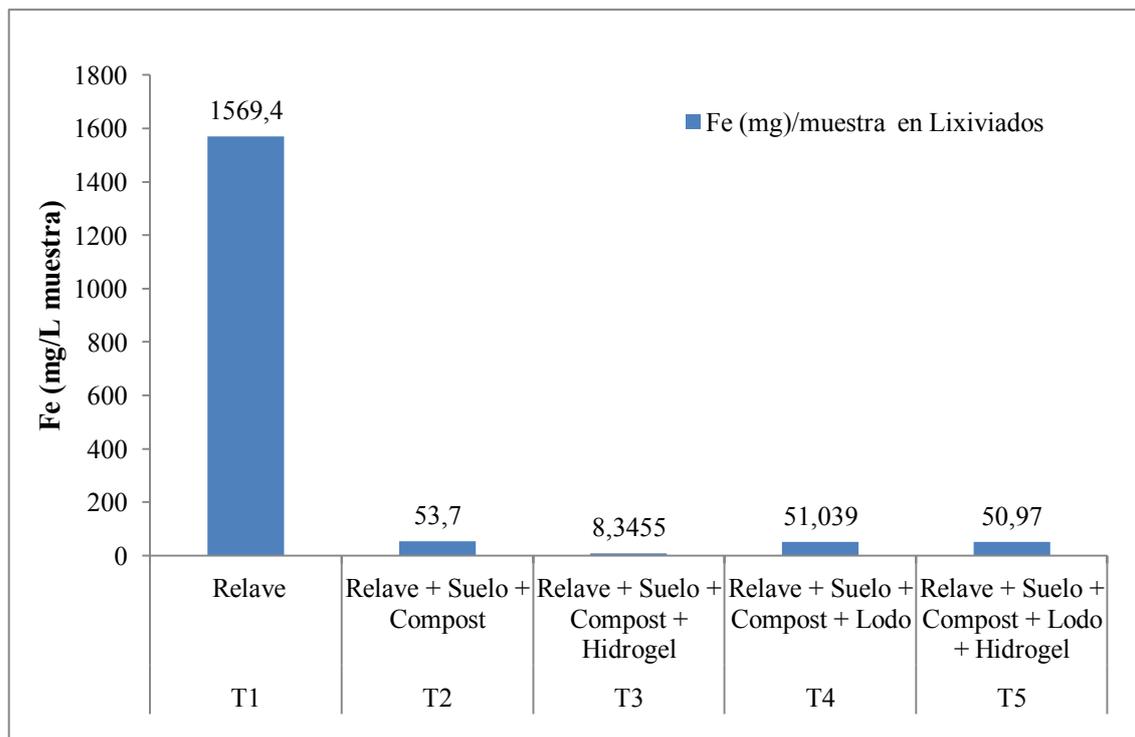


Figura 19: Balance de masa de hierro (Fe mg) en lixiviados

Luego de la aplicación de enmiendas en los tratamientos T2, T3, T4 y T5, se logró reducir la concentración del hierro disuelto presente en los lixiviados en comparación con los resultados obtenidos en el tratamiento T1, que no poseía ningún tipo de enmienda, materia orgánica, ni arcillas, sumado a los valores bajos de CIC en el relave. Presentándose que para aquellos tratamientos con lodos bentoníticos (T4 y T5) los valores de hierro disuelto fueron superiores en comparación con aquellos tratamientos sin lodos bentoníticos (T2 y T3), demostrando que, mediante la aplicación de lodos bentoníticos se incrementan las concentraciones del hierro disuelto en los lixiviados, no obstante no se superaron los niveles de hierro disuelto obtenido en el tratamiento T1. Realizándose el efecto de fitorremediación, debido a que reduce el riesgo de contaminar agua subterránea con lixiviados.

4.3 EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS EN LA VARIACIÓN DEL CRECIMIENTO DEL VETIVER GRASS.

a. Variación del crecimiento del vetiver grass

Para evaluar el crecimiento del "vetiver grass", en cada uno de los diferentes tratamientos del T1 al T5, se realizó una medición semanal de la longitud de hojas durante un período de 90 días. Se obtuvo que para el T3 la especie vetiver grass logró el máximo crecimiento.

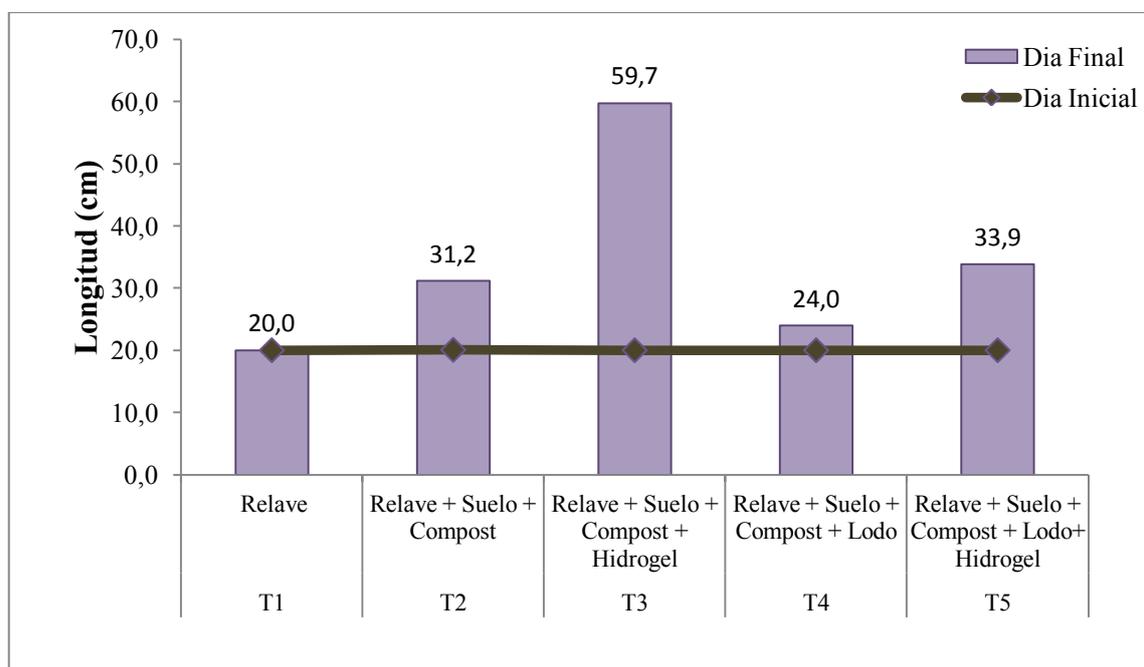


Figura 20: Longitud de hojas del "vetiver grass"

En aquellos tratamientos con hidrogel (T3 y T5) se obtuvo mayor longitud en hojas de vetiver grass luego de 90 días, desarrollando mayor cantidad de biomasa en T3 durante el período de evaluación (90 días).

Tal como menciona Casanova en el 2005, uno de los efectos más importantes del pH de los suelos está relacionado con la nutrición mineral de las plantas. La absorción de elementos nutritivos esenciales para el normal crecimiento y producción de las plantas se ve afectada a valores extremos de pH en suelos ácidos y en suelos alcalinos. (Casanova, 2005). Por este motivo el factor determinante en la diferencia de longitud de hojas y crecimiento en los diferentes tratamientos podría haber sido el bajo valor de pH el cual fue de en T4 y T5 en donde se produjo un menor crecimiento foliar.

b. Diámetro a la altura del cuello

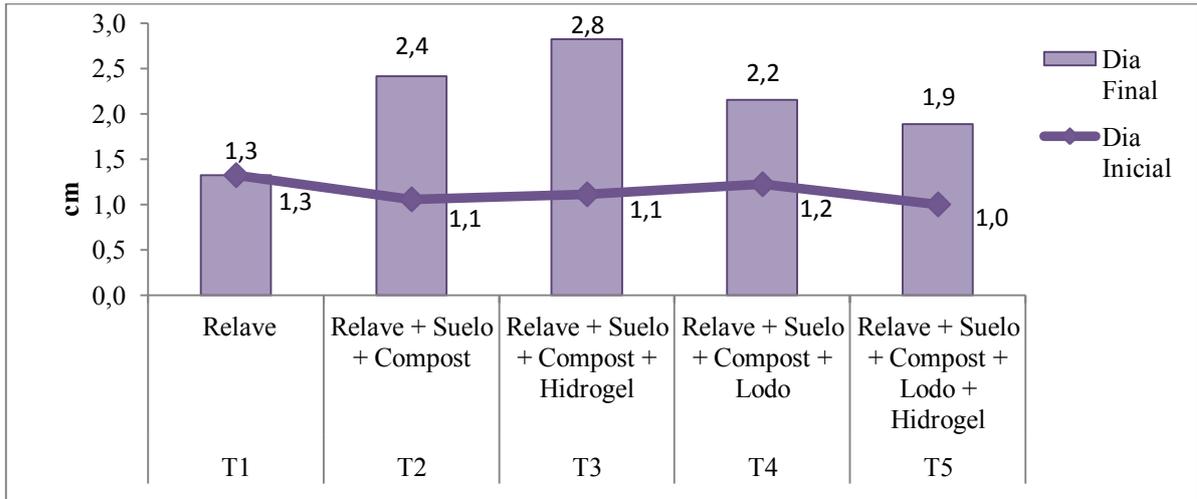


Figura 21: Diámetro a la altura del cuello del "vetiver grass"

Realizando la comparación entre aquellos tratamientos sin lodos bentoníticos (T2 y T3) y aquellos que sí (T4 y T5), se verificó que se logró un mayor diámetro a la altura del cuello (DAC) del vetiver grass para T2 y T3 en donde luego de 90 días de evaluación desarrollaron mayor cantidad de biomasa.

c. Porcentaje de supervivencia del vetiver grass

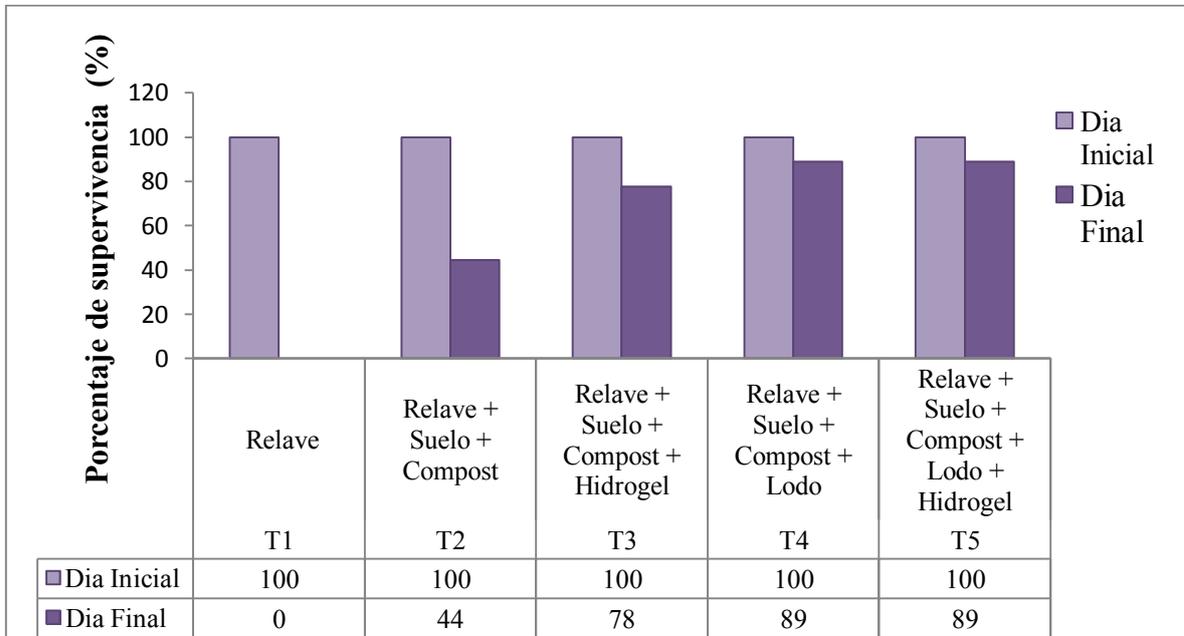


Figura 22: Porcentaje de Supervivencia del Vetiver Grass luego de los 90 días de evaluación según cada tratamiento.

En la Figura 22, se observa la variación del porcentaje de supervivencia entre el día inicial y final. Se observa que todos los tratamientos tuvieron al inicio un 100 % de esquejes vivos, y con el transcurrir del tiempo, durante los 90 días de evaluación, estos fueron muriendo, dado como resultado en T1 el porcentaje de supervivencia del 0,0 %, por otro lado, el porcentaje de supervivencia fue mayor en los tratamientos con enmiendas obteniéndose un 44 %, 78% , 89% y 89% para T2, T3, T4 y T5 respectivamente, esto demuestra que la aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas favorece el incremento de porcentaje de supervivencia del vetiver grass en un medio ácido con presencia de relaves mineros artesanales.

Al final de la evaluación se observa notoriamente una diferencia significativa a favor de los tratamientos con lodos bentoníticos T4 y T5 en donde se obtuvo un 89% de supervivencia para ambos tratamientos. Asimismo la presencia de suelo agrícola y compost adicionado en T2 y T3, lograron porcentajes de supervivencia de 44% y 78% respectivamente. En el cuadro 41, se aprecian los resultados colectados semanalmente de plantas vivas, durante un total de 13 semanas.

4.4 CANTIDAD Y PORCENTAJE DE Cd, Pb, Cr, Cu y Fe MOVILIZADO

Uno de los principales factores que rigen la disponibilidad de iones metálicos para las plantas, es su solubilidad. La limitada biodisponibilidad de ciertos iones metálicos, debido a su baja solubilidad en agua y a su sorción a las partículas del suelo, restringe su captación/acumulación por las plantas (Volke, *et al.* 2005).

En la presente investigación es probable que, al haberse incrementado la solubilidad, se haya incrementado a su vez la disponibilidad de los iones metálicos y con ello el desplazamiento y transporte tanto de aquellas formas químicas solubles disponibles y no disponibles, pudiendo ser desplazado hacia el lixiviado, quedar retenido en el suelo dentro de los espacios de intercambio catiónico o bioacumularse en las hojas y raíces del vetiver grass.

Allen, *et al.* (1995), mencionó que la concentración total de los metales presentes en el suelo no se relaciona directamente con los efectos de toxicidad esperados para las especies

vegetales sensibles, sino más bien una fracción del total estaría disponible para los seres vivos la que se ha denominado como concentración biodisponible.

Por este motivo, la concentración total del metal en el suelo no incluye todas las formas químicas disponibles que podrían ser captadas por la planta. De esta manera, para evaluar cuanto metal se transportó desde el suelo, se consideró evaluar el metal bioacumulado en la materia foliar, radicular, y la concentración presente en los lixiviados recolectados.

Cuadro 31. Cantidad de Cadmio movilizado

Cadmio movilizado (mg)					
	T1	T2	T3	T4	T5
Hojas	0,006	0,006	0,016	0,006	0,008
Raíces	0,001	0,007	0,004	0,003	0,003
Lixiviado	0,178	0,025	0,016	0,011	0,014
Suma de metal movilizado	0,184	0,038	0,036	0,020	0,025

FUENTE : Elaboración Propia

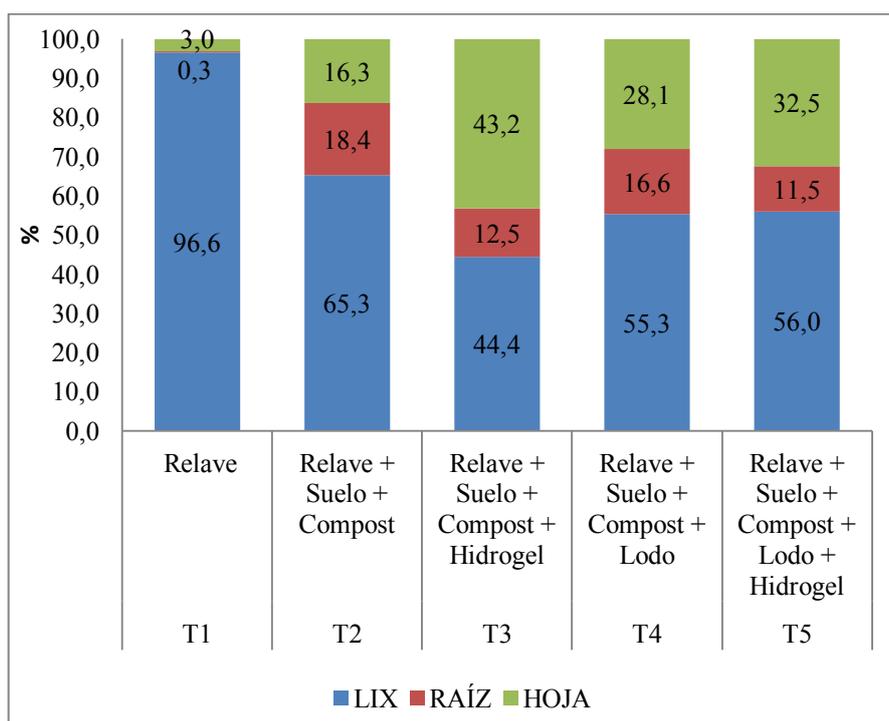


Figura 23: Porcentaje de cadmio movilizado

En la figura 23, el porcentaje de cadmio movilizado hacia las hojas y raíces del vetiver grass se incrementó en los tratamientos que poseían enmiendas (T2, T3, T4 y T5). En general se obtuvo que el Cd se movilizó en mayor porcentaje hacia las hojas en aquellos

tratamientos que incluían hidrogel como enmienda en T3 y T5. Acumulándose en mayor porcentaje en la materia seca foliar para el tratamiento T3 que poseía como enmienda: compost, suelo agrícola e hidrogel, logrando un porcentaje de 43.2% en las hojas.

Asimismo la aplicación de las diferentes enmiendas en T2, T3, T4 y T5, favorecieron la disminución del Cd movilizado hacia los lixiviados obteniéndose 65.3%, 44.4%, 55.3% y 56% respectivamente, en comparación con el 96.6 % de Cd presente en lixiviados en T1.

Cuadro 32. Cantidad de Plomo movilizado

Plomo movilizado (mg)					
	T1	T2	T3	T4	T5
Hojas	0,049	0,012	0,018	0,003	0,018
Raíces	0,080	0,005	0,010	0,000	0,000
Lixiviado	0,158	0,017	0,012	0,002	0,003
Suma de metal movilizado	0,287	0,034	0,040	0,005	0,021

FUENTE : Elaboración Propia

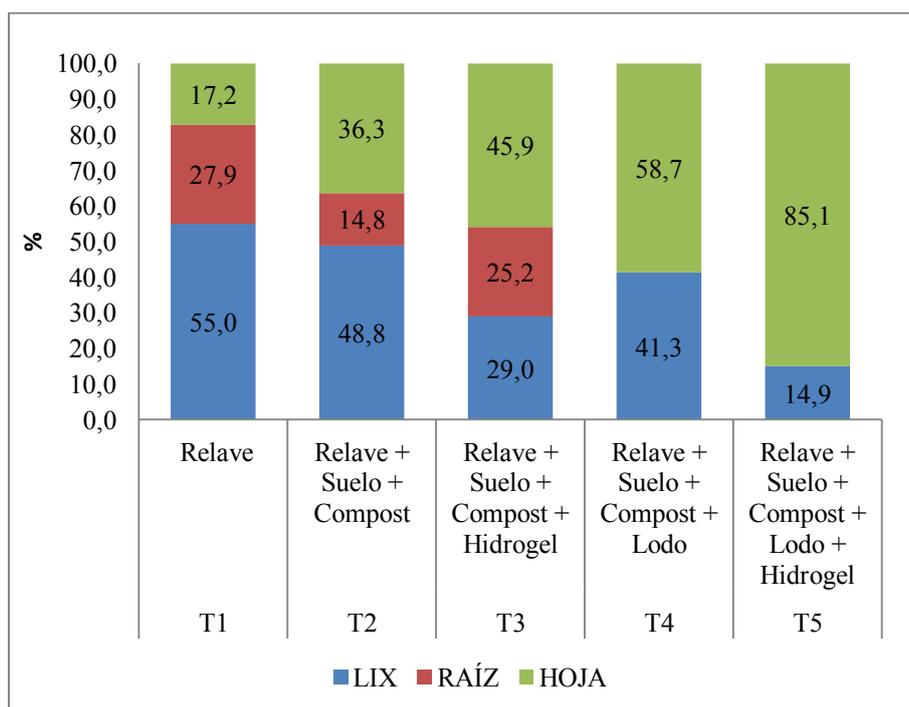


Figura 24: Porcentaje de plomo movilizado

La distribución del porcentaje de plomo movilizado hacia la materia seca radicular y foliar del vetiver grass muestra que luego de la aplicación de enmiendas en T2, T3, T4 y T5, favoreció el incremento de acumulación de Pb en las hojas del vetiver grass, produciéndose la fitoextracción en las hojas para T4 y T5 con 58.7% y 85.1% respectivamente,

obteniéndose el mayor porcentaje en el tratamiento T5, que poseía como enmiendas: compost, lodo bentonítico e hidrogel. En general se obtuvo que el Pb se movilizó en mayor porcentaje hacia las hojas en aquellos tratamientos que incluían lodos bentoníticos, que fueron aplicados como enmienda en T4 y T5.

Asimismo la aplicación de las diferentes enmiendas en T2, T3, T4 y T5, favorecieron la disminución del Pb movilizado hacia los lixiviados obteniéndose 48.8%, 29%, 41.3% y 14.9% respectivamente, en comparación con el 55 % de Pb presente en lixiviados en T1. Obteniéndose las mayores reducciones de cantidad de Pb en lixiviados en T3 y T5, en donde la presencia del hidrogel pudo haber favorecido.

Cuadro 33. Cantidad de Cromo movilizado

Cromo movilizado (mg)					
	T1	T2	T3	T4	T5
Hojas	0,000	0,001	0,063	0,062	0,085
Raíces	0,000	0,010	0,003	0,039	0,034
Lixiviado	0,056	0,019	0,004	0,050	0,061
Suma de metal movilizado	0,056	0,031	0,070	0,150	0,180

FUENTE : Elaboración Propia

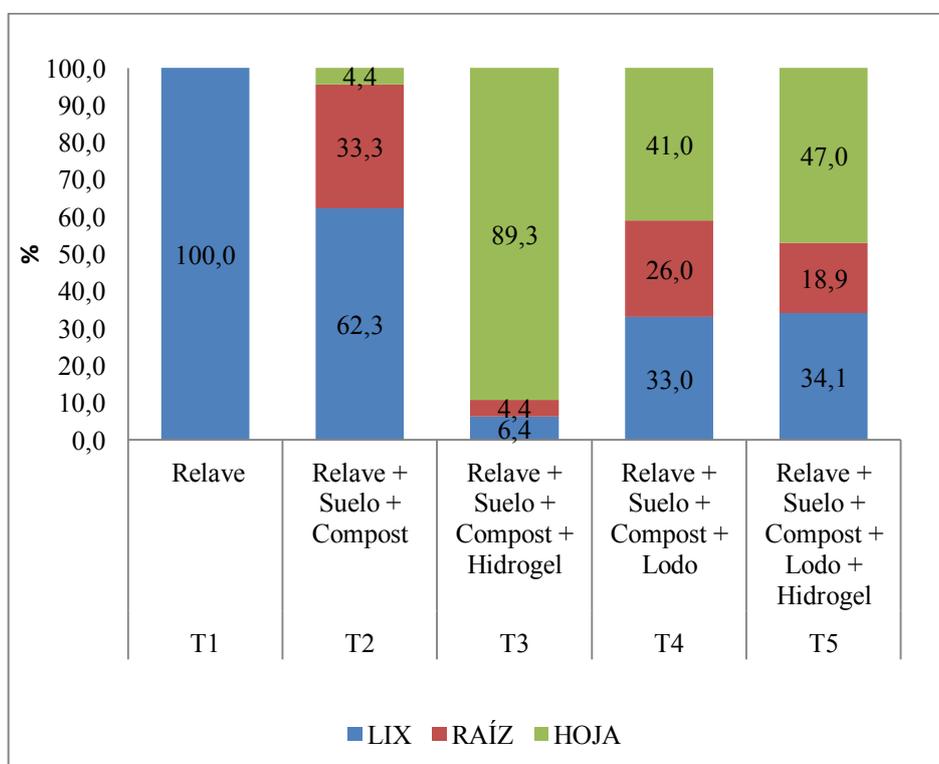


Figura 25: Porcentaje de Cromo movilizado

Luego de la aplicación de las enmiendas, el porcentaje de Cr movilizado se incrementó en la materia seca foliar (hojas), favoreciendo al mecanismo de fitoextracción del Cr. En general se obtuvo que el Cr se movilizó en mayor porcentaje hacia las hojas en aquellos tratamientos que incluían hidrogel como enmienda en T3 y T5. Acumulándose en mayor porcentaje en la materia seca foliar para el tratamiento T3 que poseía como enmienda: compost, suelo agrícola e hidrogel, logrando un porcentaje de 89.3% en las hojas.

Asimismo la aplicación de las diferentes enmiendas en T2, T3, T4 y T5, favorecieron la disminución del Cr movilizado hacia los lixiviados obteniéndose 62.3%, 6.4%, 33% y 34.1% respectivamente, en comparación con el 100 % de Cr presente en lixiviados en T1. Obteniéndose las mayores reducciones de cantidad de Cr en lixiviados en T3 en donde la presencia de la combinación de hidrogel, compost y suelo pudo haber favorecido.

Cuadro 34. Cantidad de Cobre movilizado

Cobre movilizado (mg)					
	T1	T2	T3	T4	T5
Hojas	0,001	0,043	0,119	0,126	0,171
Raíces	0,006	0,056	0,047	0,116	0,080
Lixiviado	2,001	0,196	0,072	0,388	0,224
Suma de metal movilizado	2,008	0,294	0,237	0,630	0,475

FUENTE : Elaboración Propia

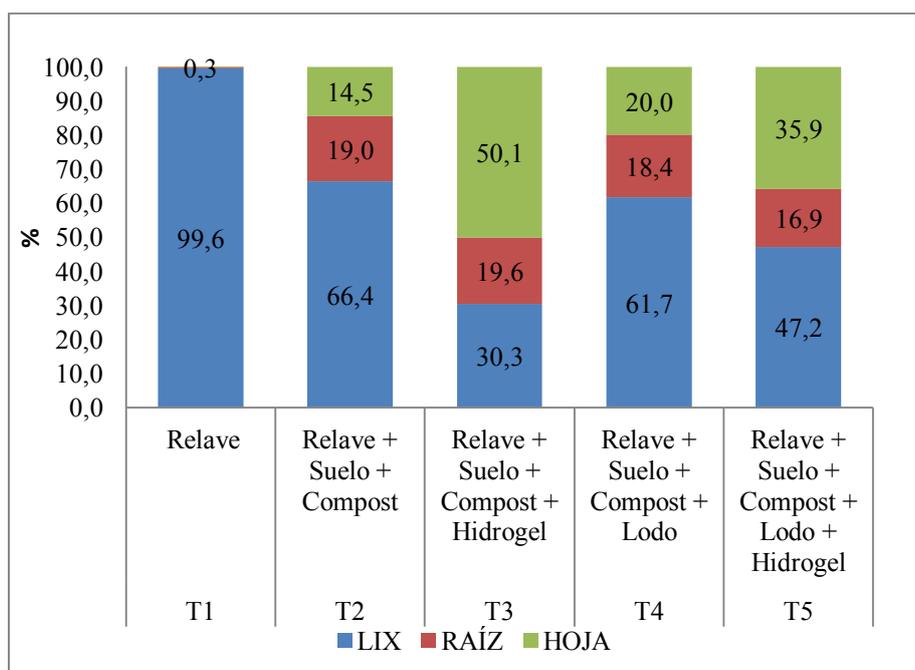


Figura 26: Porcentaje de Cobre movilizado

La distribución del porcentaje de cobre movilizado hacia la materia seca radicular y foliar del vetiver grass muestra que luego de la aplicación de enmiendas en T2, T3, T4 y T5, favoreció el incremento de acumulación de Cu en las hojas y raíces del vetiver grass, en comparación con T1.

En general se obtuvo que el Cu se movilizó en mayor porcentaje hacia las hojas en aquellos tratamientos que incluían hidrogel como enmienda en T3 y T5 con 50.1% y 35.9% respectivamente. Acumulándose en mayor porcentaje en la materia seca foliar para el tratamiento T3 que poseía como enmienda: compost, suelo agrícola e hidrogel, logrando un porcentaje de 50.1% en las hojas.

Asimismo la aplicación de las diferentes enmiendas en T2, T3, T4 y T5, favorecieron la disminución del Cu movilizado hacia los lixiviados obteniéndose 66.4%, 30.3%, 61.7% y 47.2% respectivamente, en comparación con el 99.6 % de Cu presente en lixiviados en T1. Obteniéndose las mayores reducciones de cantidad de Cu en lixiviados en T3 en donde la presencia de la combinación de hidrogel, compost y suelo pudo haber favorecido.

Cuadro 35. Cantidad de Hierro movilizado

Hierro movilizado (mg)					
	T1	T2	T3	T4	T5
Hojas	17,704	1,967	5,521	17,065	22,671
Raíces	28,738	5,599	2,687	18,396	8,943
Lixiviado	1569,400	53,700	8,346	51,039	50,970
Suma de metal movilizado	1615,842	61,267	16,554	86,500	82,584

FUENTE : Elaboración Propia

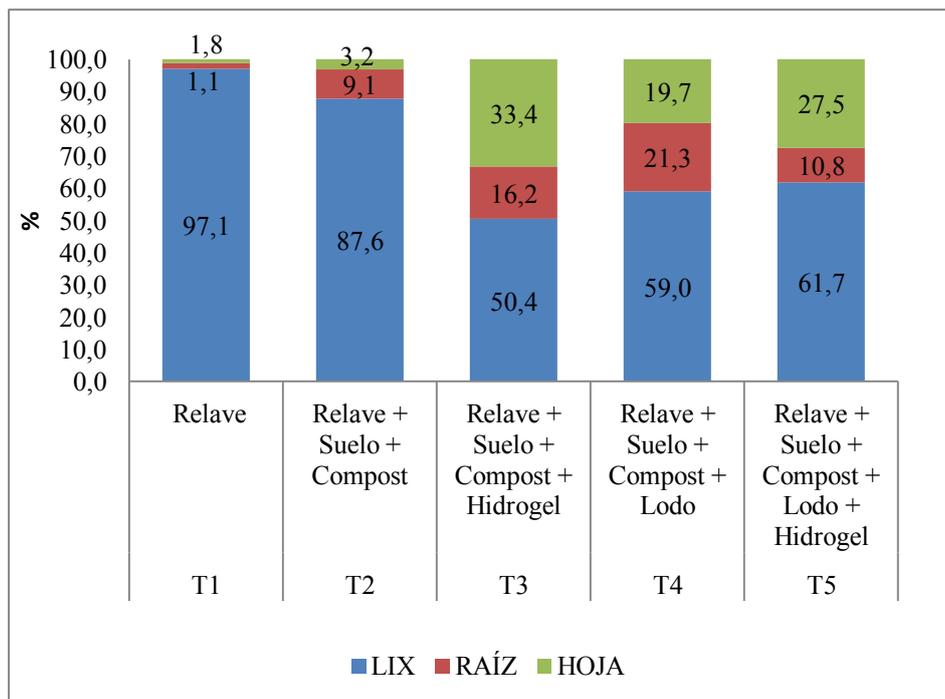


Figura 27: Porcentaje de hierro movilizado

La distribución del hierro al finalizar la evaluación en los diferentes tratamientos evaluados muestra que la aplicación de hidrogel y lodos bentoníticos favorecen la bioacumulación del hierro en las hojas del vetiver grass en T4 y T5. La distribución del porcentaje de hierro movilizado hacia la materia seca radicular y foliar del vetiver grass muestra que luego de la aplicación de enmiendas en T2, T3, T4 y T5, se favoreció el incremento de acumulación de Fe en las hojas y raíces del vetiver grass, en comparación con T1.

En general se obtuvo que el Fe se movilizó en mayor porcentaje hacia las hojas en aquellos tratamientos que incluían hidrogel como enmienda en T3 y T5 con 33.4% y 27.5% respectivamente. Acumulándose en mayor porcentaje en la materia seca foliar para el tratamiento T3 que poseía como enmienda: compost, suelo agrícola e hidrogel, logrando un porcentaje de 33.4% en las hojas.

Asimismo la aplicación de las diferentes enmiendas en T2, T3, T4 y T5, favorecieron la disminución del Fe movilizado hacia los lixiviados obteniéndose 87.6%, 50.4%, 59% y 61.7% respectivamente, en comparación con el 97.1 % de Fe presente en lixiviados en T1.

4.5 COMPARACIÓN DE CONCENTRACIONES CON UMBRALES EN SUELO y PLANTA

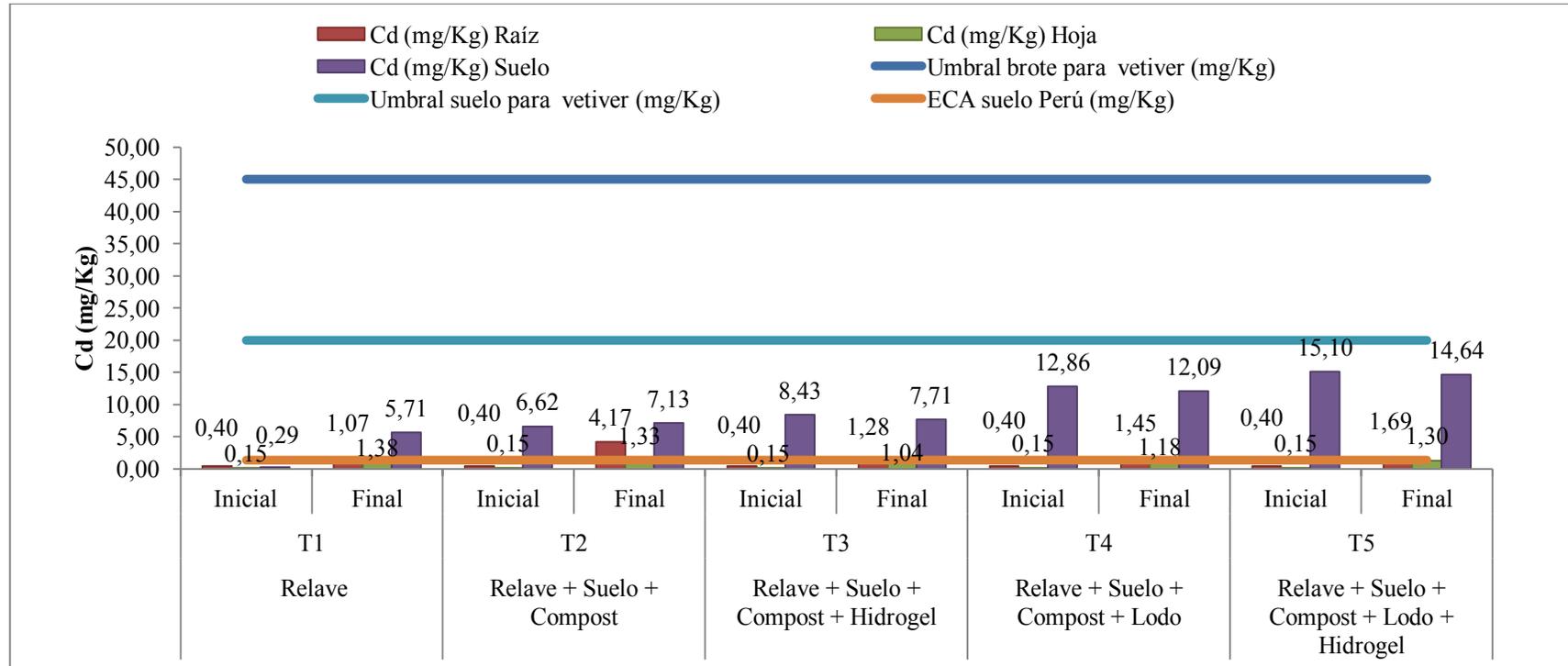


Figura 28: Concentración de Cadmio (mg /Kg)

A pesar de la reducción de Cadmio total en el suelo obtenida al finalizar la evaluación, el suelo no se encontró apto para la agricultura al término del período de 90 días de experimentación, debido a que la concentración del cadmio total superó el límite establecido en el ECA (Estándar de calidad ambiental) para suelo tal como estipula el DS-N°002-2013-MINAM para suelos agrícolas (1.4 mg/Kg).

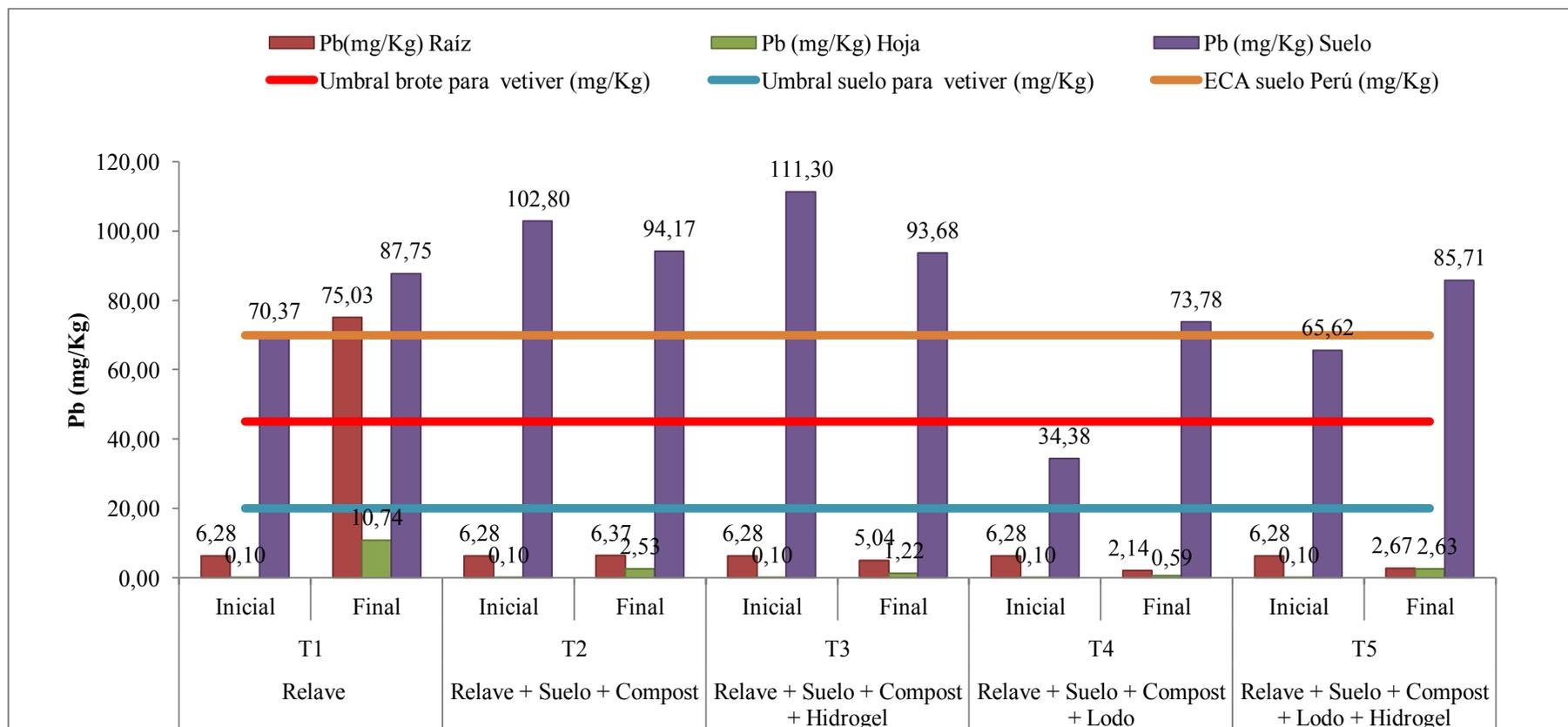


Figura 29: Concentración de Plomo (mg /Kg)

En el suelo, el plomo total superó el límite establecido en el ECA (Estándar de calidad ambiental) para suelo tal como estipula el DS-N°002-2013-MINAM para suelos agrícolas (70 mg/Kg).

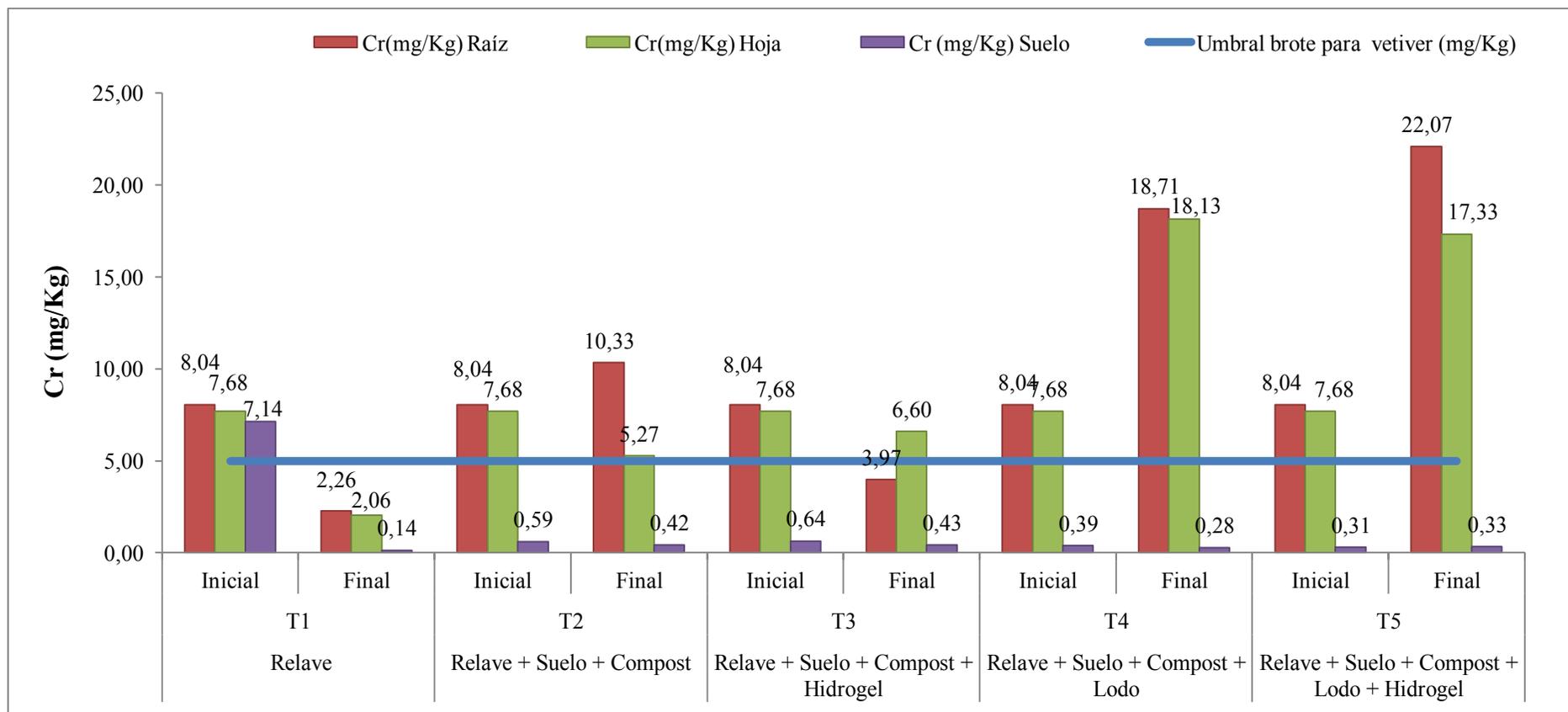


Figura 30: Concentración de Cromo (mg /Kg)

Se sobrepasó el umbral de cromo total en vetiver grass indicado por Mc Bride (1994) con valores entre 5 y 18 mg/Kg, a pesar de estas condiciones, no se produjo la muerte del vetiver grass en T4 y T5, no obstante haber alcanzado niveles de intoxicación, demostrando la capacidad del vetiver grass de tolerar el cromo.

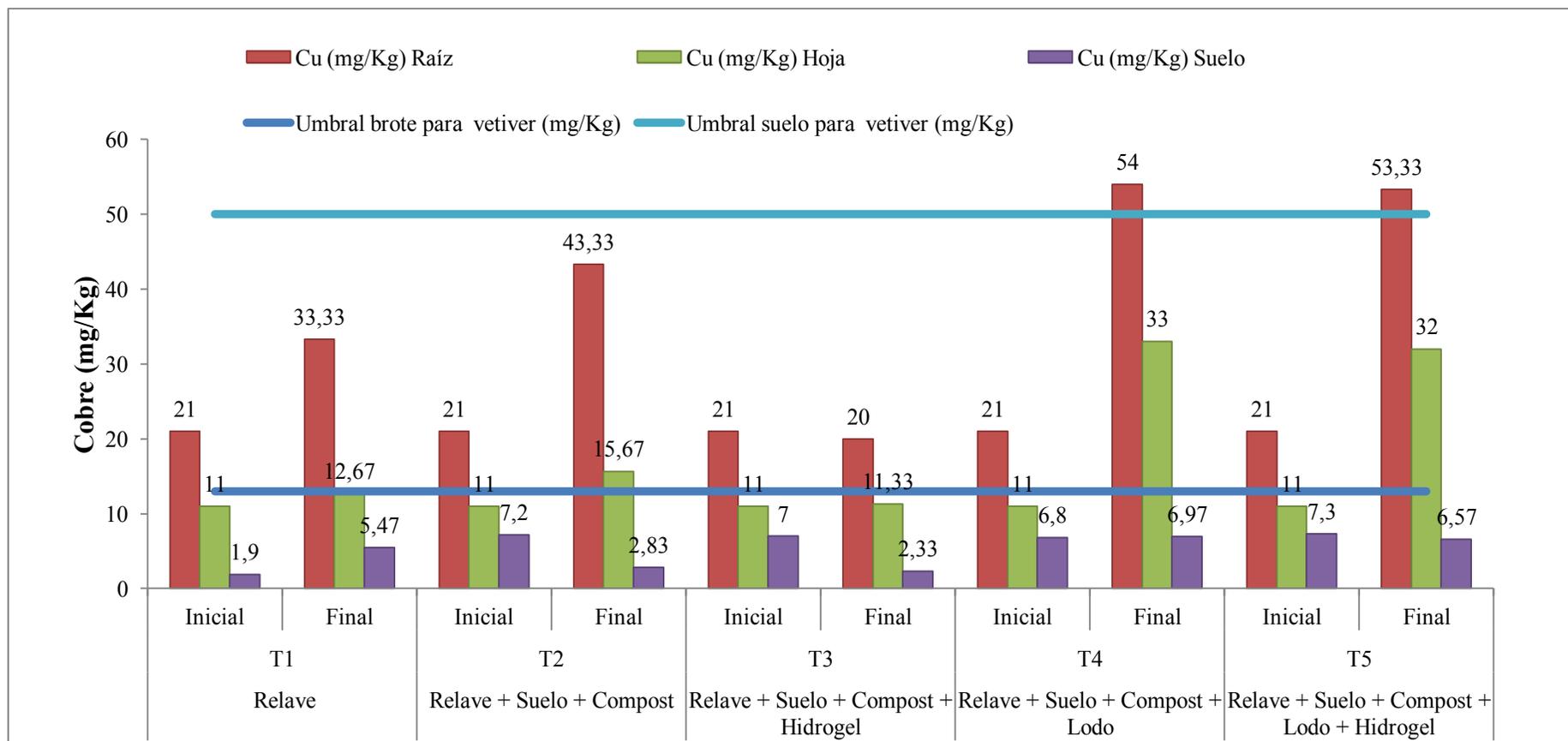


Figura 31: Concentración de Cobre (mg /Kg)

Se sobrepasó el umbral de cobre total en vetiver grass indicado por Mc Bride (1994) con valores entre 13 y 15 mg/Kg, a pesar de estas condiciones, no se produjo la muerte del vetiver grass en T4 y T5, no obstante haber alcanzado niveles de intoxicación, demostrando la capacidad del vetiver grass de tolerar el cobre

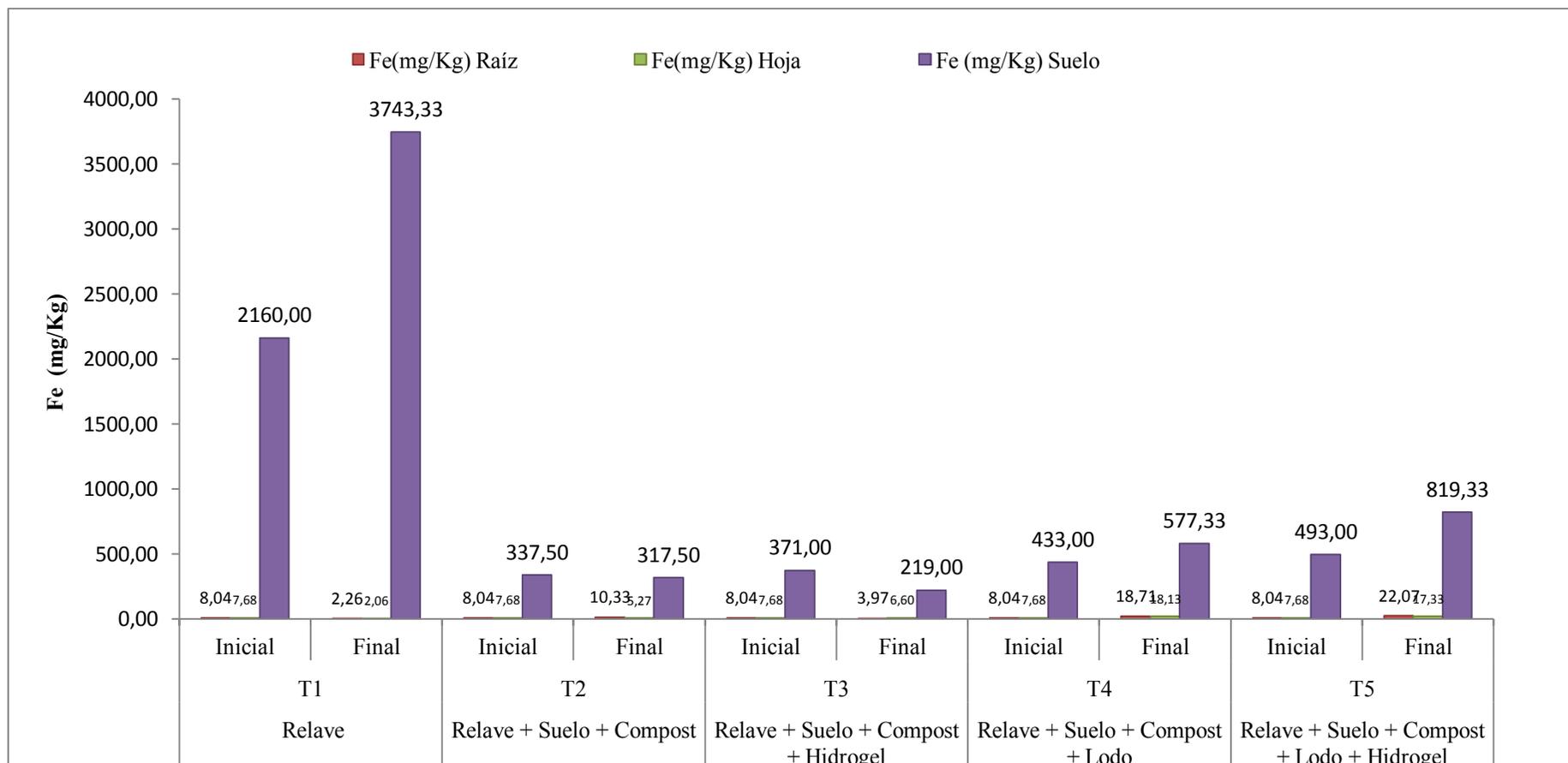


Figura 32: Concentración de Hierro (mg /Kg)

NOTA: No existen valores de Estándares de Calidad de suelo para Fe total o valores umbrales en el vetiver grass.

V. CONCLUSIONES

1. El vetiver grass posee capacidad fitorremediadora, debido a que logra bioacumular Cd, Cr, Cu, Fe y Pb en la materia foliar y radicular para todos los tratamientos que incluyen enmiendas (T2, T3, T4 y T5), reduciendo de esta manera la concentración en lixiviados que podrían migrar hacia capas subterráneas.
2. El tratamiento más eficiente para los procesos de fitorremediación fue el T3, que contenía suelo, compost e hidrogel como enmiendas. ya que logró mayor bioacumulación de Cr, Cu, Fe y Cd en porcentaje, logrando el mayor crecimiento foliar en el vetiver grass.
3. El tratamiento que contenía suelo, compost e hidrogel (T3) fue el más eficiente en fitoacumular Cadmio, Cromo, Hierro y Cobre total en la materia foliar del vetiver grass.
4. En el suelo, los valores de pH disminuyeron y la Conductividad Eléctrica se incrementó, lo cual favoreció la disponibilidad de cationes metálicos en la solución suelo, incrementando el desplazamiento del Plomo, Hierro y Cobre total en T2, T3 y el Cadmio en T3, T4 y T5, debido a las reacciones químicas generadas que formaron precipitados y complejos.
5. En el vetiver grass, la acumulación de Cd, Cu y Cr total es mayor en las hojas que en las raíces, para los tratamientos T3, T4 y T5.
6. La aplicación de enmiendas) en T2, T3, T4 y T5 influyó como efecto tampón en el suelo, disminuyendo la bioacumulación excesiva de Pb y Fe en raíces del vetiver grass.
7. La adición de las enmiendas (suelo, lodo, hidrogel y compost) en T2, T3, T4 y T5 provocó el incremento del porcentaje de supervivencia del vetiver grass.
8. La adición de hidrogel favoreció el incremento de la longitud de las hojas de vetiver grass en los tratamientos T3 y T5, debido posiblemente a la mayor retención de nutrientes.
9. El uso de vetiver grass favorece en reducir la concentración de metales como Cd, Cu, Fe y Pb en los lixiviados que se dirigen hacia las aguas subterráneas en los tratamientos T2, T3, T4, T5 durante 3 meses de plantación. Las concentraciones de Cromo en los lixiviados se redujo para T2 y T3, y se incrementó en aquellos tratamientos T4 y T5 con presencia de lodo bentonítico.

VI. RECOMENDACIONES

1. Se debe analizar la especiación química de los metales para hacer más específica la evaluación de las rutas de transporte.
2. Se recomienda el uso del vetiver grass en conjunto con aplicación de enmiendas que acondicionen el medio para revegetación y remediación de suelos contaminados con relaves mineros ácidos.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abhilash, PC; Pandey VC; Srivastva P; Rakesh PS; Chandran, S; Singh N; Thomas, AP . 2009. Phytofiltration of cadmium from water by *Limnocharis flava* (L.) Buchenau grown in free-floating culture system. *J. Haz. Mat.* 170:791–797
- Adams, M. 1995. Fundamentos de Química de suelos. Universidad Central de Venezuela. ISBN 980-00-0669-9.
- Adams. 2001. Analysis of Genetic Diversity of vetiver and future selections for use in erosion control .Plant Biotechnology Center Baylor University, P.O. Box 669 Gruver, TX 79040, USA. DNA.
- Aguilar, J; González, P. 1998. Utilización agrícola de compost de residuos sólidos urbanos en cultivos leñosos de la provincia de Córdoba. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca. España.
- Akhila, A; Rani, M. 2002. Chemical constituents and essential oil biogenesis in *Vetiveria zizanioides*. In : Maffei, M. ed. *Vetiveria*. Taylor and Francis, London.
- Alegre Orihuela, Julio. 2000. Síntesis de los estudios de investigación y desarrollo con la especie *vetiveria zizanioides* (vetiveria) en Perú.
- Alfaro Mori, P.J. 2004. Evaluación de factores edáficos que determinan la bioacumulación de plomo (Pb) en rye grass anual (*Lolium multiflorum*) y rye grass perenne (*Lolium perenne* L.).
- Allaway. 1968. Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Adv. Agron.*, 20: 235-274.
- Allen, H; Huan, G; Bailey, L; Bowers, A. 1995. Metal speciation and contamination of soil. Lewis Publisher. Florida, US.
- Alloway, B.1995. Chapter 2: Soil process and the behavior of the heavy metals. In: Alloway, B. (ed.) *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Professional, London, 2nd edition.
- Alvarado; Dasgupta; Ambriz; Sanchez; Villegas. 2011. Hongos micorrízicos arbusculares y la fitorremediación de plomo, Instituto de Investigaciones Químico Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Cd. Universitaria, Morelia, C.P. 58060, Michoacán, México.

- Ammann. 2002. Biodiversity and Agricultural Biotechnology: A Review of the Impact of Agricultural Biotechnology on Biodiversity. UNESCO
- Andrade-Couce, M; Mateos, A.; Guitian, F. 1985. An. de Edaf. Y Agrobiol.
- Andrade, O. 1998. Evaluación de la eficiencia de barreras vivas como sistemas de conservación de suelos en laderas. Tesis de Postgrado. Facultad de Agronomía. UCV. Maracay
- Baird, C. 2001. Química Ambiental. ISBN: 84-291-7902-X. Editorial Reverté S.A..
- Baker. 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. J. Plant Nutr. 3, 643-654.
- Banks, D; Younger, PL; Arnesen, RT; Iversen, ER; Banks, SD. 1997. Mine water chemistry: the good, the bad and the ugly. Environmental Geology.
- Baroid. 1992. Drilling Fluids Inc. v. Sun Drilling Products
- Basta, N.; Tabatabai, M. 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. Soil Science.
- Bautista. 1999. Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, Yucatán, México.
- Benavides, MP; Gallego, SM; Tomaro, M. 2005. Cadmium toxicity in plants. Brazilian Journal of Plant Physiology
- Boekhold, A.; Temminghoff, E.; Van der Zee, S. 1993, Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. Journal of Soil Science.
- Boletín N° 9. Marzo 2001. p. 14-15. Vélez Zuluaga, Juan Alberto .Los biosólidos. ¿Una solución o un problema?, Producción Limpia, Area Metropolitana del Valle de Aburrá, Diciembre de 2007 Vol.2, No.2 ISSN: 1909-0455 Julio - Indexada en fuente Académica de EBSCO.
- Bradshaw FJ. 1992. Quantifying edge effect and patch size for multiple-use silviculture- a discussion paper. For Ecol. Manage 48: 249-264.
- Brady, NC; Weil, RR. 2004. Elements of the nature and properties of soils. Prentice Hall, USA.
- Briz Escribano, Julián. 2004. Naturación Urbana: Cubiertas Ecológicas y Mejora Medioambiental. 2da Edición. Editorial Aedos . ISBN: 84-8476-182-7. España.

- Bureau Veritas, 2008. Manual para la formación en el Medio Ambiente. ISBN:978-84-9898-027-1. España.
- Burt, R; Wilson, MA; Keck, TJ; Dougherty, BD; Strom, DE; Lindahl, JA. 2003. Trace element speciation in selected smelter-contaminated soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. *Advances in Environmental Research*.
- Calvelo, Monterroso, Camps, Macías, 2008. Estudio del Comportamiento del hexaclorociclohexano en el Sistema Suelo-Planta para su aplicación en Técnicas de Fitorremediación. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología.
- Cancela, C; González, P; Abreu. 2000. Concentración de metales pesados en suelos del Estado de Sao Paulo (Brasil) *Cadernos Lab. Xeolóxico de Iaxe Coruña*. 200 Vol 25, pp 385-387.
- Cárcamo, VE. 2010. Evaluación de la eficacia de diferentes enmiendas en la rehabilitación de suelos ácidos y contaminados con metales y metaloides en el valle del Puchuncavi, Región De Valparaíso, Chile.
- Casanova, E. 2005. Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico.
- Celis, R; Koskinen, WC; Hermosin, MC; Ulibarri, MA; Cornejo, J. 2000. Triadimefon Interactions with organoclays and organohydrotalcites. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 36-43.
- Chan, DY; Hale, BA. 2004. Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars: uptake and a retranslocation as sources of variation. *Journal of Experimental Botany*.
- Chaney, RL; Malik, M; Li, YM; Brown, SL; Angle, JS; Baker, AJM. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.* 8,279-284.
- Chanmugathas; Bollag. 1987. Anaerobic microbial transformations in subsurface environments Upton, N.Y. : Brookhaven National Laboratory and the Pennsylvania State University Collaborative Research Program, 1985.
- Chen, MF; Chen, TY. 2003. Side-chain charge effects and conductance determinants in the pore of CIC-0 chloride channels, *J Gen Physiol* 122: 133-145 / The role of citric acid on the phytoremediation of heavy metal contaminated soil *Chemosphere* 50; 807-811.

- Coleman, NT; Thomas, GW. 1967. The Basic Chemistry of soil acidity. Agron. Monogr.
- Colmenares, J. 1972. Efecto de la Salinización del suelo sobre el crecimiento y producción del frijol (*Phaseolus vulgaris L.*). Tesis de Grado para Magister Scientiae. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA, Costa Rica, Julio, 1972.
- Coletto, L. 2006. Tesis de Doctorado. Attitudine di Specie Diverse alla Fitoestrazione di metalli pesanti: Modificazioni a Carico dell apparato radicale.
- Córdova, K. 2010. Aplicación de enmiendas orgánicas con distinta relación c/n a relaves mineros: implicancias en el crecimiento de acacia caven (mol.) Y en la actividad microbiana. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Departamento de Silvicultura.
- Cunningham, SD; Anderson, TA; Schwab, AP; Hsu, F.C. 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants p 55-114, In Donald I., Sparks (ed.) Advances in agronomy, Academic Press.
- Diez Lázaro, J. 2008. Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas, Universidad De Santiago de Compostela Departamento De Edafología y Química Agrícola. Tesis Doctoral.
- Doménech, Xavier; Peral José. 2006. Química ambiental de sistemas terrestres.
- Eary, L; Rai, D., 1989. Kinetics of chromium reduction by ferrous ions derived from hematite and biotite at 25°C American Journals of Science.
- Elías, X. 2005. Tratamiento y Valorización Energética de Residuos. Fundación Universitaria Iberoamericana. Madrid. Ediciones Díaz de Santos. S.A.
- Espinoza VG. 2000. Tolerancia a la Toxicidad de Zn, Cu y Pb en plantas silvestres asociadas a suelos contaminados por la actividad minera. Tesis. Lima. Perú . Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Fernández, A. 1999. Especiación química y física de metales en la materia particulada atmosférica: aplicación al estudio de la contaminación ambiental de la ciudad de Sevilla. Universidad de Sevilla Fundación Focus- Abengoa.
- García, I; Dorronsoro, C. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>

- Gaur, A; Adholeya, A. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Current Sci.* 86, 528-534.
- Glass, D. 1999. U.S. and international activities in phytoremediation: industry and market overview.
- González, M.1995. Cap. 17. Copper upper critical levels for plants on copper-polluted soils and the effect of organic additions. In: Adriano, D.; Chen, S.; Yang. *Biochemistry of trace elements.* Science and Technology Letters, Northwood.
- González, D; Zapata, O. 2008. Mecanismo de tolerancia a elementos potencialmente tóxicos en plantas, ISSN (Versión impresa): 0366-2128, Boletín de la Sociedad Botánica de México, Sociedad Botánica de México, A. C. México.
- Graham, RD. 1979. Transport of copper and manganese to the xylem exudate of sunflower. *Plant Cell Environ.*
- Greenfield, J.C. 1988, *Vetiver grass (Vetiveria zizanioides): a method for soil and water conservation.* P.R. Press, New Delhi, India.
- Greenfield, JC. 1989. *Vetiver grass (Vetiveria zizanioides): the ideal plant for vegetative soil and water conservation.* the World Bank, Washington, DC.
- Greenfield, JC. 1993. *Vetiver grass: The hedge against erosion,* 4th edn. The World Bank, Washington DC.
- Greenfield, JC. 1995. *Vetiver grass (Vetiveria spp): the ideal plant for vegetative soil and moisture conservation.* In: Grimshaw RG, Helfer L (eds) *Vetiver grass for soil and water conservation, land rehabilitation, and embankment stabilization.* The World bank, Washington, DC.
- Griffin, R; Au, AK; Frost, R, 1977. Effect of pH on adsorption of chromium from landfill leachate by clay
- Guzmán Alcalá, Marta Cruz. 2007. *La contaminación de suelos y aguas : su Prevención con nuevas sustancias naturales.* Universidad de Sevilla.
- Halliwell; Gutteridge. 1992. Halliwell B, Gutteridge JMC (1992) Biologically relevant metal ion-dependent hydroxylradical generation. *FEBS Lett.* 307: 108–112.
- Hassler, A. 1943. Retention of copper in soil. *Mitt. Lebensm.*
- Hodgson, JF; Lindsay WL; Trierweiller, J.F. 1966. Micronutrient cation complexing in soils solution: II Complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. *Soil Sci. Soc, Am. Proc.* 30: 723-726.

- Homer; Capman; Parker; Pratt. 1973 . Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Editorial Trillas, México.
- Jeong, J; Connolly, EL. 2009. Iron uptake mechanisms in plants: Functions of the FRO family of ferric reductases. *Plant Sci.* 176:709–714.
- Johnson, DW. 1992 . Nitrogen retention in forest soils. *J. Environ. Qual.* 21:1-12.
- Johnson, EA. 1992 *Fire and Vegetation Dynamics. Studies from the North American Boreal Forest.* Cambridge University Press Cambridge, 129 pp.
- Juwarkar, AA; Yadav, SK; Thawale, PR; Kumar, GP; Singh, SK; Chakrabarti, T. 2009. Developmental strategies for sustainable ecosystem on mine spoil dumps: a case study. *Environ. Monit. Assess.* (doi:10.1007/ s10661-008-0549-2).
- Kabata, A.; Pendias, H. 1985. *Trace elements in soils and plants.* CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kabata; Pendias. 2000. *Trace Elements in Soils & Plants,* CRC Press, LLC (Third Ed) Boca Raton, Florida.
- Kabata; Pendias; Mukherjee. 2007. *Trace Elements from soil to human.* ISBN-10 3-540-32713-4 Springer Berlin Heidelberg New York.
- Kass, Donald. *Fertilidad de Suelos.*1998. Editorial EUNED. Costa Rica. ISBN : 9977-64-889-1.
- Keaton, CM. 1937. The influence of lead compounds on the growth of barley. *Soil Science.*
- Khan, AG; Kuek, C; Chaudhry, T.M; Khoo, CS; Hayes, WJ. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41, 197-207.
- Khan, S; Farooq, R; Shahbaz, S; Khan, AM; Sadique, M. 2009. Health Risk Assessment Of Heavy Metals For Population Via Consumption Of Vegetables. *World App. Sci. J.* 6: 1602–1606.
- Kidd, PS; Becerra, C; García, LM; Monterroso, C. 2007 . *Ecosistemas* año/vol. XVI, número 002, Aplicación de plantas hiperacumuladoras de Ni en la Fitoextracción natural: El género *Alyssum* L., Asociación Española de Ecología Terrestre ISSN (Versión en línea): 1697-2473, España.
- King, L.D., Rudgers, L.A., Webber, L.R.1, 1974. Application of municipal refuse and liquid sewage sludge to agricultural land: I. Field study. *J. Environ. Qual* 3.

- Kong, WW; Yang, ZM. 2010. Identification of iron-deficiency responsive micro RNA genes and cis-elements in Arabidopsis. *Plant Physiol. Biochem.* 48:153-159.
- Kumar; Dushenkov; Motto; Raskin. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1232-1238.
- Larbi, A; Morales, F; Abadía, J; Abadía, A. 2003. Effects of Branch Solid Fe Sulphate in PLants on Xylem sap Composition in Field-Grown Peach and Pear: Changes in Fe, Organic Anions and pH, *J. Plant Physiol.*
- Lassat, M. 2001. The uses of plants for removal of toxic metal from contaminated soil. ES-EPA.
- Lavania, UC; Lavania S. 2000. Vetiver grass technology for environmental technology and sustainable development. *Current Sci.* 78, 944–946.
- Lin, SL; Wun, L. 1994. Effect of copper concentration on mineral nutrient uptake and copper accumulation in protein of copper tolerant and non-tolerant Lotus purshianus. *Ecol. Environ. Saf.* 29:214-22.
- Llugany, M; Tolrá, R; Poschnrieder, C.; Barceló, J. 2007. Hiperacumulación De Metales: ¿Una Ventaja Para La Planta Y Para El Hombre? *Ecosistemas* 16(2): 1–7
- Lobos Chamorro, MJ. 2008. Efectividad de Biosólidos para la fitoestabilización de un Tranque de relaves Minero, en la Comunia de Nogales. Universidad de Chile, Escuela de Ciencias Forestales, Departamento de Manejo de Recursos Forestales.
- Loredó, P; Baretino, D. 2005. Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones.
- Lucho, CA; Alvarez, M; Beltran, RI; Prieto, F; Poggi, HM. 2005. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with waste water. *Environmental International.*
- Manahan, S. 2007. Introducción a la química ambiental. Facultad de Química. México, D.F. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Marschner. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. Second Edition. ISBN: 978-0-12-473542-2
- Mbila, M.; Thompson, M.; Mbagwu, J; Laird, D. 2003. Morphological and chemical properties of selected sludge amended. Nigerian soils. *Soil Sci.*
- McBride, MB. 1994. *Environmental Chemistry of Soils.* Oxford University Press, New York, NY.

- McBride, M.; Sauve, S. and Hendershot, W. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*.
- Miller, W.; Martens, D. and Zelazny, L. 1987. Short-term transformations copper in copper-amended soils. *Journal of Environmental Quality*.
- Mucciarelli, M; Berteà, CM; Scannerini, S; Gallino, M. 1998. *Vetiveria zizanioides* as a tool for environmental engineering. *Acta Hort.* 457, 261–269.
- National Research Council. 1993. USA,.
- Navarro Blaya, Ginés; Navarro García. 2003. *Química Agrícola: el Suelo y Los Elementos Químicos Esenciales para la Vida*.
- Navarro, JP; Aguilar, JR; López. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas Departamento de Biología Vegetal. Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera.46022, Valencia. ISSN 1697-2473, Vol. 16, Nº. 2.
- Nelson, P. N.; Baldock, J. A.; Oades, J. M., 1998. Changes in dispersible clay content.
- Nualchavee Roongtanakiat¹, 2009. Influence of Heavy Metals and Soil Amendments on vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) Grown in Zinc Mine Soil.
- Nuñez, S. 2000. *Fundamentos de edafología*. ISBN 9977-64-148-x. Costa Rica.
- Ñahui V. 2010. Tesis UNALM. Interacción de modalidades de fertilización con calidades de agua de riego, bajo condiciones de invernadero.
- Ochoa, J. 1997 Aspects of Opuntia cultivation and post-harvest handling in South America. International Workshop on Promotion of mirror fruits crops: Cactus pear. University of Sassari, Italy, and FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma.
- Organización Panamericana de la Salud, OPS, 2008 .Manual sobre el uso y manejo del grass de vetiver.
- Padmesh, T; Vijayaraghavan, K.; Sekaran, G.; Velan, M. 2007. Application of Two- and Three-Parameter Isotherm Models: Biosorption of Acid Red 88 onto *Azolla microphylla*
- Pang, J; Chan, G; Zhang, S; Liang, J; Wong, MH. 2003. Physiological aspects of vetiver grass for rehabilitation in abandoned metalliferous mine wastes. *Chemosphere*.

- Perea, E; Ojeda, D; Hernández, O; Hernández, O; Escudero, D; Martínez, J; López G. 2010. El Zinc como promotor de crecimiento y fructificación en el nogal pecanero.
- Pierzynski, GM; Sims, JT; Vance, GF. 2000. Soil Phosphorud and environmental quality. In Soild and Environmental Quality, 2nd edition. CRC Press, Boca raton, Florida.
- Pilon- Smits, E. 2005. Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology.
- Plant ; Raiswell .1983. Principles of environmental geochemistry, p.1-39
- Prieto, J; González, C.; Román, A; Prieto, F. 2009 .Contaminación y Fitotoxicidad en Plantas por Metales Pesados provenientes fe Suelos y Agua, Vol 10, Núm 1, Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Prince; Kumar; Doberschutz; Subburam. 2002. Cadmium toxicity in mulberry plants with special reference to the nutritional quality of leaves. Journal of Plant Nutrition 25:689-700.
- Raskin, I.; Kumar, N.P.B.A.; Dushenkov, S. & Salt, D.E. 1994. Bioconcentration of heavy metal by plants. Current Opinion in Biotechnology, 5: 285-290.
- Reyna, G; Cuevas, G; Becerra, J. 2009. Estudio de la reducción de Cr(VI) utilizando aguas residuales domésticas y biomasa de Ed8, *Aspergillus niger* var. *tubingensis* en biorreactores
- Rieuwerts, J.S.; Thonton I.; Farago, M.E. y Ashmore, M.R. 1998. Factors influencing metals bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. Chemical Speciation and Bioavailability.
- Rivero, C. 1999. Materia orgánica del suelo. Facultad de Agronomía. Universidad Central de Venezuela. Maracay. Revista Alcance. Núm. 57
- Rodriguez, M; Martínez de la casa, N; Romero, M.C.; Del Río, L.A.; Sandalio, L.M. 2008. Toxicidad de cadmio en plantas. Asociación española de la ecología terrestre. M 1. ISSN 1697-2473.
- Rodríguez, O. 2002. Establecimiento exitoso de barreras de vetiver en el terreno. Boletín Vetiver N° 10.Mayo 2002.
- Roongtanakiat, N; Chairaj, P. 2001. Uptake potential of some heavy metals by vetiver grass. Kasetsart. J. Nat. Sci.

- Ruda de Schenquer; Mongiello; Acosta. 2004. Contaminación y Salud del Suelo. Centro de Tecnología Educativa Aplicada (CETEA). Facultad de Ingeniería Química, UNL.
- Russel EW; Wild, A. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell.
- Salisbury; Frank, B; Ross, Cleon F. 1991. Plant Physiology. Wadsworth Publishing Company, Belmont, California.
- Salomons, W.; Förstner, U.; Mader, P. 2011. Heavy Metals: problems and Solutions.
- Salt, DE; Smith, RD; Raskin, I. 1998. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology, 49: 643-668.
- San Miguel de la Cámara, M. 1956. Geoquímica de las Aguas Termales. Instituto de España. Real Academia Nacional de Medicina.
- Sanchez, P; Camacho, E. 1981. Suelos del Trópico: características y manejo. Universidad Estatal de Carolina del Norte . Raleigh (EUA). Primera edición en español.
- Santibañez. 2005. Uso de Biosólidos de Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas para la Fitoestabilización de Tranques de Relaves. C.
- Sauquillo, A; Rigol, A; Rauret, G. 2003. Overview of the use of Leaching/Extraction Tests for Risk Assessment of Trace Metals in Contaminated Soils and Sediments. Trends in Analytical Chemistry.
- Sauve', S; Hendershot, W.; Allen, HE. 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden and organic matter. Environmental Science and Technology
- Saxena, PK.; Raj, SK.; Dan, T.; Perras, MR; Vettakkorumakankay, NN. 1999. "Phytoremediation of heavy metal contaminated and polluted soils. En: Prasad, MNV & Hagemayr, J. (eds.) "Heavy Metal Stress in Plants, From Molecules to Ecosystems".
- Schwab, A.P. 2000. "The Soil Solution". En handbook of Soil Science, Malcolm E. Sumner, Ed., CRC Press. Boca Raton, Florida, EEUUA.
- Sellers, K. 1999. Fundamentals of hazardous waste site remediation. Lewis Publishers, 326 pp.

- Seoanez, 1999. Contaminación del suelo: Estudios, tratamiento y gestión. Mundo-Prensa.Madrid.
- Seoanez, 1999. Ecología industrial: Ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa. 2da edición. Mundi-Prensa. Madrid.
- Shah, K.; Nongkynrh, J.M .2007. Metal hyperaccumulator and bioremediation. *Biologia Plantarum*.
- Shu, WS; Xia, HP; Zhang ZQ; Lan, CY; Wong, MH. 2002. Use of vetiver and three other grasses for revegetation of Pb/Zn mine tailings: field experiment. *Inter. J. Phyto*.
- Silveira, M; Alleoni, L.; Guilherme, L.2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*.
- Soriano, M; Pons, V. 2001. Prácticas de edafología y climatología.Editorial Universidad Politécnica de Valencia (UPV) I.S.B.N. :84-7721-991-5
- Spain, A. 2003. Implications of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews in Undergraduate Research*.
- Sparks, D. 2005. Toxic metals in the environment: The role of surfaces. *J. Elements*.
- Srivastava, J; Kayastha, S; Jamil, S; Srivastava, V. 2008. Environmental perspectives of *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash, *Acta Physiol Plant*.
- Steubing, L; Godoy, R; Alberdi, M. 2002. Métodos de ecología vegetal. Monografías. 1ra edición. Editorial Universitaria S.A. Santiago de Chile.
- Stevenson; Fitch. 1981. In J.F. Loneragan, A.D. Robson, and R.D. Graham, eds. *Copper in Soils and Plants*. Academic Pr, New York.
- Surendra Vikram Ghavri; Rana P. Singh. 2010. Phytotranslocation of Fe by biodiesel plant *Jatropha curcas* L. grown on iron rich wasteland soil. *Brazilian Journal of Plant Physiology* Vol.22 (No.4).
- Thomine, S; Wang, R; Ward, JM; Crawford, NM; Schroeder, JI. 2000. Cadmium and iron transport by members of a plant metal transporter family in *Arabidopsis* with homology to Nramp genes. Vol. 97.
- Torres D; Cumana, A; Torrealba, O; Posada, D. 2010. Uso del vetiver para la fitorremediación de cromo en lodos residuales de una tenería.Universidad Centro Occidental "Lisandro Alvarado".

- Truong, P. 1994. Vetiver grass, its potential in the stabilisation and rehabilitation of degraded and saline lands. Ed.V.R. Squire and A.T.Ayoub: Halophytes a resource for livestock and for rehabilitation of degraded land Kluwer Academics Publisher, Netherlands., 293-296.
- Truong, P; Claridge, J . 1996. Effects of heavy metal toxicities on Vetiver growth. Proc. First Int. Vetiver Conf. Thailand (in press).
- Truong, P; Baker, D. 1998. Vetiver grass system for environmental protection. Pacific Rim Vetiver Network: Technical Bulletin N° 1, 1998/1, Bangkok, Thailand.
- Truong, P. 1999. A tool Against Environmental Degradation and Desertification in Iberia. Vetiver Grass Technologie. Turner, 1969
- Truong, P.N. 2001. Aplicaciones del Vetiver para la fitoremediación de la contaminación con mercurio.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 1999. Understanding variation in partition coefficient. Kd values. Volume II.
- Volke, T; Velásco, J. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto nacional de Ecología.
- Volke, T; Velásco, J.; de la Rosa Pérez, D. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología.
- Wagner, GJ. 1993. Accumulation of heavy metals in crop plants and its consequence to human health. Adv. Agron. 51, 173-177.
- WALCO S.A. Investigación y Desarrollo. Todo sobre los Quelatos, 1997. Colombia.
- White, MC; Decker, AM; Chaney, RF. 1981a. Metal Complexation in Xylem Fluid. I. Chemical Composition of Tomato and Soybean Stem Exudate.Plant Physiol.
- White, MC; Baker, FD; Chaney, RL; Decker AM. 1981b. Metal Complexation in Xylem Fluid. II. Theoretical Equilibrium Model and Computational Computer Program. Plant Physiol.
- Wilcke,W; Dohler, H.. 1995. Schwermetalle in der Lanwirtschaft (Farmins and heavy metals); Kuratorium für Technij und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. Alemania

- World Health Organization. 2009. Inorganic Chromium (III) Compounds. International Programme on Chemical Safety.
- Xian. 1989. Effect of chemical forms of Cadmium, zinc and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. *Plant and Soil* 113: 257-264.
- Yaron, B; Calvet, R; Prost, R. 1996. *Soil Pollution Processes and Dynamics*
- Younger, PL; Banwart, SA; Hedin, RS. 2002. *Mine water, hydrology, pollution, remediation*. Kluwer Academic Publishers .
- Zancani, M; Peresson, C; Patui, S; Tubaro, F; Vianello, A; Macri, F. 2007. Mitochondrial ferritin distribution among plant organs and its involvement in ascorbate-mediated iron uptake and release. *Plant Sci.* 173: 182–189.
- Zapata Hernández, Raúl . 2004. *La química de la acidez del suelo*. Medellín.
- Zindhall, RL; Foster, HM. 1976. The influence of applied phosphorus, manure, or lime on uptake of lead from soil. *J. Environ. Qual.*

VIII. ANEXOS

Anexo 1:

Características de Enmiendas al Inicio de la evaluación

Cuadro 36: Características iniciales de los tratamientos

Parámetro	Tratamiento				
	T1	T2	T3	T4	T5
pH	3.06	5.72	5.72	5.37	5.4
Conductividad Eléctrica (dS/m)	5.74	4.19	4.49	3.52	3.49
Arena (%)	64	60	60	58	54
Limo (%)	30	38	38	40	44
Arcilla (%)	6	2	2	2	2
Textura	Fr A	Fr. A.	Fr. A.	Fr. A.	Fr. A.
CaCO ₃ ⁻ (%)	0	1.1	1.1	0.5	0.5
Materia Orgánica (%)	2.07	3.45	3.38	3.31	3.31
Fósforo (ppm)	12.1	61.7	71	53.6	46.2
Potasio (ppm)	12	416	506	202	206
Cationes Cambiables (meq/100g)					
Capacidad de Intercambio Catiónico	3.52	6.4	6.4	8.32	8.48
Ca ²⁺	1.3	4.12	3.71	6.16	6.53
Mg ²⁺	0.25	1.43	1.52	1.55	1.37
K ⁺	0.09	0.46	0.58	0.24	0.24
Na ⁺	0.1	0.18	0.3	0.17	0.15
Al ⁺³ + H ⁺	6.6	0.2	0.3	0.2	0.2
Cationes Solubles (meq/L)					
Ca ²⁺	-	37.6	38.05	36.8	34.9
Mg ²⁺	-	23.33	20	17.5	15
K ⁺	-	5.38	7.13	2.3	2.25
Na ⁺	-	9	14.39	7.08	7.48

Parámetro	Tratamiento				
	T1	T2	T3	T4	T5
Aniones solubles (meq/L)					
NO ₃ ⁻	-	2.71	2.5	1.56	1.29
CO ₃ ⁻²	-	0	0	0	0
HCO ₃ ⁻	-	11.6	12	5.84	6.16
SO ₄ ²⁻	-	34.58	35.42	33.96	30
Cl ⁻	-	26	29	22	22
SUMA	-	74.89	78.92	63.36	59.45
Metales Totales (ppm)					
B	0.5	1.8	1.9	1.2	1.1
Cu	1.9	7.2	7	6.8	7.3
Fe	2160	337.5	371	433	493
Mn	25.6	49.5	46.4	66	71
Zn	11.7	24.9	22.9	28.1	28.6
Pb	70.37	102.8	111.3	34.38	65.62
Cd	0.29	6.62	8.43	12.86	15.1
Cr	7.14	0.59	0.64	0.39	0.31

Fuente: Laboratorio de Suelos UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

Anexo 2:

Análisis foliar y radicular de la especie vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*).



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : COMPAÑIA MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LA MOLINA
MUESTRA : HOJAS Y RAICES DE VETIVER
REFERENCIA : H.R. 33800
FACTURA : 21024
FECHA : 10/01/2012

Nº LAB	CLAVES	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
4875	F1 Hojas	0.00	0.20	6.28
4876	F2 Hojas	0.10	0.15	7.68
4877	F3 Hojas	4.53	0.29	4.34
4878	F1 Raices	4.80	1.78	9.28
4879	F2 Raices	6.28	0.40	8.04
4880	F3 Raices	8.83	0.88	7.35


Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio





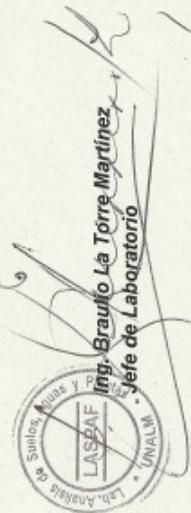
UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA - DEPARTAMENTO DE SUELOS
LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS FOLIAR

SOLICITANTE : COMPAÑIA MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMAY LIMAY LA MOLINA
MUESTRA DE : HOJAS Y RAICES DE VETIVER
REFERENCIA : H.R. 33899
FACTURA : 21024
FECHA : 10/01/2012

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	N	P	K	Ca	Mg	S	Na	Zn	Cu	Mn	Fe	B	M.S.
		%	%	%	%	%	%	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	%
4875	F1 Hojas	1.26	0.18	2.80	0.74	0.19	0.15	0.14	48	11	41	708	69	21.53
4876	F2 Hojas	0.92	0.14	1.17	0.46	0.12	0.13	0.09	55	11	63	1101	65	34.12
4877	F3 Hojas	1.15	0.15	1.17	1.23	0.20	0.15	0.15	59	11	54	1338	71	32.22
4878	F1 Raices	1.26	0.10	0.49	0.44	0.12	0.17	0.17	143	26	29	1240	72	24.54
4879	F2 Raices	1.48	0.14	0.63	0.54	0.16	0.11	0.11	71	21	56	2943	65	41.34
4880	F3 Raices	1.15	0.13	0.34	1.08	0.20	0.11	0.17	81	25	58	3448	68	28.85


Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio



Anexo 3: Caracterización de Relave Minero Artesanal procedente de Ollachea-Puno y Lodo Bentonítico



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



ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION

Solicitante : COMPAÑIA MINERA KURI KULLU S.A.

Departamento : PUNO
 Distrito : OLLACHEA
 Referencia : H.R. 33897-138C-12

Provincia : CARABAYA
 Predio :
 Fecha : 12/01/12

Fact.: 21024

Lab	Número de Muestra Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			CIC	Cationes Cambiables mg/100g				Suma de Cationes Bases	Suma de Sat. De Bases %			
								Arena %	Limo %	Arcilla %		Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺			Al ³⁺ + H ⁺		
18602	L 1	4.65	4.07	0.00	2.21	4.7	290	42	48	10	Fr.	16.00	12.34	2.18	0.15	0.23	0.80	15.70	14.90	93
18603	R 1	3.06	5.74	0.00	2.07	12.1	12	64	30	6	Fr.A.	3.52	1.30	0.25	0.09	0.10	6.60	8.35	1.75	50

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

Lab	Número de Muestra Claves	B ppm	Cu ppm	Fe ppm	Mn ppm	Zn ppm
18603	R 1	0.5	1.9	2160.00	25.6	11.7

Lab	Número de Muestra Claves	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
18603	R 1	70.37	0.29	7.14



Ing. Braulio La Torre Martínez
 Jefe del Laboratorio

INFORME DE ENSAYO
N° NOV115.R11

RESULTADOS

Muestras		Elementos		
N°	Código de Servicio Elemento Unidad Lugar de Detección	MON000 Fecha Monitoreo	MA0387 pH Unidad pH	MA0356 Conductiv µS/cm
1	RE-1	2011-10-15:00:00	Relave	3.42
				4120

Muestras proporcionadas por el cliente.

Anexo 4: Caracterización del Suelo procedente de la UNALM. Lima-Perú



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



ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION

Solicitante : COMPAÑIA MINERA KURI KULLU S.A.

Departamento : LIMA
 Distrito : LA MOLINA
 Referencia : H.R. 33898-139C-12

Provincia : LIMA
 Predio :
 Fecha : 12/01/12

Fact.: 21024

Lab	Número de Muestra Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dSm	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico		CIC	Cationes Cambiables meq/100g				Suma de Bases	% Sat. De Bases				
								Arena %	Limo %		Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺			Al ⁺³ + H ⁺			
18604	S - 1	7.38	6.29	4.30	3.10	58.9	1470	64	25	11	Fr.A.	9.92	6.73	1.83	1.31	0.04	0.00	9.92	9.92	100

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

Lab	Número de Muestra Claves	B ppm	Cu ppm	Fe ppm	Mn ppm	Zn ppm

Lab	Número de Muestra Claves	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm


 BRAULIO LA TORRE MARTÍNEZ
 JEFE DEL LABORATORIO

Anexo 5: Caracterización del compost elaborado en el taller de conservación de suelos y agricultura sostenible (CONSAS) de la facultad de agronomía de la unalm.



INFORME DE ANALISIS DE MATERIA ORGANICA

SOLICITANTE : RUBY VEGA RAVELLO
 PROCEDENCIA : LIMA/LIMA/LA MOLINA
 MUESTRA DE : COMPOST
 REFERENCIA : H.R. 26120
 FECHA : 12-04-10

Nº LAB	CLAVES	pH	C.E. dSm	M.O. %	N %	P ₂ O ₅ %	K ₂ O %
0288	Consas	6.92	8.90	31.55	1.57	1.20	1.10

Nº LAB	CLAVES	CaO %	MgO %	Hd %	Na %
0288	Consas	7.18	1.51	46.76	0.39

Nº LAB	CLAVES	Acidos Húmicos %	Acidos Fúlvicos %	Huminas %
0288	Consas	5.95	2.63	14.58



Ing. Braulio La Torre Martínez
 Jefe de Laboratorio

ndf

**Anexo 6: Caracterización del fertilizante orgánico comercial Alopes Forte ®
producido por NOGA-FER PERU S.A.C.**

Fertilizante - ALOPES-PESCADO		
pH		4.4
M.O	g/L	311.7
N	g/L	22.5
P	g/L	2.1
K	g/L	3.7
Ca	g/L	1.4
Mg	mg/L	384
Fe	mg/L	32.5
Cu	mg/L	0.8
Zn	mg/L	3.1
Mn	mg/L	1.2
B	mg/L	250.8
L-aminoácidos	%	<2

Fuente: Fertilizante orgánico comercial ALOPES FORTE ® producido por NOGA-FER PERU S.A.C.

Anexo 7: Resultados de las características edáficas al finalizar la evaluación

Cuadro 37: Características edáficas de los tratamientos al finalizar la evaluación

Parámetro	Unidad	T1		T2		T3		T4		T5	
		Día 1	Día 2	Día 1	Día 90						
CaCO ₃	%	0	0	1.1	0	1.1	0	0.5	0	0.5	0
M.O.	%	2.07	2.32	3.45	2.51	3.38	2.83	3.31	2.23	3.31	2.48
P	ppm	12.1	27.83	61.7	21.33	71	20.73	53.6	17.13	46.2	22.17
K	ppm	12	15.67	416	34	506	67.33	202	14.33	206	17
N total			0.07	0.17	0.12	0.17	0.13	0.21	0.18	0.23	0.16
Cationes Cambiables											
CIC	meq/100g	3.52	4.21	6.4	9.81	6.4	10.56	8.32	10.18	8.48	10.93
Ca ²⁺	meq/100g	1.3	1.02	4.12	32.42	3.71	7.99	6.16	20.75	6.53	22.76
Mg ²⁺	meq/100g	0.25	0.16	1.43	0.36	1.52	0.49	1.55	0.63	1.37	0.38
K ⁺	meq/100g	0.09	0.02	0.46	0.16	0.58	0.05	0.24	0.06	0.24	0.01
Na ⁺	meq/100g	0.1	0.06	0.18	0.19	0.3	0.17	0.17	0.24	0.15	0.09
Al ³⁺ + H ⁺	meq/100g	6.6	12.77	0.2	5.13	0.3	1.87	0.2	9.1	0.2	11.1
Suma de Cationes		8.35	14.03	6.4	38.25	6.4	10.56	8.32	30.78	8.48	34.34
Suma de Bases		1.75	1.27	6.2	33.12	6.1	8.69	8.12	21.68	8.28	23.24
% Sat de Bases		50	30	97	338	95	82.33	98	210.67	98	212.33
Saturacion	%	-	33	33	30	33	32	33	31	33	33
pH pasta sat		-	2.14	5.61	2.54	5.64	2.89	5.24	2.35	5.28	2.33
CE Ext. St.	dS/m	-	14.13	6.21	11.31	7.03	10.39	5.2	13.77	5.14	18.4
Cationes Solubles											
Ca ²⁺	meq/L	-	37.67	37.6	15.32	38.05	26.4	36.8	30.25	34.9	29.67
Mg ²⁺	meq/L	-	16.66	23.33	90.83	20	70	17.5	84.17	15	90.83
K ⁺	meq/L	-	0.31	5.38	0.1	7.13	0.41	2.3	0.02	2.25	0.02
Na ⁺	meq/L	-	1.14	9	10.35	14.39	46.23	7.08	1.5	7.48	36.37
suma	meq/L	-	55.79	75.31	116.59	79.57	143.03	63.68	115.93	59.63	156.88
NO ₃ ⁻	meq/L	-	6.6	2.71	0.1	2.5	0.06	1.56	0.62	1.29	0.56
CO ₃ ²⁻	meq/L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HCO ₃ ⁻	meq/L	-	0	11.6	0	12	0	5.84	0	6.16	0
SO ₄ ²⁻	meq/L	-	426.39	34.58	79.44	35.42	55.42	33.96	313.19	30	347.22
Cl ⁻	meq/L	-	55.83	26	37	29	87.53	22	148	22	165
SUMA	meq/L	-	488.82	74.89	116.54	78.92	142.91	63.36	461.82	59.45	512.78
Concentraciones totales											
Cu	ppm	1.9	5.47	7.2	2.83	7	2.33	6.8	6.97	7.3	6.57
Fe	ppm	2160	3743.33	337.5	317.5	371	219	433	577.33	493	819.33
Pb	ppm	70.37	87.75	102.8	94.17	111.3	93.68	34.38	73.78	65.62	85.71
Cd	ppm	0.29	5.71	6.62	7.13	8.43	7.71	12.86	12.09	15.1	14.64
Cr	ppm	7.14	0.14	0.59	0.42	0.64	0.43	0.39	0.28	0.31	0.33

Fuente : Laboratorio de Suelos UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina)

Cuadro 38: Concentración Inicial y Final de metales en suelos tratados con enmiendas

Parámetro	T1		T2		T3		T4		T5	
	Día 0	Día 90	Día 0	Día 90	Día 0	Día 90	Día 0	Día 90	Día 0	Día 90
Cu	1,9	5,47 ± 0,97	7,2	2,83 ± 0,120	7	2,33 ± 0,03	6,8	6,97 ± 1,74	7,3	6,57 ± 0,13
Cd	0,29	5,71 ± 0,44	6,62	7,13 ± 0,46	8,43	7,71± 0,63	12,86	12,09 ± 0,50	15,1	14,64± 1,34
Pb	70,37	87,75± 1,88	102,8	94,17 ± 3,66	111,3	93,68 ± 2,30	34,38	73,78 ± 1,68	65,62	85,71 ± 0,66
Fe	2160	3743,33 ± 326,92	337,5	317,5 ± 40,33	371	219 ± 8,96	433	577,33 ± 72,65	493	819,33 ± 38,35
Cr	7,14	0,14 ± 0,018	0,59	0,42 ± 0,03	0,64	0,43 ± 0,05	0,39	0,28 ± 0,08	0,31	0,33± 0,04

Fuente: Elaboración Propia

Cuadro 39: Resultados de cálculo de cantidad de metales en suelo

Parámetro	T1				T2				T3				T4				T5			
	Concentración Inicial (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Final (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Final (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Final (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Final (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Cantidad (mg)	Concentración Final (ppm)	Cantidad (mg)
Cu (ppm)	1.9	6.46	5.47	18.60	7.2	24.48	2.83	9.62	7	23.80	2.33	7.92	6.8	23.12	6.97	23.70	7.3	24.82	6.57	22.34
Cd (ppm)	0.29	0.99	5.71	19.41	6.62	22.51	7.13	24.24	8.43	28.66	7.71	26.21	12.86	43.72	12.09	41.11	15.1	51.34	14.64	49.78
Pb (ppm)	70.37	239.26	87.75	298.35	102.8	349.52	94.17	320.18	111.3	378.42	93.68	318.51	34.38	116.89	73.78	250.85	65.62	223.11	85.71	291.41
Fe (ppm)	2160	7344.00	3743.33	12727.32	337.5	1147.50	317.5	1079.50	371	1261.40	219	744.60	433	1472.20	577.33	1962.92	493	1676.20	819.33	2785.72
Cr (ppm)	7.14	24.28	0.14	0.48	0.59	2.01	0.42	1.43	0.64	2.18	0.43	1.46	0.39	1.33	0.28	0.95	0.31	1.05	0.33	1.12

Fuente: Elaboración Propia

Cuadro 40: Resultados cantidad de metales en suelo

Parámetro	Suelo	T1		T2		T3		T4		T5	
		Cantidad Inicial (mg)	Cantidad Final (mg)								
Cu (ppm)	Suelo	6.46	18.598	24.48	9.622	23.8	7.922	23.12	23.698	24.82	22.338
Cd (ppm)	Suelo	0.986	19.414	22.508	24.242	28.662	26.214	43.724	41.106	51.34	49.776
Pb (ppm)	Suelo	239.258	298.35	349.52	320.178	378.42	318.512	116.892	250.852	223.108	291.414
Fe (ppm)	Suelo	7344	12727.322	1147.5	1079.5	1261.4	744.6	1472.2	1962.92	1676.2	2785.722
Cr (ppm)	Suelo	24.276	0.476	2.006	1.428	2.176	1.462	1.326	0.952	1.054	1.122

Fuente: Elaboración Propia



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



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
REFERENCIA : H.R. 35114
FECHA : 25/04/2012

Número Muestra		B	Cu	Fe	Mn	Zn
Lab	Claves	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
4582	T2-1 (f)	0.1	2.9	389.5	81.5	107.5
4583	T2-2 (f)	0.0	3.0	313.0	64.0	78.0
4584	T2-3 (f)	0.2	2.6	250.0	71.0	81.0
4585	T3-1 (f)	0.4	2.3	218.0	54.0	55.0
4586	T3-2 (f)	0.3	2.4	204.0	58.0	65.0
4587	T3-3 (f)	0.5	2.3	235.0	72.0	69.5

Número Muestra		Pb	Cd	Cr	N
Lab	Claves	ppm	ppm	ppm	Total %
4582	T2-1 (f)	99.13	8.01	0.46	0.11
4583	T2-2 (f)	96.34	6.47	0.42	0.13
4584	T2-3 (f)	87.04	6.90	0.37	0.12
4585	T3-1 (f)	97.27	8.82	0.38	0.14
4586	T3-2 (f)	89.40	6.64	0.39	0.13
4587	T3-3 (f)	94.38	7.66	0.52	0.13



Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe del Laboratorio

Av. La Universidad s/n. La Molina. Campus UNALM
Telfs.: 349 5669 349 5647 Anexo: 222 Telefax: 349 5622
e-mail: labsuelo@lamolina.edu.pe



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



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
REFERENCIA : H.R. 35114
FECHA : 25/04/2012

Número Muestra		B ppm	Cu ppm	Fe ppm	Mn ppm	Zn ppm
Lab	Claves					
4588	T4-1 (f)	0.1	10.1	608.0	106.0	105.0
4589	T4-2 (f)	0.0	4.1	439.0	16.7	19.7
4590	T4-3 (f)	0.1	6.7	685.0	10.3	113.0
4591	T5-1 (f)	0.0	6.7	893.0	84.0	79.0
4592	T5-2 (f)	0.0	6.3	801.0	99.0	97.0
4593	T5-3 (f)	0.0	6.7	764.0	136.0	114.9

Número Muestra		Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm	N Total %
Lab	Claves				
4588	T4-1 (f)	72.46	13.08	0.38	0.18
4589	T4-2 (f)	77.12	11.43	0.13	0.17
4590	T4-3 (f)	71.77	11.76	0.33	0.19
4591	T5-1 (f)	85.91	12.48	0.27	0.16
4592	T5-2 (f)	86.74	14.33	0.33	0.16
4593	T5-3 (f)	84.47	17.10	0.40	0.16



Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe del Laboratorio



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



ANALISIS DE SUELOS : SALINIDAD

Procedencia
Departamento : LIMA
Distrito : LIMA
Referencia : H.R. 35114-026S-12

Solicitante: CIA. MINERA KURI KULLU S.A.

Provincia: LIMA
Predio :

Lab.	Número de Muestra Campo	C.E. dS/m 1:1	Análisis Mecánico				pH 1:1	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Cationes Cambiables						Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
			Arena %	Limo %	Arcilla %	Textura						Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺ + H ⁺				
			meq/100g																	
4588	T4-1 (f)	7.20	65	29	6	Fr.A.	2.42	0.00	1.93	16.3	13	10.40	31.07	1.17	0.05	0.26	13.10	45.65	32.55	313
4589	T4-2 (f)	4.49	71	29	0	A.Fr.	2.48	0.00	2.21	19.6	14	9.92	4.83	0.22	0.10	0.37	4.40	9.92	5.52	56
4590	T4-3 (f)	6.73	71	29	0	A.Fr.	2.36	0.00	2.55	15.5	16	10.24	26.35	0.50	0.03	0.10	9.80	36.78	26.98	263
4591	T5-1 (f)	6.65	67	33	0	Fr.A.	2.30	0.00	2.21	18.5	17	10.72	19.61	0.30	0.01	0.05	10.40	30.37	19.97	186
4592	T5-2 (f)	7.41	67	33	0	Fr.A.	2.40	0.00	2.62	22.6	13	10.88	24.32	0.45	0.01	0.04	12.40	37.22	24.82	228
4593	T5-3 (f)	7.66	73	21	6	Fr.A.	2.42	0.00	2.62	25.4	21	11.20	24.35	0.40	0.01	0.17	10.50	35.43	24.93	223

No Mues Lab	Saturación %	pH Pasta Sat.	C.E. Ext.St. dS/m	Cationes Solubles (meq/L)					Aniones Solubles (meq/L)					Boro Soluble ppm	Yeso Soluble %	PSI	
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	SUMA	NO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻				SUMA
4588	33	2.34	17.10	38.50	117.50	0.01	1.82	157.83	0.64	0.00	0.00	306.25	200.00	506.89	2.85	0.86	2.51
4589	30	2.40	7.40	23.75	30.00	0.02	1.25	55.02	0.32	0.00	0.00	312.50	44.00	356.82	0.83	0.73	3.77
4590	30	2.30	16.80	28.50	105.00	0.02	1.43	134.95	0.91	0.00	0.00	320.83	200.00	521.74	2.88	0.75	1.02
4591	33	2.29	16.40	31.50	78.33	0.01	35.21	145.05	0.57	0.00	0.00	306.25	150.00	456.82	2.97	0.79	0.49
4592	33	2.33	18.00	28.00	100.00	0.02	35.21	163.23	0.56	0.00	0.00	310.42	165.00	475.98	2.85	0.81	0.40
4593	33	2.37	20.80	29.50	94.16	0.02	38.69	162.37	0.55	0.00	0.00	425.00	180.00	605.55	3.35	0.84	1.48

La Molina, 25 de Abril del 2012

Nota: Suelos alterados o contaminados.



Ing. Braulio La Torre Martínez
 Jefe de Laboratorio



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



ANALISIS DE SUELOS : SALINIDAD

Procedencia
 Departamento : LIMA
 Distrito : LIMA
 Referencia : H.R. 35114-026S-12

Solicitante: CIA. MINERA KURI KULLU S.A.

Provincia: LIMA
 Predio :

Lab.	Número de Muestra Campo	C.E. dS/m	Análisis Mecánico				pH 1:1	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% de Sat. De Bases	
			Arena %	Limo %	Arcilla %	Textura						Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺ + H ⁺				
			meq/100g																	
4582	T2-1 (f)	6.00	71	29	0	A.Fr.	2.53	0.00	2.28	20.3	37	9.60	30.77	0.40	0.20	0.18	5.10	36.65	31.55	329
4583	T2-2 (f)	4.94	71	29	0	A.Fr.	2.63	0.00	2.76	18.3	31	10.24	31.80	0.32	0.25	0.26	5.50	38.13	32.63	319
4584	T2-3 (f)	5.36	71	29	0	A.Fr.	2.64	0.00	2.48	25.4	34	9.60	34.68	0.35	0.03	0.12	4.80	39.98	35.18	366
4585	T3-1 (f)	5.02	75	25	0	A.Fr.	2.94	0.00	2.97	20.2	73	10.24	8.49	0.55	0.03	0.07	1.10	10.24	9.14	89
4586	T3-2 (f)	5.05	69	31	0	Fr.A.	2.82	0.00	2.48	19.8	54	10.72	7.93	0.37	0.03	0.10	2.30	10.72	8.42	79
4587	T3-3 (f)	5.53	67	33	0	Fr.A.	3.00	0.00	3.03	22.2	75	10.72	7.55	0.55	0.09	0.33	2.20	10.72	8.52	79

No Mues Lab	Saturación %	pH Pasta Sat.	C.E. Ext. St. dS/m	Cationes Solubles (meq/L)					Aniones Solubles (meq/L)					Boro Soluble ppm	Yeso Soluble %	PSI	
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	SUMA	NO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻				SUMA
4582	30	2.44	13.10	30.00	95.00	0.03	13.04	138.07	0.09	0.00	0.00	91.04	46.90	138.03	2.75	0.76	1.90
4583	30	2.59	9.33	7.98	79.16	0.16	6.13	93.43	0.06	0.00	0.00	73.54	19.80	93.40	1.50	0.75	2.55
4584	30	2.60	11.50	7.97	98.33	0.10	11.87	118.27	0.15	0.00	0.00	73.75	44.30	118.20	1.98	0.65	1.27
4585	30	2.89	9.46	28.55	60.83	0.51	46.08	135.97	0.04	0.00	0.00	49.58	86.30	135.92	2.08	0.71	0.68
4586	33	2.79	9.80	25.95	64.16	0.25	37.82	128.18	0.09	0.00	0.00	55.00	73.00	128.09	1.90	0.70	0.89
4587	33	3.00	11.90	24.70	85.00	0.46	54.78	164.94	0.05	0.00	0.00	61.67	103.00	164.72	2.70	0.69	3.08

La Molina, 25 de Abril del 2012

Nota: Suelos alterados o contaminados.



Ing. Braulio La Torre Martínez
 Jefe de Laboratorio

Anexo 8: Resultados de concentración de metales en hojas y raíces de vetiver grass

Cuadro 41: Resultados de concentración de metales en hojas y raíces de vetiver grass

Parámetro	Material vegetal	T1		T2		T3		T4		T5	
		Día 0	Día 90	Día 0	Día 90	Día 0	Día 90	Día 0	Día 90	Día 0	Día 90
Cu (ppm)	Raíz	21,00	33,33 ± 2,6	21,00	43,33 ± 5,36	21,00	20 ± 1,53	21,00	54 ± 9,02	21,00	53,33 ± 10,34
	Hoja	11,00	12,67 ± 1,86	11,00	15,67 ± 3,18	11,00	11,33 ± 1,76	11,00	33 ± 3,79	11,00	32 ± 4,04
Cd (ppm)	Raíz	0,40	1,07 ± 0,07	0,40	4,17 ± 1,75	0,40	1,2767 ± 0,21	0,40	1,4533 ± 0,41	0,40	1,6933 ± 0,47
	Hoja	0,15	1,38 ± 0,48	0,15	1,33 ± 0,09	0,15	1,043 ± 0,19	0,15	1,1833 ± 0,19	0,15	1,297 ± 0,21
Pb (ppm)	Raíz	6,28	75,03 ± 31,52	6,28	6,37 ± 1,08	6,28	5,037 ± 0,54	6,28	2,14 ± 0,62	6,28	2,67 ± 2,23
	Hoja	0,10	10,74 ± 0,96	0,10	2,53 ± 0,68	0,10	1,217 ± 0,24	0,10	0,59 ± 0,13	0,10	2,63 ± 1,13
Fe (ppm)	Raíz	2943,00	27900 ± 9474,22	2943,00	4804,33 ± 1437,39	2943,00	1845,33 ± 155,31	2943,00	8384,33 ± 2069,58	2943,00	6352 ± 1769,77
	Hoja	1101,00	5067,67 ± 1776,82	1101,00	1107,67 ± 496,91	1101,00	725,33 ± 262,26	1101,00	4135,67 ± 1011,20	1101,00	4014,33 ± 1154,97
Cr (ppm)	Raíz	8,04	2,2633 ± 0,44	8,04	10,33 ± 3,05	8,04	3,9733 ± 0,27	8,04	18,707 ± 3,53	8,04	22,073 ± 6,54
	Hoja	7,68	2,056 ± 0,47	7,68	5,27 ± 0,42	7,68	6,6 ± 0,29	7,68	18,134 ± 2,37	7,68	17,33 ± 1,68

Fuente: Elaboración Propia

Cuadro 42: Resultados de cálculo de extracción de metales en hojas y raíces de vetiver grass

Parámetro	Material vegetal	T1						T2						T3						T4						T5					
		Concentración Inicial (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Final (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Final (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Final (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Final (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Inicial (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)	Concentración Final (ppm)	Materia seca (g)	Extracción (mg)
Cu (ppm)	Raíz	21.000	1.598	0.034	33.33	1.199	0.040	21.000	0.992	0.021	43.330	1.773	0.077	21.000	1.598	0.034	20.000	4.005	0.080	21.000	1.406	0.030	54.000	2.687	0.145	21.000	1.378	0.029	53.330	2.046	0.109
	Hoja	11.000	5.277	0.058	12.67	4.640	0.059	11.000	3.276	0.036	15.670	5.032	0.079	11.000	5.277	0.058	11.330	15.623	0.177	11.000	4.640	0.051	33.000	5.362	0.177	11.000	4.549	0.050	32.000	6.895	0.221
Cd (ppm)	Raíz	0.400	1.598	0.001	1.07	1.199	0.001	0.400	0.992	0.000	4.170	1.773	0.007	0.400	1.598	0.001	1.277	4.005	0.005	0.400	1.406	0.001	1.453	2.687	0.004	0.400	1.378	0.001	1.693	2.046	0.003
	Hoja	0.150	5.277	0.001	1.38	4.640	0.006	0.150	3.276	0.000	1.330	5.032	0.007	0.150	5.277	0.001	1.043	15.623	0.016	0.150	4.640	0.001	1.183	5.362	0.006	0.150	4.549	0.001	1.297	6.895	0.009
Pb (ppm)	Raíz	6.280	1.598	0.010	75.03	1.199	0.090	6.280	0.992	0.006	6.370	1.773	0.011	6.280	1.598	0.010	5.037	4.005	0.020	6.280	1.406	0.009	2.140	2.687	0.006	6.280	1.378	0.009	2.670	2.046	0.005
	Hoja	0.100	5.277	0.001	10.74	4.640	0.050	0.100	3.276	0.000	2.530	5.032	0.013	0.100	5.277	0.001	1.217	15.623	0.019	0.100	4.640	0.000	0.590	5.362	0.003	0.100	4.549	0.000	2.630	6.895	0.008
Fe (ppm)	Raíz	2943.000	1.598	4.704	27900	1.199	33.443	2943.000	0.992	2.920	4804.330	1.773	8.519	2943.000	1.598	4.704	1845.330	4.005	7.391	2943.000	1.406	4.137	8384.330	2.687	22.533	2943.000	1.378	4.055	6352.000	2.046	12.999
	Hoja	1101.000	5.277	5.810	5067.67	4.640	23.514	1101.000	3.276	3.606	1107.670	5.032	5.574	1101.000	5.277	5.810	725.330	15.623	11.332	1101.000	4.640	5.109	4135.670	5.362	22.174	1101.000	4.549	5.009	4014.330	6.895	27.680
Cr (ppm)	Raíz	8.040	1.598	0.013	2.2633	1.199	0.003	8.040	0.992	0.008	10.330	1.773	0.018	8.040	1.598	0.013	3.973	4.005	0.016	8.040	1.406	0.010	18.707	2.687	0.050	8.040	1.378	0.011	22.073	2.046	0.045
	Hoja	7.680	5.277	0.041	2.056	4.640	0.010	7.680	3.276	0.025	5.270	5.032	0.027	7.680	5.277	0.041	6.600	15.623	0.103	7.680	4.640	0.036	18.134	5.362	0.097	7.680	4.549	0.035	17.330	6.895	0.119

Fuente: Elaboración Propia

Cuadro 43: Resultados de extracción en hojas y raíces de vetiver grass

Parámetro	Material vegetal	T1		T2		T3		T4		T5	
		Inicial	Final								
		Extracción (mg)									
Cu (ppm)	Raíz	0.034	0.040	0.021	0.077	0.034	0.080	0.030	0.145	0.029	0.109
	Hoja	0.058	0.059	0.036	0.079	0.058	0.177	0.051	0.177	0.050	0.221
Cd (ppm)	Raíz	0.001	0.001	0.000	0.007	0.001	0.005	0.001	0.004	0.001	0.003
	Hoja	0.001	0.006	0.000	0.007	0.001	0.016	0.001	0.006	0.001	0.009
Pb (ppm)	Raíz	0.010	0.090	0.006	0.011	0.010	0.020	0.009	0.006	0.009	0.005
	Hoja	0.001	0.050	0.000	0.013	0.001	0.019	0.000	0.003	0.000	0.018
Fe (ppm)	Raíz	4.704	33.443	2.920	8.519	4.704	7.391	4.137	22.533	4.055	12.999
	Hoja	5.810	23.514	3.606	5.574	5.810	11.332	5.109	22.174	5.009	27.680
Cr (ppm)	Raíz	0.013	0.003	0.008	0.018	0.013	0.016	0.011	0.050	0.011	0.045
	Hoja	0.041	0.010	0.025	0.027	0.041	0.103	0.036	0.097	0.035	0.119

Fuente: Elaboración Propia



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



INFORME DE ANALISIS FOLIAR

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
MUESTRA DE : VETIVER GRASS
REFERENCIA : H.R. 35115
FECHA : 25/04/2012

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %	Na %	Zn ppm	Cu ppm	Mn ppm	Fe ppm	B ppm
1603	T2.1 Raiz	0.78	0.06	0.09	0.38	0.21	0.55	0.12	313	51	233	7638	73
1604	T2.2 Raiz	1.06	0.10	0.35	0.18	0.84	1.67	0.43	1368	33	1108	2968	56
1605	T2.3 Raiz	0.81	0.08	0.14	0.43	0.82	2.11	0.37	914	46	1000	3807	62
1606	T3.1 Raiz	0.56	0.06	0.38	0.18	0.22	0.85	0.61	252	22	213	1600	27

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
1603	T2.1 Raiz	4.50	0.75	16.25
1604	T2.2 Raiz	8.24	6.55	6.11
1605	T2.3 Raiz	6.36	5.21	8.64
1606	T3.1 Raiz	4.90	1.05	3.43



Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio



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



INFORME DE ANALISIS FOLIAR

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
MUESTRA DE : VETIVER GRASS
REFERENCIA : H.R. 35115
FECHA : 25/04/2012

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %	Na %	Zn ppm	Cu ppm	Mn ppm	Fe ppm	B ppm
1607	T3.2 Raíz	0.67	0.07	0.48	0.19	0.36	0.86	0.83	360	21	328	1803	23
1608	T3.3 Raíz	1.18	0.06	0.28	0.16	0.22	0.89	0.58	290	17	178	2133	16
1609	T4.1 Raíz	0.78	0.10	0.06	0.17	0.24	1.68	0.06	386	64	289	9743	48
1610	T4.2 Raíz	0.81	0.09	0.03	0.16	0.10	0.72	0.06	178	36	84	4319	18

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
1607	T3.2 Raíz	6.03	1.70	4.21
1608	T3.3 Raíz	4.18	1.08	4.28
1609	T4.1 Raíz	3.14	1.64	20.43
1610	T4.2 Raíz	2.28	0.67	11.92



Ing. Bráulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio



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



INFORME DE ANALISIS FOLIAR

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
MUESTRA DE : VETIVER GRASS
REFERENCIA : H.R. 35115
FECHA : 25/04/2012

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %	Na %	Zn ppm	Cu ppm	Mn ppm	Fe ppm	B ppm
1611	T4.3 Raiz	0.87	0.11	0.04	0.16	0.29	1.73	0.04	418	62	373	11091	23
1612	T5.1 Raiz	0.67	0.08	0.05	0.18	0.23	0.32	0.21	388	45	258	4985	25
1613	T5.2 Raiz	0.78	0.07	0.03	0.24	0.26	0.56	0.26	413	74	356	9863	91
1614	T5.3 Raiz	0.73	0.09	0.37	0.17	0.21	0.93	0.30	283	41	153	4208	29

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
1611	T4.3 Raiz	1.00	2.05	23.77
1612	T5.1 Raiz	0.19	1.35	16.31
1613	T5.2 Raiz	7.13	2.63	35.13
1614	T5.3 Raiz	0.70	1.10	14.78



Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio



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



INFORME DE ANALISIS FOLIAR

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
MUESTRA DE : VETIVER GRASS
REFERENCIA : H.R. 35115
FECHA : 25/04/2012

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %	Na %	Zn ppm	Cu ppm	Mn ppm	Fe ppm	B ppm
1591	T2.1 Hoja	0.76	0.11	0.62	0.56	0.31	0.67	0.11	355	21	430	2030	40
1592	T2.2 Hoja	0.98	0.14	1.40	0.33	0.30	0.40	0.22	138	10	278	326	53
1593	T2.3 Hoja	0.73	0.11	0.85	0.54	0.29	0.61	0.21	253	16	347	967	35
1594	T3.1 Hoja	0.98	0.15	1.55	0.23	0.26	0.51	0.27	128	8	358	280	42

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
1591	T2.1 Hoja	3.75	1.50	5.20
1592	T2.2 Hoja	1.40	1.20	4.58
1593	T2.3 Hoja	2.43	1.30	6.03
1594	T3.1 Hoja	1.08	0.70	6.15



Braulio La Torre Martínez
Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio



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



INFORME DE ANALISIS FOLIAR

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
MUESTRA DE : VETIVER GRASS
REFERENCIA : H.R. 35115
FECHA : 25/04/2012

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %	Na %	Zn ppm	Cu ppm	Mn ppm	Fe ppm	B ppm
1595	T3.2 Hoja	0.95	0.14	1.55	0.38	0.33	0.63	0.58	104	12	377	708	75
1596	T3.3 Hoja	0.78	0.13	1.18	0.33	0.31	0.65	0.29	198	14	385	1188	47
1597	T4.1 Hoja	0.50	0.10	0.67	0.31	0.18	0.65	0.06	213	26	260	3068	21
1598	T4.2 Hoja	0.50	0.13	0.44	0.39	0.15	0.82	0.05	186	34	200	3182	22

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
1595	T3.2 Hoja	1.69	1.08	7.15
1596	T3.3 Hoja	0.88	1.35	6.50
1597	T4.1 Hoja	0.38	0.98	14.60
1598	T4.2 Hoja	0.82	1.00	17.18


Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio





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

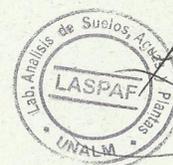


INFORME DE ANALISIS FOLIAR

SOLICITANTE : CIA. MINERA KURI KULLU S.A.
PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LIMA
MUESTRA DE : VETIVER GRASS
REFERENCIA : H.R. 35115
FECHA : 25/04/2012

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %	Na %	Zn ppm	Cu ppm	Mn ppm	Fe ppm	B ppm
1599	T4.3 Hoja	0.70	0.15	0.53	0.28	0.27	1.02	0.06	410	39	343	6157	24
1600	T5.1 Hoja	0.70	0.12	0.73	0.29	0.27	0.81	0.23	303	27	315	2685	24
1601	T5.2 Hoja	0.81	0.14	0.34	0.43	0.21	1.18	0.20	350	40	277	6315	19
1602	T5.3 Hoja	1.04	0.15	0.84	0.41	0.19	0.87	0.21	182	29	243	3043	28

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm	Cd ppm	Cr ppm
1599	T4.3 Hoja	0.57	1.57	22.63
1600	T5.1 Hoja	2.45	1.45	15.73
1601	T5.2 Hoja	2.55	1.55	20.70
1602	T5.3 Hoja	2.89	0.89	15.57



Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio

Anexo 9: Datos de crecimiento de vetiver grass

Cuadro 44: Resultados de medición del DAC

Fecha	T1			T2			T3			T4			T5		
	1			1			1			1			1		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
04/01/2012 DIA INICIAL	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.5	1	1	1	1
1ra SEM - 11 ENE	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.5	1	1	1	1
2da SEM - 16 ENE	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.5	1	1	1	1
2da SEM - 21 ENE	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.5	1	1	1	1
3ra SEM - 28 ENE	1	1	1	1	1.8	1	1	1.8	1	1	2.5	2.5	1	1	1
4ta SEM - 4 FEB	1	1	1	1	1.8	1	1	1.8	1	1	2.5	2.5	1	1	1
5ta SEM -7 FEB	1	1	1	1	1.8	1	1	1.8	1	1	2.5	2.5	1	1	1
5ta SEM -13 FEB	1	1	1	1	1.8	1	1	1.8	1	1	2.5	2.5	1	1	1
6ta SEM - 18 FEB	1	1	1	1	2	1	1	2,4	1,2	1	2.5	2.5	1	1,8	1
6ta SEM - 27 FEB	1	1	1	1.8	2.9	1	1	4	2	1	3	2.5	3	3	1
7ma SEM-10 MAR	1	1	1	1,8	3	1	1	5	2	1	3	3	3	3	2
7ma SEM-31 MAR	1	1	1	1,9	4	1	1	7	3	1	3	3	3	3	2

Fuente : Elaboración Propia

continuación...

Fecha	T1			T2			T3			T4			T5		
	2			2			2			2			2		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
04/01/2012 DIA INICIAL	1.5	2	1.5	1	1.5	1	1	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1
1ra SEM - 11 ENE	1.5	2	1.5	1	1.5	1	1	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1
2da SEM - 16 ENE	1.5	2	1.5	1	1.5	1	1	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1
2da SEM - 21 ENE	1.5	2	1.5	1	1.5	1	1	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1
3ra SEM - 28 ENE	1.5	2	1.5	1.8	1.8	1	1.5	2.5	1.5	1.5	1.5	2.5	1	2	1
4ta SEM - 4 FEB	1.5	2	1.5	1.8	1.8	1	1.5	2.5	1.5	1.5	1.5	2.5	1	2	1
5ta SEM -7 FEB	1.5	2	1.5	1.8	1.8	1	1.5	2.5	1.5	1.5	1.5	2.5	1	2	1
5ta SEM -13 FEB	1.5	2	1.5	1.8	1.8	1	1.5	2.5	1.5	1.5	1.5	2.5	1	2	1
6ta SEM - 18 FEB	1.5	2	1.5	2.8	1.9	1	1.5	3,5	1.5	1.5	1,5	2,5	1	2,2	1
6ta SEM - 27 FEB	1.5	2	1.5	4	3,5	1	1,5	5,5	1,5	1.5	2	2.5	1,5	3	1
7ma SEM-10 MAR	1.5	2	1.5	4	4	1	1,5	6	3	1.5	2	2.5	1,5	3	1
7ma SEM-31 MAR	1.5	2	1.5	4	4	1	2	2,5	4	1.5	2	2.5	1,5	3	1

Fuente : Elaboración Propia

continuación...

Fecha	T1			T2			T3			T4			T5		
	3			3			3			3			3		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
04/01/2012 DIA INICIAL	1	1.5	1.4	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1.5	1	1	1	1
1ra SEM - 11 ENE	1	1.5	1.4	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1.5	1	1	1	1
2da SEM - 16 ENE	1	1.5	1.4	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1.5	1	1	1	1
2da SEM - 21 ENE	1	1.5	1.4	1	1	1	1.5	1.5	1	1	1.5	1	1	1	1
3ra SEM - 28 ENE	1	1.5	1.4	1	1.8	1.8	1.8	2.5	1.5	1.2	2.2	1.8	1	1.3	1
4ta SEM - 4 FEB	1	1.5	1.4	1	1.8	1.8	1.8	2.5	1.5	1.2	2.2	1.8	1	1.3	1
5ta SEM -7 FEB	1	1.5	1.4	1	1.8	1.8	1.8	2.5	1.5	1.2	2.2	1.8	1	1.3	1
5ta SEM -13 FEB	1	1.5	1.4	1	1.8	1.8	1.8	2.5	1.5	1.2	2.2	1.8	1	1.3	1
6ta SEM - 18 FEB	1	1.5	1.4	1	2,4	2,5	1.8	2	1,7	1.2	2.2	2,3	1	1,5	1
6ta SEM - 27 FEB	1	1.5	1.4	1	4	2.5	1.8	3,5	3	1.2	2.2	3	1	2,5	1
7ma SEM-10 MAR	1	1.5	1.4	1	4	2.5	1.8	3,5	3,5	1.2	2.2	3	1	2,5	1
7ma SEM-31 MAR	1	1.5	1.4	1	4,5	2.5	1.8	3,5	3,5	1.2	2.2	3	1	2,6	1

Fuente : Elaboración Propia

Cuadro 45: Resultados de mediciones de longitud de hojas de vetiver grass

Fecha	Longitud de hoja														
	T1			T2			T3			T4			T5		
	1			1			1			1			1		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
04/01/2012 DIA INICIAL	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
1ra SEM - 11 ENE	20	20	20	20	20	20	20	23,5	20	20	27,5	20	22	12,5	20
2da SEM - 16 ENE	20	20	20	20	20	20	20	30	20	20	42	20	36	20	20
2da SEM - 21 ENE	20	20	20	20	20	20	20	38	20	20	53,5	20	45,5	29,5	20
3ra SEM - 28 ENE	20	20	20	20	20	20	20	26,5	26,7	20	35	20	52,3	40,5	20
4ta SEM - 4 FEB	20	20	20	20	20	20	20	50,4	34,7	20	55,6	20	59,2	52	20
5ta SEM - 7 FEB	20	20	20	20	20	20	20	53	47	20	55,6	20	59,2	54,5	20
5ta SEM -11 FEB	20	20	20	20	20	20	20	66	54,5	20	55,6	20	63,5	54,5	20
6ta SEM - 18 FEB	20	20	20	20	20	20	20	0	0	20	55,6	20	63,5	54,5	20
7ta SEM - 25 FEB	20	20	20	20	29,5	20	20	84	55	20	55,6	20	63,5	54,5	20
8va SEM - 3 MAR	20	20	20	20	29,5	20	20	0	0	20	55,6	20	63,5	54,5	20
9na SEM - 10 MAR	20	20	20	20	29,5	20	20	0	0	20	55,6	20	63,5	54,5	20
10ma SEM - 17 MAR	20	20	20	20	29,5	20	20	87	87	20	55,6	20	63,5	54,5	20
11ma SEM - 24 MAR	20	20	20	20	29,5	20	20	0	87	20	55,6	20	63,5	54,5	20
12ma SEM - 31 MAR	20	20	20	20	29,5	20	20	88,5	87	20	55,6	20	63,5	54,5	20
13ma SEM - 10 ABRIL	20	20	20	20	29,5	20	20	88,5	87	20	55,6	20	63,5	54,5	20

continuación...

Fecha	Longitud de hoja														
	T1-2			T2-2			T3-2			T4-2			T5-2		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
04/01/2012 DIA INICIAL	20	20	20	20,5	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
1ra SEM - 11 ENE	7,5	20	20	20,5	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
2da SEM - 16 ENE	0	20	20	27	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
2da SEM - 21 ENE	0	20	20	48,5	20	20	22	28	31	20	20	20	20	20	20
3ra SEM - 28 ENE	0	20	20	63,2	20	20	29	43,8	39	20	20	20	20	20	20
4ta SEM - 4 FEB	0	20	20	75,5	20	20	37,1	52,2	44,1	20	20	20	20	20	20
5ta SEM - 7 FEB	0	20	20	79,5	20	20	46	61	50,5	20	20	20	20	20	20
5ta SEM -11 FEB	*	20	20	87,4	20	20	50	67	55,5	20	20	20	20	20	20
6ta SEM - 18 FEB	0	20	20	0	20	20	50	67	55,5	20	20	20	20	20	20
7ta SEM - 25 FEB	0	20	20	111	20	20	50	67	55,5	20	20	20	20	20	20
8va SEM - 3 MAR	0	20	20	111	20	20	50	67	55,5	20	20	20	20	20	20
9na SEM - 10 MAR	0	20	20	111	20	20	50	67	55,5	20	20	20	20	20	20
10ma SEM - 17 MAR	0	20	20	111	20	20	64	67	63	20	20	20	20	20	20
11ma SEM - 24 MAR	0	20	20	111	20	20	64	67	63	20	20	20	20	20	20
12ma SEM - 31 MAR	0	20	20	111	20	20	64	67	63	20	20	20	20	20	20
13ma SEM - 7 ABRIL	0	20	20	111	20	20	64	67	63	20	20	20	20	20	20

Fuente : Elaboración Propia

continuación...

Fecha	Longitud de hoja														
	T1-3			T2-3			T3-3			T4-3			T5-3		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
04/01/2012 DIA INICIAL	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
1ra SEM - 11 ENE	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20,4	20
2da SEM - 16 ENE	20	20	20	20	20	20	20	24	20	20	20	20	20	27	20
2da SEM - 21 ENE	20	20	20	20	20	20	20	36,2	20	20	20	20	20	36	20
3ra SEM - 28 ENE	20	20	20	20	20	20	20	52,7	24,3	20	20	20	20	46	20
4ta SEM - 4 FEB	20	20	20	20	21,2	20	20	74,1	35,2	20	20	20	20	48,6	20
5ta SEM - 7 FEB	20	20	20	20	29	20	20	82,5	36	20	20	20	20	54,2	20
5ta SEM -11 FEB	20	20	20	20	32	20	20	87,2	36	20	20	20	20	55,2	26,5
6ta SEM - 18 FEB	20	20	20	20	32	20	20	87,2	36	20	20	20	20	55,2	26,5
7ta SEM - 25 FEB	20	20	20	20	32	20	20	87,2	36	20	20	20	20	55,2	26,5
8va SEM - 3 MAR	20	20	20	20	32	20	20	87,2	36	20	20	20	20	55,2	26,5
9na SEM - 10 MAR	20	20	20	20	32	20	20	87,2	36	20	20	20	20	55,2	26,5
10ma SEM - 17 MAR	20	20	20	20	39,5	20	20	87,2	41	20	20	20	20	55,2	26,5
11ma SEM - 24 MAR	20	20	20	20	39,5	20	20	87,2	41	20	20	20	20	55,2	26,5
12ma SEM - 31 MAR	20	20	20	20	39,5	20	20	87,2	41	20	20	20	20	55,2	26,5
13ma SEM - 7 ABRIL	20	20	20	20	39,5	20	20	87,2	41	20	20	20	20	55,2	26,5

Fuente : Elaboración Propia

Cuadro 46: Resultados de cantidad de esquejes vivos y muertos de vetiver grass

Tiempo (semanas)	T1		T2		T3		T4		T5	
	Vivos	Muertos								
1	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0
2	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0
3	0	9	9	0	8	1	8	1	8	1
4	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
5	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
6	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
7	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
8	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
9	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
10	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
11	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
12	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1
13	0	9	5	4	7	2	8	1	8	1

Fuente : Elaboración Propia

Anexo 10: Lixiviados

Cuadro 47: Resultados de cálculo de cantidad de metales (mg) en el lixiviado generado

	Cu (mg/L)	mL de muestra	Cantidad (mg)	Fe (mg/L)	mL de muestra	Cantidad (mg)	Pb (mg/L)	mL de muestra	Cantidad (mg)	Cd (mg/L)	mL de muestra	Cantidad (mg)	Cr (mg/L)	mL de muestra	Cantidad (mg)
T 1	20.009	100	2.0009	15694	100	1569.4	1.5767	100	0.15767	1.7813	100	0.17813	0.564	100	0.0564
T 2	3.91	50	0.1955	1074	50	53.7	0.3333	50	0.016665	0.4963	50	0.024815	0.3873	50	0.019365
T 3	1.439	50	0.07195	166.91	50	8.3455	0.2333	50	0.011665	0.3187	50	0.015935	0.0893	50	0.004465
T 4	12.941	30	0.38823	1701.3	30	51.039	0.0633	30	0.001899	0.3703	30	0.011109	1.6517	30	0.049551
T 5	7.4613	30	0.223839	1699	30	50.97	0.1033	30	0.003099	0.4747	30	0.014241	2.0477	30	0.061431

Fuente: Elaboración Propia



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
PERUANO DE ACREDITACIÓN INDECOPI-SNA CON REGISTRO N° LE 022

INFORME DE ENSAYO
N° FEB1113.R12



Muestras		Elementos																				
N°	Codigo de Servicio	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113
	Elemento	Ca (d)	Cd (t)	Cd (d)	Ce (t)	Ce (d)	Co (t)	Co (d)	Cr (t)	Cr (d)	Cu (t)	Cu (d)	Fe (t)	Fe (d)	K (t)	K (d)	Li (t)	Li (d)	Mg (t)	Mg (d)	Mn (t)	Mn (d)
	Unidad	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	Limite de Detección	0.05	0.001	0.001	0.02	0.02	0.002	0.002	0.004	0.004	0.003	0.003	0.01	0.01	0.01	0.01	0.004	0.004	0.02	0.02	0.001	0.001
1	T0.1	354	1.419	1.333	0.56	0.50	14.804	14.804	2.221	2.166	12.856	12.843	15806	15092	11.33	2.13	2.547	2.323	223	202	65.795	63.978
2	T0.2	624	3.068	3.035	1.62	1.56	33.359	33.359	3.897	3.837	28.441	28.441	33192	33192	3.17	1.78	4.123	4.123	337	337	127	127
3	T0.3	482	1.890	1.887	1.17	1.11	30.482	30.452	2.415	2.370	19.680	19.676	19185	18288	7.53	2.07	3.374	3.357	303	299	124	124

Muestras		Elementos																				
N°	Codigo de Servicio	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121	MA0113	MA0121
	Elemento	Mo (t)	Mo (d)	Na (t)	Na (d)	Ni (t)	Ni (d)	P (t)	P (d)	Pb (t)	Pb (d)	Sb (t)	Sb (d)	Se (t)	Se (d)	Sn (t)	Sn (d)	Sr (t)	Sr (d)	Ti (t)	Ti (d)	Tl (t)
	Unidad	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	Limite de Detección	0.004	0.004	0.01	0.01	0.002	0.002	0.06	0.06	0.01	0.01	0.008	0.008	0.02	0.02	0.007	0.007	0.0007	0.0007	0.01	0.01	0.05
1	T0.1	<0.004	<0.004	19.07	17.25	23.332	23.081	33.41	29.20	1.30	0.27	0.364	0.364	<0.02	<0.02	0.545	0.499	1.4700	1.3403	0.29	0.10	<0.05
2	T0.2	0.182	<0.004	14.19	10.78	50.795	50.795	51.96	51.21	1.08	1.01	1.391	1.337	<0.02	<0.02	<0.007	<0.007	1.0511	1.0497	0.23	0.20	<0.05
3	T0.3	<0.004	<0.004	62.84	62.00	51.491	51.397	30.66	29.66	0.69	<0.01	0.539	0.263	<0.02	<0.02	<0.007	<0.007	1.1686	1.1275	0.21	0.12	<0.05

Anexo 11: Análisis estadísticos

Concentración de metales en suelo

Análisis de la homogeneidad de las varianzas :

	Sadistic de Levene	gl1	gl2	Sig.
CuSUELO	4,302	4	10	,028
FeSUELO	3,745	4	10	,041
PbSUELO	2,127	4	10	,152
CdSUELO	1,516	4	10	,270
CrSUELO	2,679	4	10	,094

Cu en Suelo

HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1 2	1
3,00	3	2,3333	
2,00	3	2,8333	2,8333
1,00	3	5,4667	5,4667
5,00	3		6,5667
4,00	3		6,9667
Sig.		,171	,051

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Fe en Suelo

HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1 2	1
3,00	3	219,0000	
2,00	3	317,5000	
4,00	3	577,3333	
5,00	3	819,3333	
1,00	3		3743,3333
Sig.		,107	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Pb en Suelo

HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
4,00	3	73,7833	
5,00	3		85,7067
1,00	3		87,7467
3,00	3		93,6833
2,00	3		94,1700
Sig.		1,000	,133

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Cd en Suelo

HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
1,00	3	5,7133	
2,00	3	7,1267	
3,00	3	7,7067	
4,00	3		12,0900
5,00	3		14,6367
Sig.		,392	,197

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Cr en Suelo

HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
1,00	3	,1433	
4,00	3	,2800	,2800
5,00	3	,3333	,3333
2,00	3		,4167
3,00	3		,4300
Sig.		,083	,209

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Concentración de metales /raíces

Cu Concentración en raíz

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
3,00	3	20,0000	
1,00	3	33,3333	33,3333
2,00	3	43,3333	43,3333
5,00	3		53,3333
4,00	3		54,0000
Sig.		,180	,266

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Fe Concentración en raíz

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
3,00	3	1845,3333	
2,00	3	4804,3333	
5,00	3	6352,0000	
4,00	3	8384,3333	8384,3333
1,00	3		27900,0000
Sig.		,833	,068

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Pb Concentración en raíz

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
4,00	3	2,1400	
5,00	3	2,6733	
3,00	3	5,0367	
2,00	3	6,3667	
1,00	3		75,0267
Sig.		,999	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Cd Concentración en raíz

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	1
1,00	3	1,0667	
3,00	3	1,2767	
4,00	3	1,4533	
5,00	3	1,6933	
2,00	3	4,1700	
Sig.		,140	

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Cr Concentración en raíz

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
1,00	3	2,2633	
3,00	3	3,9733	
2,00	3	10,3333	10,3333
4,00	3	18,7067	18,7067
5,00	3		22,0733
Sig.		,055	,220

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Concentración de metales en hojas

Cu Concentración en hojas

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1 2	1
3,00	3	11,3333	
1,00	3	12,6667	
2,00	3	15,6667	
5,00	3		32,0000
4,00	3		33,0000
Sig.		,851	,999

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Fe Concentración en hojas

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1 1	1
3,00	3	725,3333	
2,00	3	1107,6667	
5,00	3	4014,3333	
4,00	3	4135,6667	
1,00	3	5067,6667	
Sig.			,100

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Pb Concentración en hojas

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	1
4,00	3	,5900	
3,00	3	1,2167	
2,00	3	2,5267	
5,00	3	2,6300	
1,00	3		10,7433
Sig.		,134	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Cd Concentración en hojas

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	1
3,00	3		1,0433
4,00	3		1,1833
5,00	3		1,2967
2,00	3		1,3333
1,00	3		1,3800
Sig.			,891

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Cr Concentración en hojas

HSD de Tukey

Tipo de Enmienda	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
1,00	3	2,0567	
2,00	3	5,2700	
3,00	3	6,6000	
5,00	3		17,3333
4,00	3		18,1367
Sig.		,191	,992

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000

Concentración de metales en lixiviados

Análisis de la homogeneidad de las varianzas :

	Sadistic de Levene	gl1	gl2	Sig.
TRAT	.	4	.	.
CuLIX	9,873	4	10	,002
FeLIX	2,955	4	10	,075
PbLIX	7,048	4	10	,006
CdLIX	1,556	4	10	,260
CrLIX	4,499	4	10	,025

CuLIX
HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	1
3,00	3	1,4390	
2,00	3	3,9100	
5,00	3	7,4613	
4,00	3	12,9407	
1,00	3	20,0090	
Sig.		,093	

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

FeLIX
HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1 2	1
3,00	3	166,9067	
2,00	3	1074,0000	
5,00	3	1699,0000	
4,00	3	1701,3333	
1,00	3		15693,6667
Sig.		,587	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PbLIX

HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	1
3,00	3	,0633	
2,00	3	,1033	
5,00	3	,2333	
4,00	3	,3333	
1,00	3		1,5767
Sig.		,924	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

CdLIX

HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	1
3,00	3	,3187	
4,00	3	,3703	
5,00	3	,4747	
2,00	3	,4963	
1,00	3		1,7813
Sig.		,906	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

CrLIX
HSD de Tukey

TIPOENMI	N	Subconjunto para alfa = .05
		1 1
3,00	3	,0893
2,00	3	,3873
1,00	3	,5640
4,00	3	1,6517
5,00	3	2,0477
Sig.		,070

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Anexo 12: Galería Fotográfica

Día Inicial

Preparación de mezclas y sembrado



Foto 1: Hidrogel



Foto 2: Mezcla de las enmiendas



Foto 3: Siembra de esquejes en macetas



Foto 4: Preparación de los tratamientos

Día Final

Toma de muestras de lixiviados y muestras de sustratos y esquejes de vetiver

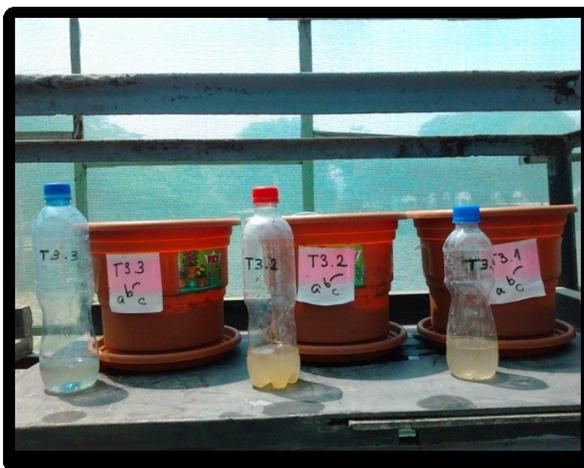


Foto 5: Toma de muestras de lixiviados.



Foto 6: Se toma las muestras de vetiver grass, en foto se aprecia el tratamiento T3, en donde se obtuvo mayor crecimiento de las hojas del vetiver grass.



Foto 7: Se tomó las muestras del vetiver grass, en la fotografía se muestra el tratamiento T1 el cual, presentó mortalidad al segundo día de evaluación.

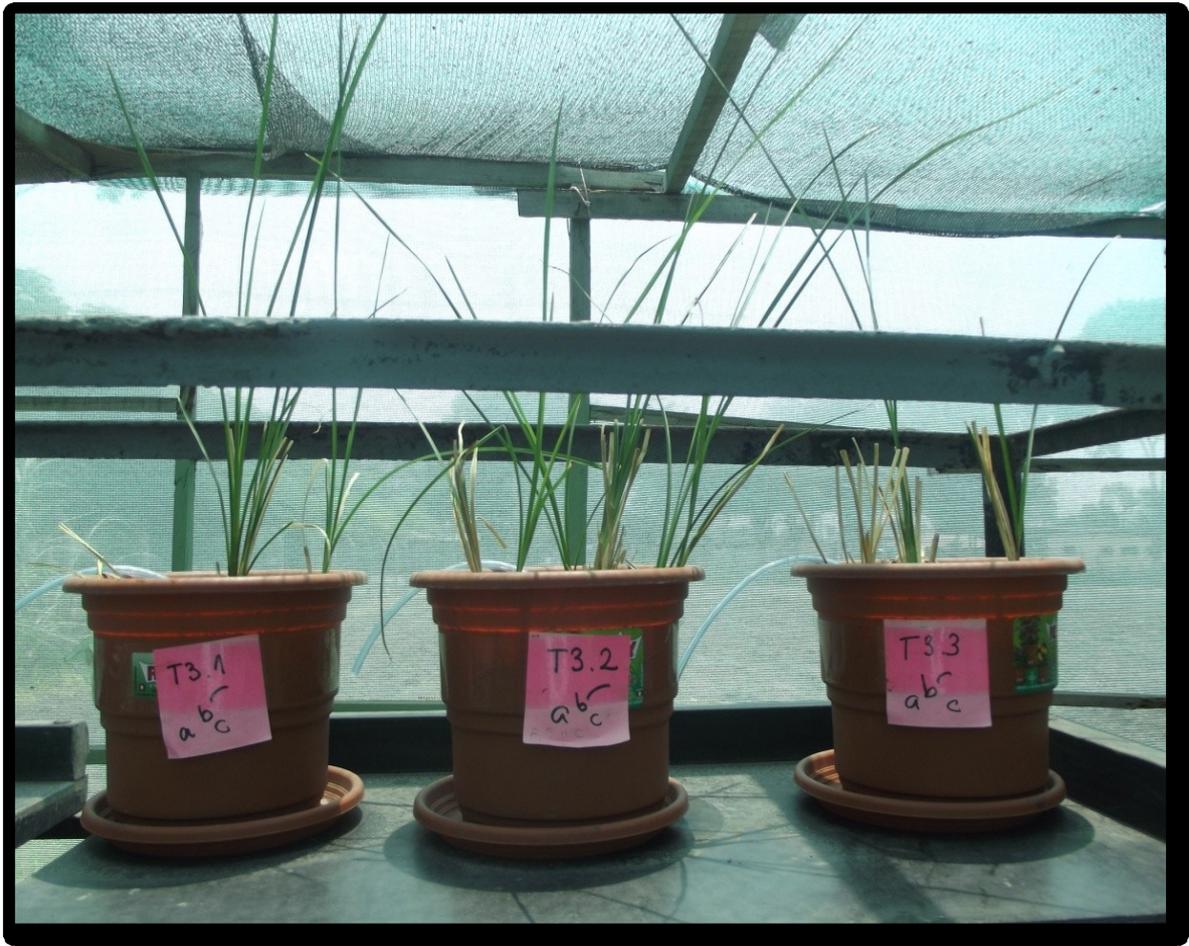


Foto 8: Tratamiento T3